

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

JOÃO PAULO ALVES PAGOTTO

**Padrões ecomorfológicos de assembleias de peixes em córregos da
bacia do rio Pirapó, região norte do Paraná, Brasil**

Maringá
2014

JOÃO PAULO ALVES PAGOTTO

**Padrões ecomorfológicos de assembleias de peixes em córregos da
bacia do rio Pirapó, região norte do Paraná, Brasil**

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

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Erivelto Goulart

Maringá
2014

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

P139p Pagotto, João Paulo Alves, 1981-
Padrões ecomorfológicos de assembleias de peixes em córregos da bacia do rio Pirapó, região norte do Paraná, Brasil / João Paulo Alves Pagotto. -- Maringá, 2014.
85 f. : il.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2014.
Orientador: Prof. Dr. Erivelto Goulart.

1. Peixes de água doce - Ecomorfologia - Pirapó, Rio, Bacia. 2. Peixes de água doce - Comunidades, Ecologia de - Pirapó, Rio, Bacia. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.1764098162
NBR/CIP - 12899 AACR/2

JOÃO PAULO ALVES PAGOTTO

**Padrões ecomorfológicos de assembleias de peixes em córregos da
bacia do rio Pirapó, região norte do Paraná, Brasil**

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

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Erivelto Goulart
PEA/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.^a Dr.^a Rosana Mazzoni Buchas
Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ)

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Prof.^a Dr.^a Norma Segatti Hahn
PEA/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Horácio Ferreira Júlio Júnior
PEA/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 13 de março de 2014.

Local de defesa: Anfiteatro do Nupélia, Bloco H-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 nestas páginas toda minha gratidão por aqueles que direta ou indiretamente estiveram envolvidos na realização desse projeto. Agradeço, especialmente, ao meu orientador, professor Dr. Erivelto Goulart, por todo o apoio, ensinamento e atenção propiciada durante meus anos de graduação, mestrado e doutorado na UEM. Mais do que um mentor em minha vida profissional, o considero um amigo e exemplo de pessoa. Obrigado, grande mestre, por me ajudar a trilhar esse caminho!

Agradeço de coração minha esposa Carolina Berti Yamamura, por estar comigo todos os dias e por proporcionar os momentos mais felizes e importantes da minha vida. Da mesma forma, sou imensamente grato ao meu pai, Clóvis Pagotto, pelo suporte, incentivo e ajuda na procura dos pontos de coleta utilizados nesse estudo, à minha mãe, Maria de Fátima Alves Pagotto, por toda atenção, cuidado e carinho e à minha irmã, Mariana Alves Pagotto, e seu marido, André Beal, pela ajuda e apoio.

Deixo aqui meus sinceros agradecimentos a: Fábio Teruo Mise, pela parceria nas atividades de campo e laboratório e também pelos bons momentos vivenciados durante o desenvolvimento deste projeto; Fagner de Souza e Luiz Fernando Caserta Tencatt pela ajuda na identificação e morfometria dos espécimes coletados e pelas boas risadas durante as longas horas de laboratório; Daniel Santos, Fabrício Oda e Bruno Sugayama pela ajuda nos trabalhos de campo e pelos dias de alegria vivenciados durante o curso; Hugo Message e Rômulo Behrend, que assim como os amigos supracitados, contribuíram para deixar a caminhada ao longo desses anos de doutoramento um tanto quanto mais leve; Edson Fontes de Oliveira e família, pelo apoio e amizade; Ana Lúcia Sampaio, Rogério Hanisch e Aline Rosa pela amizade, ótima convivência e por todas as discussões científicas sobre ecomorfologia; Fábio H. Yamada e família, pela amizade sincera; Ricardo Takemoto e Luís Henrique Moreira, pela disponibilização de parte dos materiais utilizados nos trabalhos laboratoriais; Guilherme Landgraf pelo auxílio com as imagens de satélite e pelos cálculos das áreas de ocupação do solo; Jean Ortega pela ajuda no desenvolvimento dos modelos nulos; Susicley Jati pela parceria na organização do Ciclo de Debates em Ecologia de Água Doce; Eveline Ferreira por compartilhar boas histórias e dias de trabalho na sala dos alunos; Dr. Kirk Winemiller e todos os amigos que fiz durante meu doutorado sanduíche na Texas A&M University, em College Station, EUA; João Dirço, Tato, Tuti e Valdecir pela ajuda na pesca elétrica e nos demais trabalhos de campo; Aldenir e Jocemara pela ajuda diária com os documentos da secretária; João Fábio e Salete pelo apoio e disponibilização de material bibliográfico; 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. Agradeço imensamente aos professores doutores Edson Fontes de Oliveira, Horácio Ferreira Júlio Júnior, Norma Segatti Hahn e Rosana Mazzoni Buchas, que compuseram a banca de avaliação desta tese e foram fundamentais para melhoria do documento.

Padrões ecomorfológicos de assembleias de peixes em córregos da bacia do rio Pirapó, região norte do Paraná, Brasil

RESUMO

Em corpos d'água expostos às alterações ambientais antrópicas, o padrão estrutural das assembleias de peixes pode assumir características específicas, de acordo com as condições ambientais vigentes. Neste sentido, questões relacionadas às consequências da interferência humana sobre este ecossistema necessitam de maiores investigações, sobretudo em relação às implicações que as condições urbanas e rurais impõem sobre a diversidade ecomorfológica e a estrutura da ictiofauna dos corpos d'água de pequena ordem. O estudo foi conduzido em tributários de segunda e terceira ordens da bacia do rio Pirapó, nos municípios de Maringá e Astorga, Paraná, Brasil, sendo selecionados nove pontos de coleta entre córregos urbanos e rurais. Conjuntos distintos de procedimentos estatísticos foram utilizados para testar as hipóteses apresentadas neste documento. Os resultados evidenciaram a influência das condições urbana e rural sobre a estrutura ecomorfológica das assembleias de peixes, revelando respostas adaptativas da ictiofauna frente às condições ambientais dominantes da referida bacia de drenagem. Os dados indicaram a importância de abordagens ecomorfológicas como ferramenta para fornecer informações sobre as formas de adaptação e resposta das assembleias de peixes às modificações nas condições ambientais. Da mesma forma confirmou a necessidade de ações que busquem a recuperação da vegetação ripária nas bacias de drenagem dos córregos de pequena ordem.

Palavras-chave: Ictiofauna. Ecomorfotipos. Distância ecomorfológica. Modelos nulos.

Ecomorphological patterns of fish assemblages in streams from the Pirapó River Basin, northern of Paraná State, Brazil

ABSTRACT

In water bodies located in areas under anthropogenic impacts, the structural patterns of fish assemblages can show peculiar characteristics according to the local environmental conditions. In this sense, it is needed to answer some questions about the consequences of human interference on these ecosystems, especially those questions related to the effects of urban and rural conditions on ecomorphological diversity and ecological structure of stream fish assemblages. The study was conducted in second and third order streams from the Pirapó River Basin, located close to the cities of Maringá and Astorga, Paraná state, Brazil, where it was selected nine samples sites along a rural and urban gradient. Different types of statistical methods were performed to test the hypotheses of this document. The results showed the influence of urban and rural conditions on ecomorphological structure of the ichthyofauna, revealing some adaptive answers. Therefore, this study presented the importance of the ecomorphological approach as a tool to provide information about adaptive patterns originated from changes in environmental conditions. Furthermore it confirms the need for actions to recover the riparian vegetation in hydrographic basins from small order streams.

Keywords: Ichthyofauna. Ecomorphotypes. Ecomorphological distance. Null models.

Tese elaborada e formatada conforme as normas da
publicação científica *Neotropical Ichthyology*.
Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/ni/>>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	10
2	RELAÇÕES ENTRE DIVERSIDADE DE ESPÉCIES E OCUPAÇÃO DO ESPAÇO ECOMORFOLÓGICO EM ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE CÓRREGOS URBANOS E RURAIS.....	13
	RESUMO.....	
	ABSTRACT.....	14
2.1	INTRODUÇÃO.....	15
2.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	17
2.2.1	ÁREA DE ESTUDO E DELINEAMENTO AMOSTRAL.....	17
2.2.2	COLETA DOS PEIXES E CARACTERIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS LOCAIS.....	20
2.2.3	MEDIDAS MORFOLÓGICAS.....	21
2.2.4	ANÁLISE DOS DADOS.....	22
2.2.4.1	Caracterização ambiental.....	22
2.2.4.2	Análise da autocorrelação espacial.....	23
2.2.4.3	Diversidade taxonômica.....	23
2.2.4.4	Estrutura ecomorfológica.....	23
2.2.4.5	Relações entre diversidade de espécies e ocupação do espaço ecomorfológico.....	25
2.3	RESULTADOS.....	25
2.3.1	CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL.....	25
2.3.2	AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL.....	27
2.3.3	ESTRUTURA TAXONÔMICA DA ICTIOFAUNA.....	28
2.3.4	ESTRUTURA ECOMORFOLÓGICA.....	30
2.3.5	RELAÇÕES ENTRE DIVERSIDADE DE ESPÉCIES E OCUPAÇÃO DO ESPAÇO ECOMORFOLÓGICO.....	33
2.4	DISCUSSÃO.....	34
	REFERÊNCIAS.....	40
3	IMPLICAÇÕES DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS SOBRE A COMPOSIÇÃO ECOMORFOLÓGICA DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM CÓRREGOS URBANOS E RURAIS DA REGIÃO NEOTROPICAL.....	47
	RESUMO.....	47
	ABSTRACT.....	48
3.1	INTRODUÇÃO.....	49
3.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	50
3.2.1	ÁREA DE ESTUDO E DELINEAMENTO AMOSTRAL.....	50
3.2.2	COLETA DOS PEIXES E CARACTERIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS LOCAIS.....	52
3.2.3	MEDIDAS MORFOLÓGICAS.....	54
3.2.4	ANÁLISE DOS DADOS.....	55

3.2.4.1	Caracterização ambiental.....	55
3.2.4.2	Análise da autocorrelação espacial.....	55
3.2.4.3	Composição ecomorfológica.....	56
3.2.4.4	Relação entre os ecomorfotipos e as variáveis ambientais.....	57
3.3	RESULTADOS	57
3.3.1	CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL	57
3.3.2	AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL	59
3.3.3	COMPOSIÇÃO ECOMORFOLÓGICA	60
3.3.4	DISTRIBUIÇÃO DOS ECOMORFOTIPOS SEGUNDO AS CONDIÇÕES AMBIENTAIS	64
3.4	DISCUSSÃO	65
	REFERÊNCIAS	72
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	78
	ANEXO 1.....	80
	ANEXO 2.....	82

1 INTRODUÇÃO

Em corpos d'água expostos às alterações ambientais antrópicas, o padrão estrutural das assembleias de peixes pode assumir características específicas, de acordo com as condições ambientais vigentes (Fig. 1). Na área de drenagem da bacia hidrográfica do rio Pirapó, a qual está inserida em uma das regiões mais populosas do estado do Paraná (IBGE, 2007), os pequenos tributários têm sido diretamente afetados pela intensa degradação ambiental, decorrente, principalmente, do acelerado crescimento urbano e do amplo desenvolvimento das atividades agropecuárias na região (Cassaro, 1999). Estas condições têm, comprovadamente, influenciado a composição e a diversidade de espécies da ictiofauna, como registrado por Cunico *et al.* (2006; 2012). Porém outras questões relacionadas às consequências da interferência humana sobre este ecossistema ainda necessitam de investigações, sobretudo em relação às implicações que o gradiente de condições ambientais existentes na referida bacia hidrográfica (*i.e.* áreas urbanas e rurais) impõe sobre a diversidade ecomorfológica e a estrutura da ictiofauna dos corpos d'água de pequena ordem. Neste contexto, merecem destaque os seguintes questionamentos:

1. Na bacia hidrográfica do rio Pirapó, as condições ambientais dos diferentes tributários tendem a selecionar as espécies morfológicamente mais adaptadas, ou a distribuição destas espécies independe das condições ambientais?
2. Existem formatos corporais específicos que caracterizam uma determinada condição ambiental?
3. Qual a condição ambiental existente na referida bacia hidrográfica que apresenta efeitos mais acentuados sobre a diversidade ecomorfológica?
4. Qual a influência das condições ambientais sobre a diversidade de formas do corpo e ocupação do espaço ecomorfológico?

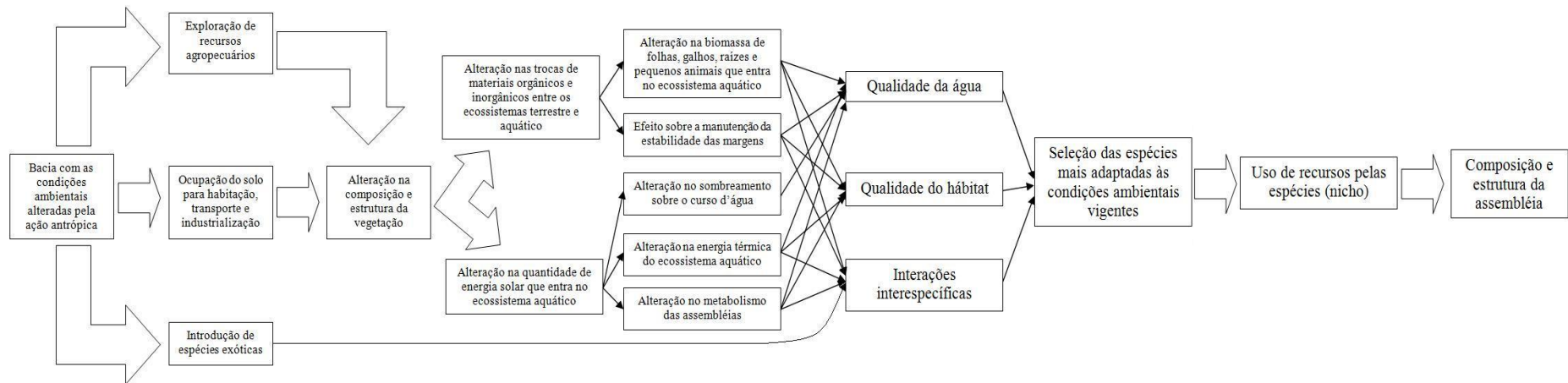


Fig. 1. Modelo conceitual utilizado para representar a maneira com que as atividades antrópicas realizadas nas bacias de drenagem dos córregos afetam as assembleias de peixes em suas características adaptativas e estruturais (baseada em Pusey & Arthington, 2003).

O encontro de respostas para as questões colocadas é importante no sentido de contribuir com a ampliação dos conhecimentos científicos sobre a ictiofauna de córregos Neotropicais, sobretudo os inseridos em meio às áreas intensamente modificadas pela ação antrópica. Neste sentido, o presente estudo foi desenvolvido com o objetivo de propiciar informações sobre as formas de adaptação e resposta das assembleias de peixes às modificações nas condições ambientais e, com isso, contribuir para o avanço científico e para o fornecimento de subsídios teóricos necessários para a elaboração de planos de manejo e recuperação de sistemas lóticos.

REFERÊNCIAS

Cassaro, L. 1999. *Estudos da degradação ambiental da bacia de captação de água para abastecimento da cidade de Maringá - PR*. Monografia. Maringá: Universidade Estadual de Maringá.

Cunico, A. M., A. A. Agostinho & J. D. Latini. 2006. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 1101-1110.

Cunico, A. M., E. A. Ferreira, A. A. Agostinho, A. C. Beaumord & R. Fernandes. 2012. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó River Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 105: 336-344.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2007. Base de dados eletrônica acessível em http://www.ibge.gov.br/mapas_ibge/tem.php

Pusey, B. J. & A. H. Arthington. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fishes: a review with special emphasis on tropical Australia. *Marine and Freshwater Research*, 54: 1-16.

2 RELAÇÕES ENTRE DIVERSIDADE DE ESPÉCIES E OCUPAÇÃO DO ESPAÇO ECOMORFOLÓGICO EM ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE CÓRREGOS URBANOS E RURAIS

RESUMO

O estudo foi desenvolvido em córregos urbanos e rurais, com objetivo de: (1) caracterizar as estruturas, taxonômica e ecomorfológica, das assembleias de peixes destes ecossistemas, a fim de identificar padrões quanto à variação na diversidade de espécies e à ocupação do espaço ecomorfológico entre ambas as condições ambientais; (2) analisar se há correlação significativa entre tais aspectos estruturais da ictiofauna e; (3) identificar os principais mecanismos estruturadores que atuam sobre o conjunto de espécies. As hipóteses pressupostas foram: (1) córregos detentores de maior heterogeneidade ambiental apresentam maior diversidade de espécies; (2) a maior diversidade taxonômica está associada à maior diversificação de formas do corpo e a coexistência de espécies ecomorfológicamente mais distintas; e (3) a tendência de variação das distâncias ecomorfológicas em função da diversidade de espécies é significativamente diferente daquela gerada ao acaso. O estudo foi conduzido em corpos d'água de segunda e terceira ordens pertencentes à bacia do rio Pirapó, nos municípios de Maringá e Astorga, Paraná, Brasil, sendo selecionados nove pontos de coleta entre córregos urbanos e rurais. A ordenação desses habitats de acordo com suas características ambientais foi averiguada pela análise de componentes principais (ACP). Aliado a isso, a tendência de variação da distância média em relação ao vizinho mais próximo (DMVMP), desvio padrão da distância média em relação ao vizinho mais próximo (DPDMVMP) e distância média entre as espécies e o centróide das assembleias (DMC) conforme a diversidade de espécies foi analisada por regressões lineares simples. Os resultados dessas análises foram comparados àqueles gerados para assembleias aleatorizadas, com o intuito de avaliar se a tendência de variação nas distâncias ecomorfológicas conforme o número de espécies nas assembleias não está relacionada a processos casuais. Dessa forma, córregos rurais foram caracterizados pela maior heterogeneidade de condições existentes no canal e apresentaram maior riqueza e diversidade de espécies, corroborando a primeira hipótese inicialmente proposta. Nesses ambientes, diferentemente da segunda hipótese proposta, o aumento do número de espécies esteve relacionado ao maior grau de similaridade interespecífica e à ocupação mais uniforme do espaço ecomorfológico (*i.e.* redução de DMVMP e DPDMVMP, respectivamente). Essas tendências apresentaram-se significativamente diferentes do acaso, demonstrando que a condição ambiental em que os corpos d'água estiveram inseridos influenciaram, de modo não aleatório, o padrão de organização e ocupação do espaço ecomorfológico pelas assembleias de peixes. Portanto, os córregos rurais investigados na bacia do rio Pirapó apresentaram estado de conservação relativamente maior do que os urbanos. Esta condição propiciou aumento da diversidade de espécies neste tipo de ambiente, o que esteve relacionado à seleção de planos corporais redundantes e mais especializados, capazes de garantir a ocupação mais regular do espaço ecomorfológico.

Palavras-chave: distâncias ecomorfológicas, heterogeneidade ambiental, ictiofauna, região Neotropical, rio Pirapó.

Relationships between species diversity and occupation of the ecomorphological space in fish assemblages from urban and rural streams

ABSTRACT

The study were performed in urban and rural streams aiming (1) to characterize the taxonomical and trophic structure of fish assemblages in these habitats type, in order to identify patterns of species diversity and occupation of the ecomorphological space; (2) analyze the significance of these structural aspects and; (3) identify the main mechanisms structuring the fish assemblages. The tested hypotheses were: (1) streams with more heterogeneous conditions show more species diversity; (2) higher taxonomical diversity is associated to higher body shape diversification and to the coexistence of more distinct species in ecomorphological terms and; (3) the trends of variation of the ecomorphological distances by the species diversity is significantly different from those obtained by chance. The study was conducted in second and third order streams from the Pirapó River Basin, located close to the cities of Maringá and Astorga, Paraná state, Brazil, where it was selected nine samples sites along a rural and urban gradient. The ordination of these habitats according to their environmental characteristics was evaluated by a principal component analysis (PCA). Variation of mean nearest neighbor distance (MNND), standard deviation of mean nearest neighbor distance (SDNND) and centroid distance (CD) according to species diversity was analyzed by simple regressions. The results of this analysis were compared to those obtained from random assemblages, in order to predict whether the observed distances are produced or not by chance. Rural streams were characterized as more heterogeneous habitats and showed greater species richness and diversity, corroborating our first hypothesis. On the other hand, differently of the second presupposed hypothesis, in these habitats type the increase of species number was related to a greater interspecific similarity and to more uniform occupation of the ecomorphological space (*i.e.* decreases in MNND and SDNND, respectively). These trends were significantly different from the random, and show that the environmental conditions of the streams sites established a non-random occupation of the ecomorphological space. Therefore, the rural streams from the Pirapó River Basin were more preserved than the urban. This condition favored the increase of species diversity, which was related to the selection of redundant and more specialized ecomorphotypes, adapted to preserve more regularity in the occupation of the ecomorphological space.

Key-words: ecomorphological distances, environmental heterogeneity, ichthyofauna, Neotropical region, Pirapó River.

2.1 INTRODUÇÃO

Em rios e córregos presume-se que a matriz de fatores ambientais, definida pela interação entre os componentes bióticos e abióticos do meio aquático e as áreas terrestres adjacentes influencie, de modo significativo, a composição e diversidade de espécies (Hynes, 1975; Allan *et al.*, 1997; Allan, 2004). Entre os pequenos tributários da região Neotropical, essa combinação de fatores promove a existência de assembleias altamente diversificadas em termos taxonômicos e funcionais (Winemiller *et al.*, 2008). No entanto, a despeito da notada relevância deste tipo de hábitat para manutenção da biodiversidade, diferentes formas de intervenções antrópicas foram registradas em suas características estruturais, principalmente no que concerne à ocupação das zonas marginais por agricultura, pecuária e urbanização (Allan, 2004). Tais atividades contribuem para o empobrecimento dos recursos disponíveis nos cursos d'água, promovendo diminuição da heterogeneidade ambiental através da redução da cobertura vegetal original, assoreamento do canal e homogeneização de hábitats (Walsh *et al.*, 2005; Casatti *et al.*, 2009).

Córregos cujos distúrbios provindos das atividades antrópicas perduram de forma contínua ao longo do tempo podem apresentar assembleias organizadas de forma distinta de seu contexto original (Harding *et al.*, 1998). Nesses ecossistemas, tais assembleias tendem a ser afetadas pelo tipo e intensidade das atividades incidentes sobre a bacia de drenagem (Roy *et al.*, 2005; Urban *et al.*, 2006; Alexandre *et al.*, 2010; Hepp *et al.*, 2010), sendo frequentemente alteradas quanto à composição e diversidade taxonômica (Cunico *et al.*, 2012), ocupação do nicho (Cardinale, 2011) e interações ecológicas (Bonato *et al.*, 2012; Cruz *et al.*, 2013). Vale ressaltar que o número de espécies presentes em determinada assembleia está ligado à multiplicidade de recursos disponíveis no ambiente e à maneira como são utilizados, de modo que a amplitude do nicho ecológico explorado e a forma como é partilhado entre as espécies exercem influencia significativa sobre os padrões de coexistência (Winemiller, 1991). Dessa forma, abordagens que conciliem aspectos taxonômicos e funcionais poderiam fornecer resultados mais completos acerca dos efeitos das modificações ambientais sobre a organização de assembleias (Villéger *et al.*, 2010).

Ecólogos têm utilizado a Ecomorfologia como ferramenta para explorar as relações funcionais entre espécies, a fim de identificar o papel das especializações e interações

interespecíficas na estruturação das assembleias (Hutchinson, 1959; Gatz, 1979a; Peres-Neto, 2004; Moreno *et al.*, 2006; Inward *et al.* 2011). Nessa abordagem, a distribuição dos traços ecomorfológicos no espaço multivariado pode ser considerada um indicador da diversificação de nichos e funções ecológicas existentes em um determinado ecossistema (Gatz, 1981; Ricklefs, 2012). Por conseguinte, a partir do cálculo das distâncias ecomorfológicas interespecíficas torna-se possível estimar o espaço de nicho ocupado pelas assembleias e descrever o padrão de similaridade funcional existente entre seus membros (Ricklefs & Miles, 1994).

Relações entre diversidade de espécies e ocupação do espaço ecomorfológico foram investigadas por alguns autores, com o intuito de analisar se variações no número de espécies coexistentes produzem mudanças na diversidade de formas ou no padrão de similaridade interespecífica dentro de grupos taxonômicos específicos (Ricklefs & Travis, 1980; Moreno *et al.*, 2006; Hoagstrom & Berry, 2008; Montaña & Winemiller, 2010). Neste sentido, Winemiller (1991) propôs que o aumento do número de espécies em assembleias pode levar a três consequências possíveis sobre a estrutura ecomorfológica: (1) a similaridade interespecífica e padrão de dispersão no espaço ecomorfológico permanecem constantes, mas o volume desse espaço aumenta, evidenciando diversificação de nicho, devido à inserção de novos formatos corporais adaptados à exploração de recursos ainda não utilizados (*i.e.* aumento da diversidade ecomorfológica); (2) o volume do espaço ecomorfológico permanece constante, a similaridade interespecífica aumenta e o padrão de dispersão neste espaço se torna mais uniforme, caracterizando resposta das assembleias frente às interações competitivas, sem que haja diversificação de nicho (*i.e.* empacotamento mais denso e regular, indicando tendência à maior partição do espaço ecomorfológico); (3) o volume do espaço permanece constante ou decresce e as espécies são empacotadas próximas umas às outras em tendência aleatória, indicando ausência de efeito das interações competitivas sobre a coexistência das espécies.

Com base nestes argumentos, alguns questionamentos merecem destaque, a exemplo de: como a diversidade e similaridade de formatos corporais variam conforme a diversidade de espécies em córregos submetidos a diferentes condições ambientais? Quais são os principais processos determinando a coexistência das espécies nesses ecossistemas? Questões similares foram debatidas por Hoagstrom & Berry (2008) e Junqueira *et al.*

(2012) em pesquisas sobre a estrutura da ictiofauna ao longo do gradiente longitudinal de bacias hidrográficas das regiões temperada e tropical, respectivamente. Da mesma forma Villéger *et al.* (2010) analisaram os efeitos do impacto ambiental sobre a diversidade taxonômica e ecomorfológica de peixes em ecossistemas costeiros. Entretanto, não há registros de estudos testando a influência antrópica, especialmente em pequenos corpos d'água urbanos e rurais, sobre o padrão de organização ecomorfológica e o efeito das variações na diversidade de espécies entre esses tipos de hábitat sobre a diversificação de formas do corpo em assembleias de peixes.

O presente estudo foi desenvolvido em córregos urbanos e rurais pertencentes à bacia do rio Pirapó, região norte do estado do Paraná, Brasil, com objetivo de: (1) caracterizar as estruturas, taxonômica e ecomorfológica, das assembleias de peixes destes ecossistemas, a fim de identificar padrões quanto à variação na diversidade de espécies e à ocupação do espaço ecomorfológico entre ambas as condições ambientais; (2) analisar se há correlação significativa entre tais aspectos estruturais da ictiofauna e; (3) identificar os principais mecanismos estruturadores (*e.g.* competição interespecífica ou filtros abióticos) que atuam sobre o conjunto de espécies. As hipóteses pressupostas foram: (1) córregos detentores de maior heterogeneidade ambiental apresentam maior diversidade de espécies; (2) a maior diversidade taxonômica está associada à maior diversificação de formas do corpo e a coexistência de espécies ecomorfolologicamente mais distintas; e (3) a tendência de variação das distâncias ecomorfológicas em função da diversidade de espécies é significativamente diferente daquela gerada ao acaso.

2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo e delineamento amostral

O estudo foi conduzido em córregos de segunda e terceira ordens pertencentes à bacia do rio Pirapó, nos municípios de Maringá e Astorga, Paraná, Brasil (Fig. 1). Esta região insere-se na faixa de transição entre o clima tropical e subtropical, sendo caracterizada, segundo o sistema de classificação climática de Köppen, como zona

temperada quente sempre úmida, Cfa (Maack, 2002). Os níveis pluviométricos registrados anualmente ultrapassam 1.000 mm, enquanto as temperaturas médias anuais variam entre 16 e 20°C, sendo janeiro o mês mais quente e úmido e julho o mais frio e seco (Passos, 2007).

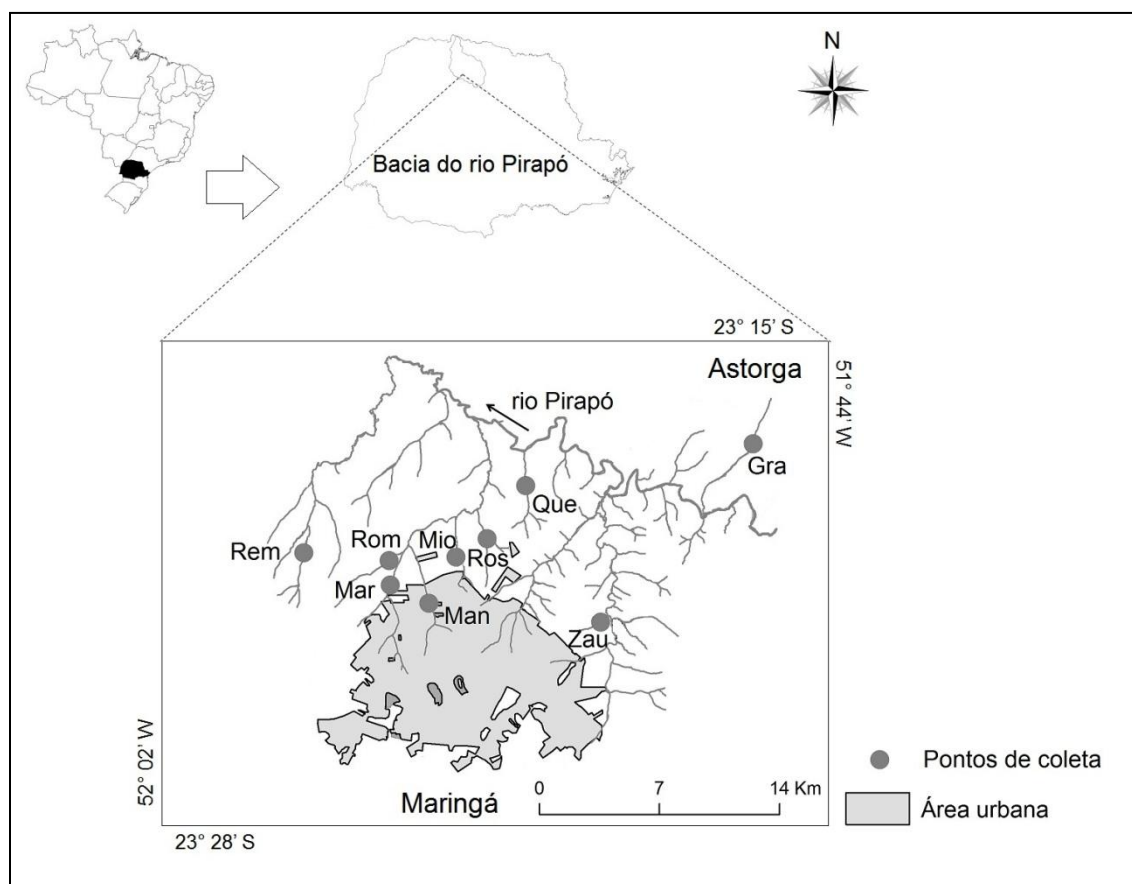


Fig. 1. Pontos de coleta em córregos da bacia hidrográfica do rio Pirapó, nos municípios de Maringá e Astorga, Paraná, Brasil: **Rem**, córrego do Remo (52°01'0.75"W/ 23°21'27.09"S); **Rom**, córrego da Romeira (51°58'9.55"W/ 23°21'40.40"S); **Mar**, ribeirão Maringá (51°58'8.00"W/ 23°22'28.09"S); **Man**, córrego Mandacaru (51°56'49.16"W/ 23°23'5.01"S); **Mio**, córrego Miosótis (51°55'52.29"W/ 23°20'39.82"S); **Ros**, água da Roseira (51°54'50.45"W/ 23°21'2.26"S); **Que**, água Queçaba (51°53'28.78"W/ 23°19'22.24"S); **Zau**, córrego Zaúna (51°50'55.11"W/ 23°23'41.99"S); **Gra**, ribeirão da Granada (51°45'39.95"W/ 23°18'5.26"S).

Os córregos do presente estudo foram selecionados em meio à paisagem atualmente dominante da bacia do rio Pirapó, ou seja, ambientes urbanos e rurais. Nesta bacia hidrográfica, corpos d'água com mais de 10% da área da bacia tomada por superfície impermeável foram considerados "Urbanizados". A adoção deste valor foi baseada em critério adotado por Cunico *et al.* (2012), em estudo sobre córregos do mesmo sistema hidrográfico, e Wang *et al.* (2001), que registrou influência significativa da urbanização

sobre as assembleias de peixes em bacias de drenagem com áreas de superfície impermeável acima do referido valor considerado. Por outro lado, corpos d'água com área de urbanização inferior a 10% da bacia foram classificados como “Rurais”, independentemente do tipo de atividade agropecuária desenvolvida em seu entorno (Tabela 1). A área de superfície impermeável de cada corpo d'água foi estimada por imagens de satélite Landsat 5 TM (*Thematic Mapper*), de 2011, utilizando os programas ArcGIS 9.3 e ENVI 4.5. Dessa forma, a rede hídrica foi gerada por um arquivo de isolinhas altimétricas, curvas de nível, com 5 metros de distanciamento entre as curvas. A partir desta rede foram geradas as bacias de drenagem, onde foram delimitadas as áreas para a extração das variáveis do uso do solo.

Tabela 1. Classificação de córregos afluentes do rio Pirapó segundo a área de superfície impermeável (S.I.) em suas respectivas bacias de drenagem.

Corpo d'água	Sigla	Área da bacia (ha)	S.I. (%)	Classificação
Mandacaru	Man	1.496,80	31,26	Urbanizado
Maringá	Mar	1.803,40	17,40	Urbanizado
Miosótis	Mio	970,38	13,55	Urbanizado
Roseira	Ros	849,15	3,23	Rural
Remo	Rem	773,37	0,55	Rural
Queçaba	Que	1.174,20	0,50	Rural
Zaúna	Zau	348,48	0,15	Rural
Granada	Gra	5.878,90	0,00	Rural
Romeira	Rom	875,79	0,00	Rural

Trabalhos de campo foram conduzidos em maio de 2011, período correspondente ao início da estação seca na região. Coletas de dados ambientais e ictiofaunísticos foram desenvolvidas em nove pontos localizados próximos à porção intermediária dos corpos d'água (Fig. 1). Em cada um destes locais, a extensão do trecho estudado foi padronizada em 50 metros, abrangendo, necessariamente, um conjunto de meso-habitats constituído por corredeiras, rápidos e remansos. A captura e o transporte dos espécimes coletados foram realizados mediante licenças concedidas pelos órgãos governamentais responsáveis pelo gerenciamento ambiental da área (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, SISBIO/25560-1 e Instituto Ambiental do Paraná - IAP, 250/10).

2.2.2 Coleta dos peixes e caracterização das condições ambientais locais

Os peixes foram coletados com pesca elétrica, utilizando gerador de corrente alternada de 2.500W operado a 500V e 2A. Cada trecho amostrado foi bloqueado com redes de espera (malha de 2 cm entre nós opostos) instaladas a montante e a jusante, sendo executada duas passagens dos puçás durante, aproximadamente, cinquenta minutos. Os exemplares capturados foram mortos, fixados em solução de formol 10% e, após 72 horas, transferidos para recipientes contendo álcool 70° GL. Os peixes coletados foram identificados de acordo com Graça & Pavanelli (2007), sendo os exemplares testemunhos depositados na coleção ictiológica do Nupélia/UEM, <http://peixe.nupelia.uem.br/> (Anexo 1).

A tomada de dados ambientais foi realizada após a coleta dos peixes. Neste sentido, cada trecho foi subdividido em transectos equidistantes (10 metros), onde foram quantificadas variáveis descritoras da morfologia do canal (largura e profundidade), diversidade de habitats no curso d'água (área de vegetação alagada, coeficiente de variação da velocidade da água e da profundidade), fluxo de água (velocidade), tipo de substrato e área de cobertura do dossel pela vegetação ripária.

A largura do leito foi tomada no limite de cada transecto, enquanto a profundidade e a velocidade do fluxo de água (estimada por um fluxômetro eletrônico) foram mensuradas na porção intermediária e nas margens direita e esquerda desses transectos. O cálculo do coeficiente de variação (CV) da velocidade da água e da profundidade foi definido por $CV = DP/\bar{X}$, em que “ \bar{X} ” representa a média dos valores estimados ao longo de todo o trecho e “DP” o desvio padrão da média. Esta medida foi baseada em Kaufmann & Faustini (2012) e Laub *et al.* (2012) para estimativa da heterogeneidade de habitats em ecossistemas aquáticos continentais.

A quantificação da área de vegetação alagada, cobertura do dossel e tipo de substrato foi feita com um quadrado de madeira com 0,25 m², subdividido em 25 quadrados menores de 0,10 m². Tais variáveis foram tomadas na porção intermediária e nas margens direita e esquerda dos transectos, sendo seus valores estimados a partir da soma das subdivisões preenchidas por vegetação alagada (galhos, troncos e raízes submersas), cobertura vegetal do estrato arbóreo e diferentes tipos de substrato, isto é, substrato instável

(areia e matéria orgânica), argila consolidada, substrato rochoso (blocos, seixos e grânulos) e resíduos antrópicos residenciais provenientes da construção civil.

2.2.3 Medidas morfológicas

Medidas morfológicas lineares relacionadas ao tronco, nadadeiras, cabeça e boca dos peixes foram tomadas com o auxílio de um paquímetro digital (aproximação de 0,01 mm), exceto aquelas maiores que 130,0 mm, que foram tomadas com régua. Áreas dos olhos e das nadadeiras foram obtidas a partir dos desenhos do contorno das estruturas sobre folhas plásticas, sendo, posteriormente, digitalizados para o cálculo da área interna pelo programa AutoCAD[®] (Autodesk, 2009). Apenas indivíduos adultos foram utilizados (Aranha *et al.*, 1993; Gomes *et al.*, 2001; Suzuki *et al.*, 2004; Gomiero & Braga, 2007; Gomiero *et al.*, 2008; Montag *et al.*, 2011), uma vez que o crescimento ontogenético pode promover variações na morfologia (Novakowski *et al.*, 2004), hábito alimentar (Russo *et al.*, 2007) ou uso do hábitat (Gratwicke *et al.*, 2006). Todos os indivíduos adultos capturados foram mensurados e utilizados nas análises.

Para cada espécie coletada calculou-se a média de cada medida morfológica linear e área sendo, posteriormente, obtidas proporções ecomorfológicas. Este procedimento permite que sejam avaliadas informações restritas às diferenças entre formas e promove independência das análises quanto ao tamanho dos espécimes. Embora o tamanho do corpo seja, reconhecidamente, um fator importante nas relações ecológicas entre peixes (Layman *et al.*, 2005), diferenças significativas nas dimensões corporais podem conduzir a tendência na variação dos dados relacionada, exclusivamente, ao tamanho dos espécimes. Assim, a utilização de proporções reduz as chances das análises serem dominadas por uma única variável (Winemiller, 1991). Alguns autores fizeram uso de proporções em seus estudos, partindo do princípio que, por expressarem a forma das estruturas morfológicas, as proporções são capazes de revelar seus papéis ecológicos (Gatz, 1979a e b; Watson & Balon, 1984; Winemiller, 1991; Willis *et al.*, 2005; Casatti & Castro, 2006; Montaña & Winemiller, 2010; Oliveira *et al.*, 2010; Pagotto *et al.*, 2011; Mise *et al.*, 2013; Sampaio *et al.*, 2013).

No presente estudo foram utilizadas 22 proporções ecomorfológicas para representar a ocupação do nicho trófico e espacial pelas espécies, sendo elas: índice de compressão, índice de depressão, comprimento relativo do pedúnculo caudal, altura relativa do pedúnculo caudal, largura relativa do pedúnculo caudal, comprimento relativo da cabeça, altura relativa da cabeça, largura relativa da cabeça, altura relativa da boca, largura relativa da boca, índice de protrusão, posição vertical do olho, área relativa do olho, área relativa da nadadeira dorsal, área relativa da nadadeira caudal, razão-aspecto da nadadeira caudal, área relativa da nadadeira anal, razão-aspecto da nadadeira anal, área relativa da nadadeira peitoral, razão-aspecto da nadadeira peitoral, área relativa da nadadeira pélvica e razão-aspecto da nadadeira pélvica. Maiores detalhes acerca das medidas morfológicas lineares e áreas envolvidas no cálculo das proporções ecomorfológicas, bem como das respectivas explicações de seus papéis funcionais, estão descritos em Oliveira *et al.* (2010).

2.2.4 Análise dos dados

2.2.4.1 Caracterização ambiental

Com o objetivo de ajustar valores à mesma escala, todas as variáveis ambientais foram padronizadas de acordo com a seguinte expressão matemática: $X'_{ik} = (X_{ik} - \bar{X}_k)/DP$, em que X_{ik} representa o valor da variável “k” no ponto de coleta “i”, \bar{X}_k a média da variável “k” entre todos os pontos de coleta e “DP” o desvio padrão da média. A ordenação dos pontos de coleta de acordo com suas características ambientais foi avaliada pela análise de componentes principais (ACP) realizada a partir da matriz de correlação dos dados ambientais padronizados. Nesta análise averiguou-se o padrão de agrupamento dos corpos d’água com características mais similares e as variáveis com maior relevância na segregação daqueles mais distintos. O critério de seleção dos eixos foi determinado pelo modelo de *broken-stick*, em que os eixos com autovalores maiores do que aqueles gerados pelo modelo foram utilizados para interpretação. Essa análise foi realizada no programa PC-ORD 5.0 (McCune & Mefford, 1999).

2.2.4.2 Análise da autocorrelação espacial

Em razão da relativa proximidade dos corpos d'água analisados, o teste de Mantel foi aplicado sobre as matrizes de similaridade biótica e distância geográfica entre os pontos de coleta, com o objetivo de analisar a influência da autocorrelação espacial dos córregos sobre a composição taxonômica das assembleias. A primeira matriz foi gerada pela distância de Bray-Curtis calculada sobre o arco-seno da raiz quadrada da abundância relativa das espécies entre os pontos de coleta. A segunda matriz, referente ao distanciamento espacial entre os pontos, foi obtida pelo cálculo da distância Euclidiana sobre as coordenadas geográficas entre cada local. Este teste foi realizado no programa R (R Core Team, 2013), pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2013).

2.2.4.3 Diversidade taxonômica

A comparação da diversidade taxonômica entre os pontos de coleta inseridos em ambientes rurais e urbanizados foi realizada por curvas de rarefação desenvolvidas no programa R (R Core Team, 2013), pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2013) e pelo cálculo do índice de diversidade de Shannon, definido por $H' = -\sum p_i \cdot \ln p_i$, em que “ p_i ” representa a proporção de indivíduos encontrados na espécie “ i ” (Magurran, 2004). Em seguida, com o intuito de averiguar a influência das condições ambientais sobre a estrutura taxonômica das assembleias (*i.e.* do conjunto de espécies de cada ponto de coleta analisado), foi realizada no programa Statistica 8.0 (StatSoft, 2007) uma regressão linear simples para testar a relação existente entre os valores do referido índice de diversidade e os escores dos eixos significativos da análise de componentes principais desenvolvida com as variáveis ambientais.

2.2.4.4 Estrutura ecomorfológica

Uma segunda ACP foi realizada sobre a matriz de correlação com proporções ecomorfológicas log-transformadas, a fim de caracterizar a tendência de variação interespecífica no espaço ecomorfológico multivariado entre as assembleias de peixes.

Seguindo o critério adotado na elaboração da primeira ACP, a seleção dos eixos foi determinada pelo modelo de *broken-stick*. A partir desta análise calculou-se a distância Euclidiana entre os escores de cada par de espécies nos quatro primeiros eixos, de acordo com a seguinte expressão matemática:

$$D_{jk} = \left[\sum_{i=1}^n (x_{ij} - x_{ik})^2 \right]^{\frac{1}{2}}$$

em que, D_{jk} representa a distância Euclidiana entre as espécies j e k , n corresponde ao número de eixos utilizados para calcular a distância, e x_{ij} e x_{ik} são os valores dos escores de ambas as espécies no eixo i da ACP (Gotelli & Elisson, 2004).

Com base no cálculo da distância Euclidiana entre os pares de espécies, determinou-se, para cada assembleia, a distância média em relação ao vizinho mais próximo (DMVMP), o desvio padrão da distância média em relação ao vizinho mais próximo (DPDMVMP) e a distância média entre as espécies e o centróide das assembleias (DMC). O vizinho mais próximo de uma espécie é aquele com quem ela apresenta maior semelhança morfológica (menor valor de D), e a média das distâncias entre todos os vizinhos mais próximos representa o grau de empacotamento das espécies no espaço ecomorfológico ocupado pela assembleia. Dessa forma, os menores valores para DMVMP indicam assembleias com maior empacotamento das espécies no espaço ecomorfológico, isto é, espécies tendendo a maior semelhança quanto ao formato corporal. O desvio padrão da distância média em relação ao vizinho mais próximo é uma forma de medida utilizada para representar a equitabilidade do empacotamento das espécies no espaço ecomorfológico. Consequentemente, os menores valores estão relacionados às assembleias em que as distâncias entre os vizinhos mais próximos são mais uniformes. A distância média entre as espécies e o centróide das assembleias representa o grau de ocupação do espaço ecomorfológico. Assim, valores mais elevados indicam a ocupação de maiores espaços, o que pode estar relacionado à maior diversidade de formas do corpo e nichos ecológicos explorados na assembleia. A hipótese nula de que os valores das distâncias ecomorfológicas não são significativamente diferentes entre as condições rurais e urbanas foi testada pela análise de variância (ANOVA) realizada no programa Statistica 8.0 (StatSoft, 2007). Explicações mais detalhadas sobre o tema podem ser encontradas em Ricklefs & Miles (1994), Peres-Neto (1999) e Pagotto *et al.* (2009).

2.2.4.5 Relações entre diversidade de espécies e ocupação do espaço ecomorfológico

A tendência de variação dos valores observados de DMC, DMVMP, DPDMVMP (variáveis dependentes) conforme a diversidade de espécies (variável independente) entre as diferentes assembleias foi analisada por regressões lineares simples. Posteriormente, as mesmas análises foram realizadas com as distâncias ecomorfológicas calculadas para as assembleias aleatorizadas. Esse procedimento foi realizado para avaliar se a tendência de variação do número de espécies das assembleias conforme as distâncias observadas não está relacionada a processos casuais. A análise de covariância (ANCOVA) foi utilizada para testar a hipótese nula de que não há interação entre os modelos observados e casuais. Em caso de aceitação dessa hipótese, assume-se que não há diferenças significativas na inclinação das retas de tendência entre ambos. Por outro lado, a rejeição de tal hipótese indica que as retas geradas por esses modelos apresentam inclinações distintas, sugerindo que as tendências de ocupação do espaço ecomorfológico são distintas entre as condições observadas e aleatorizadas.

Este procedimento foi baseado em metodologia utilizada por Montaña *et al.* (2014) para identificação de mecanismos estruturadores em assembleias de peixes. Os cálculos das distâncias ecomorfológicas e geração dos modelos nulos estão evidenciados no Anexo 2, e foram realizados no programa R (R Core Team, 2013), adaptados a partir de funções descritas por Silva & Brandão (2010). Regressões foram realizadas no programa Statistica 8.0 (StatSoft, 2007), enquanto a ANCOVA foi desenvolvida no programa R (R Core Team, 2013), pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2013).

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Caracterização ambiental

Os valores das variáveis ambientais estimadas entre os córregos estudados seguem descritos na Tabela 2. Os primeiros dois eixos da análise de componentes principais realizada com as variáveis ambientais apresentaram autovalores maiores do que os gerados

pelo critério de *broken-stick* e foram utilizados para indicar o padrão de ordenação dos pontos de coleta no espaço multivariado. O eixo 1 contabilizou 32,3% da variação total dos dados e ordenou os pontos de acordo com o grau de heterogeneidade ambiental e alterações decorrentes da ação antrópica (Fig. 2). Dessa forma, área de vegetação alagada, coeficiente de variação da profundidade, proporção de substrato argiloso, coeficiente de variação da velocidade da água e cobertura do dossel foram as principais variáveis correlacionadas positivamente com o eixo (autovetores = 0,413; 0,430; 0,511; 0,635; 0,884, respectivamente), enquanto profundidade média da coluna d'água, velocidade média do fluxo de água e presença de restos de construção foram as principais variáveis correlacionadas negativamente (autovetores = -0,521; -0,576; -0,835, respectivamente).

Os resultados da referida análise indicaram que pontos de coleta do ambiente rural apresentaram tendência a maior heterogeneidade ambiental (maior diversidade de habitats e recursos ambientais), enquanto os trechos urbanizados, com escores negativos, foram caracterizados pela presença de resíduos artificiais humanos, ausência de vegetação ripária e maior simplificação estrutural do habitat, apresentando canais mais profundos e homogêneos, com fluxo de água mais rápido e regular (Fig. 2).

Tabela 2. Variáveis ambientais estimadas entre os córregos da bacia do rio Pirapó: **Lar**, largura média \pm desvio padrão (m); **Pro**, profundidade média \pm desvio padrão (m); **Vel**, velocidade média do fluxo de água \pm desvio padrão (m/s); **VegAla**, área ocupada por vegetação alagada (m²); **Dos**, proporção do trecho coberto pelo dossel superior da vegetação ripária (%); Composição do substrato (%) determinada por material instável (**Ins**) e rochoso (**Roc**), argila consolidada (**Arg**) e resíduos antrópicos residenciais provenientes da construção civil (**Res**).

Córrego	Lar	Pro	Vel	VegAla	Dos	Composição do substrato			
						Ins	Roc	Arg	Res
Man	4,35 \pm 0,92	0,25 \pm 0,12	0,29 \pm 0,23	0	55	19	80	0,5	0,5
Mar	4,77 \pm 0,76	0,23 \pm 0,12	0,40 \pm 0,21	3,85	4	20	78	0	2
Mio	3,20 \pm 0,76	0,21 \pm 0,13	0,40 \pm 0,22	0,18	36	0	65	33	2
Gra	2,44 \pm 0,65	0,19 \pm 0,13	0,38 \pm 0,36	2,43	88	0	78	22	0
Que	3,27 \pm 1,18	0,21 \pm 0,16	0,19 \pm 0,15	4,04	72	3	77	20	0
Rem	2,62 \pm 0,71	0,22 \pm 0,13	0,22 \pm 0,10	3,04	73	96	4	0	0
Rom	2,93 \pm 0,44	0,16 \pm 0,07	0,39 \pm 0,16	3,21	77	0	82	18	0
Ros	3,08 \pm 0,86	0,22 \pm 0,14	0,19 \pm 0,17	4,11	83	6	67	27	0
Zau	1,78 \pm 0,27	0,19 \pm 0,09	0,19 \pm 0,14	3,02	79	2	85	13	0

Por outro lado, o eixo 2 contabilizou 26,1% da variação total e ordenou os pontos de coleta de acordo com o grau de estabilidade do substrato. Assim, o trecho inserido no córrego do Remo, com maior proporção de substrato instável e caracteristicamente mais assoreado (autovetor = -0,927) segregou-se dos demais, que exibiram maior proporção de substrato rochoso (autovetor = 0,848; Fig. 2).

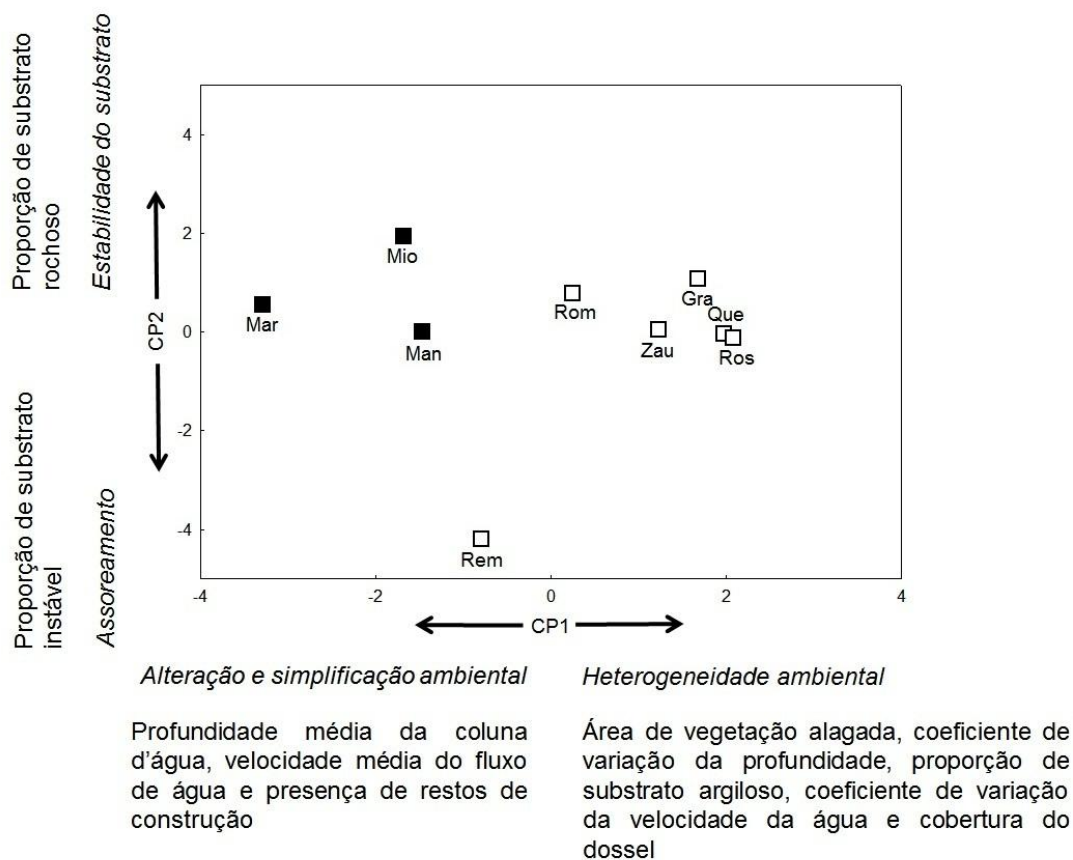


Fig. 2. Diagrama gerado pela análise de componentes principais mostrando a ordenação dos pontos de coleta inseridos em ambientes rurais (quadrados vazios) e urbanos (quadrados escuros), segundo as características ambientais.

2.3.2 Autocorrelação espacial

De acordo com os resultados do teste de Mantel, a matriz de similaridade das assembleias de peixes não esteve significativamente correlacionada com a matriz espacial definida pela distância euclidiana entre a posição geográfica dos pontos de coleta ($R = -$

0,113; $p = 0,723$). Portanto, há evidências que permitem afirmar que as ictiofaunas dos trechos analisados são espacialmente independentes, e que as variações de suas características estruturais não dependem do distanciamento geográfico entre os pontos de coleta.

2.3.3 Estrutura taxonômica da ictiofauna

Um total de 24 espécies distribuídas em 17 Gêneros, 10 Famílias e seis Ordens foi coletado (Tabela 3; Anexo 1). Córregos rurais apresentaram maior riqueza e diversidade de espécies, como detectado, respectivamente, pela curva de rarefação (Fig. 3A) e pelos valores médios do índice de diversidade de Shannon (Fig. 3B). Esses valores foram determinados, principalmente, pelo aumento do número de espécies em Characidae e Heptapteridae nesses ambientes (Tabela 3). *Poecilia reticulata* foi a espécie mais abundante, sendo predominante nos corpos d'água urbanizados e no córrego do Remo.

Relação positiva e significativa foi registrada pela regressão linear simples realizada entre os valores do índice de diversidade de Shannon e o primeiro eixo da análise de componentes principais desenvolvida com as variáveis ambientais ($R^2 = 0,6$, $p = 0,01$; Fig. 4A). Neste contexto, revelou-se que a maior heterogeneidade ambiental existente entre os corpos d'água do ambiente rural (com exceção do córrego do Remo) foi fator preponderante para explicar o aumento na diversidade de espécies. Por outro lado, a regressão linear entre o índice de diversidade de Shannon e o segundo eixo da ACP ambiental não foi significativa ($R^2 = 0,1$; $p = 0,41$; Fig. 4B), indicando que o grau de assoreamento não influenciou o número de espécies presentes entre as assembleias estudadas.

Tabela 3. Classificação taxonômica das espécies de peixes coletadas nos córregos afluentes do rio Pirapó e suas respectivas abundâncias. O sistema de classificação foi baseado em Nelson (2008) para Ordens e Famílias de Siluriformes, Mirande (2010) para Characidae e Reis *et al.* (2003) para Crenuchidae, Erythrinidae, Gymnotidae, Poeciliidae, Synbranchidae e Cichlidae.

Classificação taxonômica	Urbano					Rural			
	Man	Mar	Mio	Gra	Que	Rem	Rom	Ros	Zau
Osteichthyes									
Characiformes									
Crenuchidae									
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909				5	9				7
Characidae									
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	1	2		14	19		10		
<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007		2		8		6		9	14
<i>Astyanax</i> aff. <i>paranae</i> Eigenmann, 1914		5		3	29	2	3	30	
<i>Bryconamericus exodon</i> Eigenmann, 1907						3			
<i>Bryconamericus</i> aff. <i>iheringi</i> (Boulenger, 1887)				4					
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908				7	1	3			
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983								1	
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867				13	15				
Erythrinidae									
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)				1				1	
Siluriformes									
Callichthyidae									
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)					27				
Loricariidae									
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	11	119	12	7	2	3	5	25	1
<i>Hypostomus</i> cf. <i>strigaticeps</i> (Regan, 1908)		1		1	3				1
Heptapteridae									
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959		7	8	2	1		1	2	3
<i>Imparfinis borodini</i> Mees & Cala, 1989									16
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911		1			3		2		
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)								55	
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)			1			1	10		1
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917					2				
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	8	10	1	2	4	4	2	2	3
Gymnotiformes									
Gymnotidae									
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)				2		2	1		
Cyprinodontiformes									
Poeciliidae									
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	101	84	40	3	5	98		14	15
Synbranchiformes									
Synbranchidae									
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795		1							
Perciformes									
Cichlidae									
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982					2				

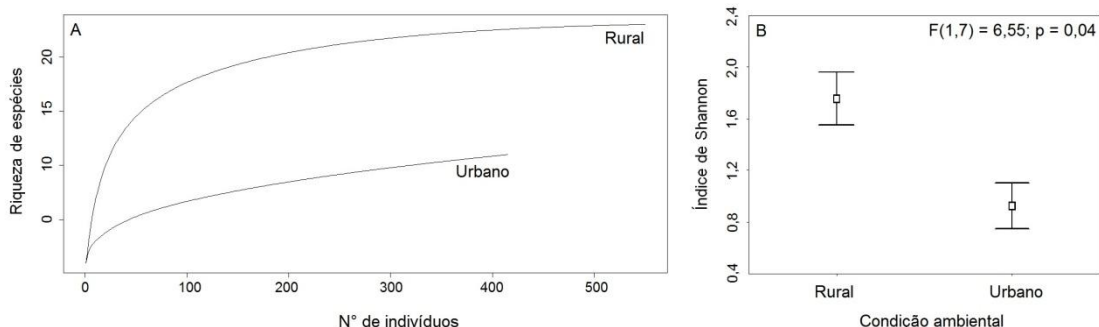


Fig. 3. (A) Curvas de rarefação desenvolvidas para as duas diferentes condições ambientais analisadas; (B) Valores médios do índice de diversidade de Shannon (\pm erro padrão) calculado entre as condições rurais e urbanas. Resultados da análise de variância evidenciando diferenças significativas entre estes valores seguem descritos no quadro posicionado na canto superior direito da figura. .

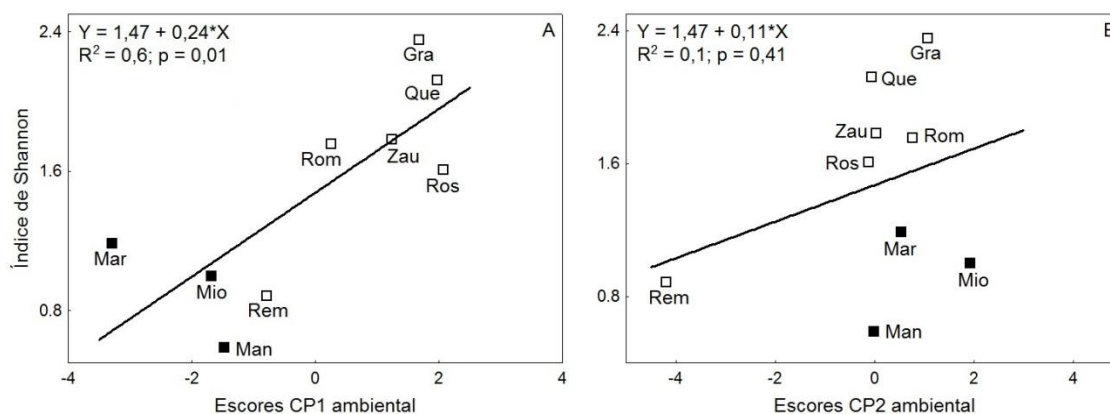


Fig. 4. Diagramas gerados pela regressão linear simples mostrando a relação linear positiva existente entre os valores do índice de diversidade de Shannon e os escores dos eixos um (A) e dois (B) da ACP desenvolvida com as variáveis ambientais tomadas em córregos rurais (quadrados vazios) e urbanos (quadrados escuros).

2.3.4 Estrutura ecomorfológica

Dentre as espécies coletadas, quatro apresentaram somente indivíduos jovens (*Oligosarcus paranensis*, *Gymnotus inaequilabiatus*, *Synbranchus marmoratus* e *Crenicichla britskii*) e não foram utilizadas nas análises ecomorfológicas subsequentes. A análise de componentes principais realizada com as proporções ecomorfológicas evidenciou a organização das espécies quanto à forma do corpo e revelou as principais variáveis responsáveis por determinar o padrão de segregação no espaço multivariado. Nesta análise, os dois primeiros eixos, em conjunto, explicaram 62,25% e foram utilizados para caracterizar a diversificação ecomorfológica entre as espécies estudadas (Tabela 4).

Tabela 4. Autovetores dos eixos mais explicativos (CP1 e 2) gerados pela ACP. As principais variáveis responsáveis por explicar o padrão de ordenação das espécies estão destacadas em negrito. Na porção inferior da tabela seguem os autovalores dos eixos, o autovalor predito por *broken-stick* e a proporção das variâncias explicadas por ambos os eixos.

Atributos ecomorfológicos	CP1	CP2
Índice de compressão	0,975	0,097
Índice de depressão	-0,836	0,266
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	-0,582	-0,410
Altura relativa do pedúnculo caudal	-0,841	0,104
Largura relativa do pedúnculo caudal	0,716	-0,226
Comprimento relativo da cabeça	0,187	-0,402
Altura relativa da cabeça	-0,738	-0,261
Largura relativa da cabeça	-0,530	-0,057
Altura relativa da boca	-0,671	0,616
Largura relativa da boca	0,232	0,730
Índice de protrusão	0,663	0,053
Posição vertical do olho	-0,864	0,226
Área relativa do olho	0,904	-0,171
Área relativa da nadadeira dorsal	-0,270	-0,723
Área relativa da nadadeira caudal	0,268	-0,758
Razão-aspecto da nadadeira caudal	0,851	0,059
Área relativa da nadadeira anal	0,757	0,329
Razão-aspecto da nadadeira anal	0,492	0,106
Área relativa da nadadeira peitoral	-0,130	-0,962
Razão-aspecto da nadadeira peitoral	0,741	-0,209
Área relativa da nadadeira pélvica	-0,485	-0,729
Razão-aspecto da nadadeira pélvica	0,573	-0,204
Autovalor	9,392	4,302
Autovalor predito: <i>broken-stick</i>	3,691	2,691
Variância explicada (%)	42,692	19,555
Variância acumulada (%)	42,692	62,247

O eixo 1 evidenciou segregação ecomorfológica relacionada, principalmente, à forma do tronco, área e posição dos olhos, forma da nadadeira caudal e altura relativa do pedúnculo. Desse modo, espécies com escores posicionados no extremo positivo desse eixo apresentaram maiores valores para o índice de compressão (*i.e.* corpos mais altos e comprimidos), área relativa dos olhos e razão-aspecto da nadadeira caudal (Tabela 4; Fig. 5). Por outro lado, espécies com escores no extremo negativo apresentaram maiores valores para posição vertical do olho, altura relativa do pedúnculo caudal e índice de depressão (*i.e.* corpos mais deprimidos). Próximo à origem do eixo estiveram os escores das espécies com planos corporais menos especializados, tendendo ao formato fusiforme.

O eixo 2 evidenciou segregação ecomorfológica relacionada, principalmente, ao tamanho relativo da boca e áreas das nadadeiras dorsal, caudal, peitoral e pélvica, sendo que espécies com escores posicionados na porção positiva do gradiente tenderam a apresentar boca relativamente mais larga, enquanto a área relativa das nadadeiras aumentou em direção ao extremo negativa do eixo (Tabela 4; Fig. 5).

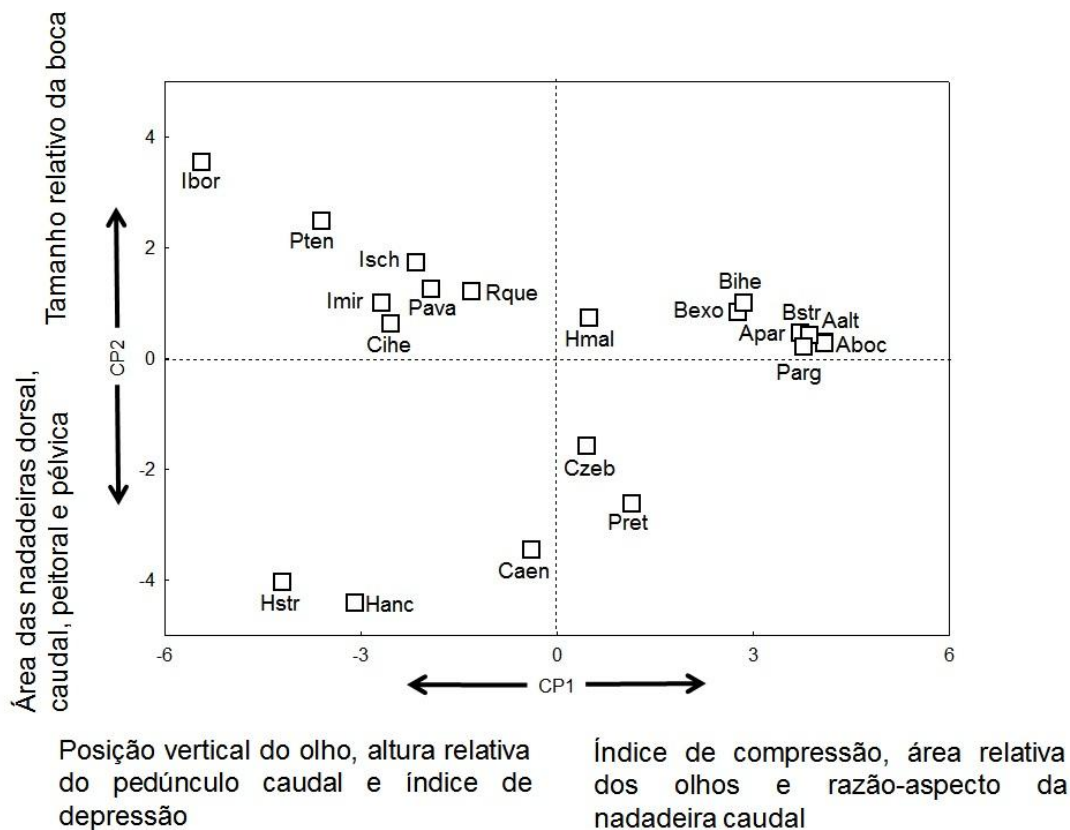


Fig. 5. Distribuição dos escores das espécies no espaço ecomorfológico multivariado gerado pelos dois primeiros eixos (CP1 e CP2) da ACP. As principais variáveis responsáveis por explicar o padrão de ordenação seguem destacadas em cada eixo. Os códigos utilizados para representar os diferentes escores correspondem à primeira letra do gênero e as iniciais do epíteto específico de cada espécie analisada (Anexo 1).

As distâncias ecomorfológicas calculadas para cada uma das assembleias seguem descritas na Tabela 5. Embora não tenham sido registradas diferenças significativas entre os valores médios dessas medidas para as duas condições ambientais investigadas, os corpos d'água urbanizados apresentaram valores extremos para distância média entre as espécies e o centróide (DMC), enquanto os córregos rurais tenderam a apresentar menores valores para distância média do vizinho mais próximo (DMVMP). Em relação ao desvio padrão da distância média do vizinho mais próximo (DPDMVMP), o menor e mais distinto valor foi registrado para o córrego Mandacaru. A discrepância desse valor em relação ao calculado para os demais córregos pode estar relacionada à combinação do baixo número de espécies coexistentes com a hiperdispersão dos escores no espaço ecomorfológico, como revelado

pelos valores extremos de DMC e DMVMP (Tabela 5), o que contribuiu para que todas as espécies permanecessem uniformemente dispersas neste espaço.

Tabela 5. Distâncias ecomorfológicas calculadas para cada ponto de coleta da bacia do rio Pirapó. Na porção inferior seguem os resultados da análise de variância (F) e as respectivas probabilidades de significância (p) calculadas para testar diferenças entre os valores de distâncias ecomorfológicas dos pontos de coleta rurais e urbanos.

Corpos d'água	DMC	DMVMP	DPDMVMP
Rurais			
Granada	3,86	1,75	1,54
Queçaba	3,77	1,42	1,03
Remo	4,00	2,82	2,28
Romeira	3,42	1,79	1,65
Roseira	3,93	2,79	2,35
Zaúna	4,07	2,70	1,19
Urbanos			
Mandacaru	4,21	5,96	0,35
Maringá	4,16	1,75	1,87
Miosótis	3,35	3,38	2,32
F_(ANOVA)	0,08	2,81	0,10
p	>0,05	>0,05	>0,05

2.3.5 Relações entre diversidade de espécies e ocupação do espaço ecomorfológico

A tendência de variação entre DMC e diversidade de espécies não se apresentou significativa, tampouco diferente daquela produzida por assembleias geradas aleatoriamente (Fig. 6A). Esse resultado indicou que o acréscimo no número de espécies em assembleias não produziu aumento na diversidade ecomorfológica. Por outro lado, a relação entre DMVMP e diversidade de espécies evidenciou que a similaridade interespecífica se tornou, em média, maior conforme novas espécies foram acrescentadas às assembleias (Fig. 6B). Essa tendência apresentou-se significativamente diferente daquela produzida ao acaso. Da mesma forma, DPDMVMP decresceu com o aumento na diversidade de espécies. No entanto, o modelo gerado com todos os corpos d'água investigados não foi significativo (Fig. 6C), em razão do valor discrepante registrado para o córrego Mandacaru. Neste caso, o referido córrego pode ser considerado um *outlier* dificultando a interpretação dos resultados. A análise realizada sem este valor extremo revelou a existência de modelo significativo, evidenciando tendência negativa e significativamente diferente do acaso (Fig. 6D). Esse resultado, aliado ao obtido para

DMVMP, sugere que mecanismos não casuais produziram padrões mais regulares de ocupação do espaço ecomorfológico, na medida em que as espécies coexistentes se tornaram mais similares (Fig. 6B e D).

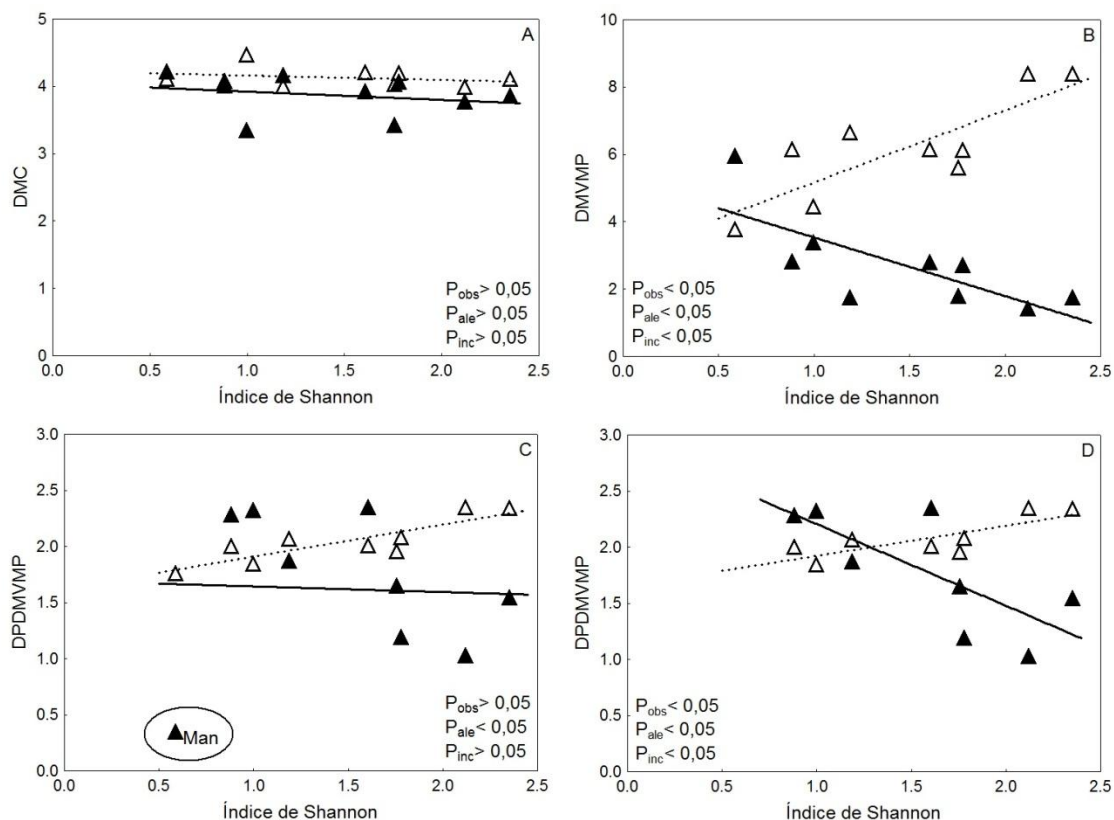


Fig. 6. Regressões lineares simples realizadas entre o índice de diversidade de Shannon e as distâncias ecomorfológicas calculadas para assembleias observadas (\blacktriangle) e geradas aleatoriamente (\triangle). A significância dos modelos (P_{obs} e P_{ale}) e da interação entre ambos (diferenças na inclinação das retas; P_{inc}) seguem em destaque. O córrego Mandacaru foi evidenciado na figura “C” como um *outlier* em relação aos demais. Os modelos da figura “D” foram gerados sem o valor de DPDMVMP do referido córrego.

2.4 DISCUSSÃO

A hipótese de que córregos detentores de maior heterogeneidade ambiental apresentam maior diversidade de espécies foi corroborada pelas relações significativas entre os valores do índice de diversidade de Shannon e os escores dos eixos um da análise se componentes principais. Entretanto, diferentemente da segunda hipótese inicialmente proposta, o aumento do número de espécies esteve relacionado ao maior grau de

similaridade interespecífica e à ocupação mais uniforme do espaço ecomorfológico (*i.e.* redução de DMVMP e DPDMVMP, respectivamente). Essas tendências apresentaram-se significativamente diferentes do acaso, demonstrando que a condição ambiental em que os corpos d'água estiveram inseridos influenciaram, de modo não aleatório, o padrão de organização e ocupação do nicho ecológico pelas assembleias de peixes.

Áreas tomadas por assentamentos humanos ou utilizadas para fins econômicos comumente apresentam alterações expressivas na diversidade de espécies (Allan & Castillo, 2009). Bacias de drenagem ocupadas por culturas agrícolas, criação de animais, ou urbanização são negativamente afetadas pelo desmatamento da vegetação ripária, assoreamento do canal e contaminação por poluentes químicos e orgânicos (Ramírez *et al.*, 2008; Allan & Castillo, 2009). Em tais ambientes, as respostas ecológicas das assembleias podem variar conforme a atividade desenvolvida no entorno dos corpos d'água (Urban *et al.*, 2006; Alexandre *et al.*, 2010; Hepp *et al.*, 2010). Análises comparativas acerca do padrão de variação da diversidade taxonômica entre os diferentes córregos estudados evidenciaram que o tipo de ocupação na bacia de drenagem influenciou, de forma consistente, o número de espécies coexistentes nas ictiofaunas. Neste contexto, córregos inseridos em ambientes rurais apresentaram valores significativamente maiores para o índice de diversidade do que os urbanos. Este resultado corroborou os dados obtidos por Cunico *et al.* (2012) em estudo sobre córregos desta mesma bacia hidrográfica, demonstrando que a redução na área de superfície impermeável no entorno dos corpos d'água da região pode influenciar substancialmente o padrão de organização das assembleias de peixes.

Em escala local, os córregos rurais da bacia do rio Pirapó diferenciaram-se dos urbanos pela maior heterogeneidade de condições ambientais. Nesses corpos d'água, características como cobertura mais ampla do dossel, responsável pelo incremento de galhos, folhas e pequenos animais no curso d'água (Pusey & Arthington, 2003), maior variação da profundidade do leito, presença de trechos com velocidades distintas de fluxos de água e maiores proporções de vegetação submersa são aspectos que contribuem para ampliar o mosaico de condições tróficas e espaciais do local e, conseqüentemente, propiciam maior oferta de recursos às espécies que habitam esse tipo de ambiente (Gorman & Karr, 1978; Teresa & Romero, 2010; Casatti *et al.*, 2012).

A heterogeneidade (complexidade) ambiental representa um dos principais fatores estruturadores em assembleias (Kovalenko *et al.*, 2012). Assim, a maior variedade de condições registrada para os córregos rurais investigados foi responsável por explicar o aumento na diversidade de espécies nesses ambientes, independentemente de suas posições geográficas na bacia de drenagem. Embora o grau de assoreamento do canal também tenha sido utilizado por alguns autores como uma das causas para explicar as variações na estrutura das assembleias de peixes (Casatti, 2004; Casatti *et al.*, 2009; Cruz *et al.*, 2013), no presente estudo, esta variável ambiental não se apresentou significativamente relacionada com a diversidade. No entanto, não se pode desconsiderar sua importância sobre a organização da ictiofauna na área estudada, uma vez que o córrego do Remo, detentor da maior proporção de substrato instável (*i.e.* areia) e, portanto, caracterizado pelo maior assoreamento, foi o que apresentou o menor valor de diversidade de espécies entre os corpos d'água do ambiente rural. Este fato, talvez, tenha contribuído para ampliar a homogeneização das condições ambientais do referido córrego, determinando o posicionamento de seu escore próximo ao dos urbanos no primeiro eixo da ACP realizada com as variáveis ambientais.

Diferentemente de Willis *et al.* (2005), que registraram associações positivas entre diversidade de formas do corpo e número de espécies em habitats estruturalmente mais complexos, no presente estudo não foram obtidas relações significativas entre a amplitude do espaço ecomorfológico, caracterizada pelos valores de DMC, e índice de Shannon, sendo o aumento da diversidade taxonômica sustentado por tendência não aleatória de maior empacotamento neste espaço. Consequentemente, o acréscimo de espécies nas assembleias inseridas em habitats mais heterogêneos não esteve relacionado à adição de novos planos corporais adaptados à exploração de recursos ainda não utilizados, mas foi definido pelo aumento da redundância ecomorfológica em alguns grupos com formas do corpo mais especializadas, a exemplo de Characidae e Heptapteridae. Este resultado corroborou o que foi previamente registrado por outros autores acerca do aumento do número de espécies funcionalmente mais especializadas em córregos detentores de maior heterogeneidades ambiental (Poff & Allan, 1995; Casatti *et al.*, 2012). Nesses locais, tais espécies podem ser beneficiadas pela maior disponibilidade de recursos, que possibilita a

exploração de micro-habitats e itens alimentares para os quais suas morfologias estão mais adaptadas (Willis *et al.*, 2005).

De acordo com a ACP realizada com variáveis ecomorfológicas, Characidae e Heptapteridae estiveram posicionadas em posições opostas do espaço multivariado. Neste contexto, o primeiro grupo foi representado por peixes com corpos mais altos e comprimidos, nadadeira caudal com tendência à bifurcação e presença de olhos e bocas relativamente maiores. Estas estruturas ecomorfológicas fornecem maior desempenho em manobras (Breda *et al.*, 2005), e favorecem a ocupação de trechos mais estruturados por vegetação alagada e com fluxo reduzido, onde presas (*e.g.* insetos terrestres) podem ser visualizadas e capturadas nos diferentes estratos da coluna d'água (Oliveira *et al.*, 2010). Por outro lado, Heptapteridae foi caracterizada pela maior depressão do corpo, olhos dorsais, boca relativamente grande e pedúnculo caudal mais robusto e longo. Tais estruturas permitem melhor desempenho em trechos de rápidos e corredeiras (Teresa & Casatti, 2013), onde as espécies conseguem realizar movimentos de deslocamento à procura de presas na região bentônica, por exemplo, insetos em diferentes estágios de desenvolvimento (Pagotto *et al.*, 2011).

O aumento da redundância ecomorfológica de ambos os táxons em córregos rurais sugere a existência de processos não aleatórios determinando a seleção de funções ecológicas específicas nas assembleias. Segundo Guillemot *et al.* (2011), isso indica que certas funções devem, preferencialmente, ocorrer em detrimento de outras. Neste caso, filtros ambientais, como as maiores áreas de vegetação alagada, podem favorecer a coexistência de espécies de Characidae em tais corpos d'água, da mesma forma que a presença de substrato rochoso neste tipo de ambiente podem beneficiar os representantes de Heptapteridae. Apesar da importância desse mecanismo sobre a organização de ictiofaunas (Peres-Neto, 2004; Mouillot *et al.*, 2007; Mouchet *et al.*, 2013), os resultados do presente estudo também indicaram a influência das interações competitivas sobre a seleção de espécies entre as assembleias investigadas.

A relação negativa entre DPDMVMP e diversidade taxonômica indicou que as espécies distribuem-se de forma mais uniforme pelo espaço ecomorfológico conforme o aumento da diversidade. Resultados semelhantes foram registrados por Montaña & Winemiller (2010), que associaram os padrões de ocupação mais regulares à influência das

interações competitivas sobre a seleção de formas capazes de minimizar a sobreposição ecológica pela partição mais uniforme dos recursos disponíveis. Neste sentido, comparações entre a inclinação das retas de tendência geradas pelas análises de regressão desenvolvidas com dados observados e aleatórios, revelou que, apesar da maior redundância ecomorfológicas em assembleias mais diversas, as espécies foram selecionadas por mecanismos não aleatórios, de modo a conservar formatos corporais que garantam a partição mais regular dos recursos disponíveis.

Entre os córregos urbanos, especialmente Mandacaru e Maringá, os maiores valores registrados para as distâncias ecomorfológicas contrariaram a hipótese de redução da diversidade funcional em habitats mais homogêneos (Barragán *et al.*, 2011). A exemplo do que foi registrado por Hoagstrom & Berry (2008), as ictiofaunas hiperdispersas encontradas nesse tipo de ambiente apresentaram ampla ocupação do espaço ecomorfológico, mas alguns táxons foram representados por poucas espécies, a exemplo de Characidae. Neste sentido, há evidências que atestam a conspícua diminuição da redundância ecomorfológica nesses corpos d'água, confirmando Inward *et al.* (2011) de que em assembleias expostas a condições ambientais intensamente alteradas pela ação antrópica, as espécies tendem a ser progressivamente removidas do espaço ecomorfológico, até que permaneçam somente aquelas mais distintas entre si. O arrefecimento na redundância funcional dentro de grupos específicos foi enfatizado por Laliberté *et al.* (2010) como uma das principais consequências da simplificação dos ecossistemas pela ação humana, levando a perdas significativas da capacidade de resiliência destes grupos frente a novos distúrbios e o consequente prejuízo de funções ecossistêmicas específicas.

A hiperdispersão no espaço ecomorfológico e a diminuição na redundância funcional indicaram que, nos córregos urbanos investigados, os recursos ambientais disponíveis podem não estar sendo totalmente utilizados ou as poucas espécies coexistentes ocupam nichos mais amplos. Winemiller (1991) registrou que assembleias de peixes do Alasca apresentaram-se hiperdispersas no espaço ecomorfológico, e associou esses padrões à presença de espécies com morfologias mais generalistas. Da mesma forma, no presente estudo, as assembleias de peixes dos córregos urbanos foram, notavelmente, dominadas, em termos de abundância relativa, por *Poecilia reticulata*, a qual pode ser caracterizada por

hábitos generalistas e corpo fusiforme (pouco especializado), que tende a favorecer a ocupação de ambientes com maior instabilidade ambiental (Poff & Allan, 1995).

Embora não tenham sido investigados corpos d'água inseridos em áreas com maior integridade ambiental, como, por exemplo, parques ou áreas preservação permanente, os córregos rurais investigado na bacia do rio Pirapó apresentaram estado de conservação relativamente maior do que os urbanos, o que foi atestado pelas maiores áreas de vegetação riparia e pela manutenção da heterogeneidade de habitats e áreas de forrageamento existente no interior do canal desses tributários. Tais condições propiciaram aumento da diversidade de espécies neste tipo de ambiente, o que esteve relacionado à inserção de espécies com morfologias mais especializadas e capazes de manter certo limite quanto à similaridade funcional. Assim, diante dos questionamentos inicialmente propostos nesse estudo, os resultados obtidos permitem afirmar que: (1) o espaço ecomorfológico ocupado pelas assembleias de peixes dos tributários do rio Pirapó não aumentou conforme o número de espécies ou a condição ambiental em que os corpos d'água estiveram expostos, havendo notável discordância entre a diversidade taxonômica e ecomorfológica; (2) a similaridade ecomorfológica variou de acordo com o número de espécies presentes nas assembleias, sendo os habitats mais diversos em termos taxonômicos, sobretudo os córregos rurais, detentores de maior número de espécies com planos corporais similares; (3) a importância da competição interespecífica como mecanismo estruturador parece aumentar conforme a heterogeneidade ambiental, favorecendo a partição mais regular dos recursos disponíveis; (4) a perda de redundância ecomorfológica em córregos urbanos pode ser destacada como uma consequência relevante sobre a estrutura da ictiofauna nestes ambientes. Portanto, ações que busquem a recuperação da vegetação ripária nas bacias de drenagem, a fim de garantir o incremento de complexidade ambiental nos corpos d'água e, concomitantemente, promovam estratégias de manejo para reduzir o escoamento excessivo para o interior do canal, podem contribuir para restauração da redundância ecomorfológica (*i.e.* funcional) em certos grupos de espécies, o que pode garantir a manutenção da biodiversidade nesses ecossistemas.

REFERÊNCIAS

Alexandre, C. V., K. E. Esteves & M. A. M. M. Mello. 2010. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a Neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, 641:97-114.

Allan, J. D. 2004. Landscape and Riverscape: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 257-284.

Allan, J. D. & Castillo, M. M. 2009. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Second edition. Dordrecht, Springer, 436p.

Allan, J. D., D. L. Erickson & J. Fay. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scale. *Freshwater Biology*, 37: 149-161.

Aranha, J. M. R., E. P. Caramaschi & U. Caramaschi. 1993. Ocupação espacial, alimentação e época reprodutiva de duas espécies de *Corydoras* Lacépède (Siluroidei, Callichthyidae) coexistentes no rio Alambari (Botucatu, São Paulo). *Revista brasileira de Zoologia*, 10(3): 453-466.

Autodesk. 2009. AutoCAD: graphic computation. Version 2009. San Rafael, Autodesk Inc.

Barragán F., C. E. Moreno, F. Escobar, G. Halffter & D. Navarrete. 2011. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. *PLoS ONE* 6(3): e17976.

Bonato, K. O., R. L. Delariva & J. C. Silva. 2012. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. *Zoologia*, 29(1): 27-38.

Breda, L., E. F. Oliveira & E. Goulart. 2005. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 27(4): 371-381.

Cardinale, B. J. 2011. Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature*, 472: 86-88.

Casatti, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4): 757-765.

Casatti, L. & R. M. C. Castro. 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 203-214.

Casatti, L., C. P. Ferreira & F. R. Carvalho. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia*, 632: 273-283.

Casatti, L., F. B. Teresa, T. Gonçalves-Souza, E. Bessa, A. R. Manzotti, C. S. Gonçalves, & J. O. Zeni. 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology*, 10(1), 205-214.

Cruz, B. B., F. A. Teshima & M. Cetra. 2013. Trophic organization and fish assemblage structure as disturbance indicators in headwater streams of lower Sorocaba River basin, São Paulo, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11(1):171-178.

Cunico, A. M., E. A. Ferreira, A. A. Agostinho, A. C. Beaumord & R. Fernandes. 2012. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó River Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 105: 336-344.

Gatz, A. J. 1979a. Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology*, 60(4): 711-718.

Gatz, A. J. 1979b. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, 21(2): 91-124.

Gomes, C. L., J. I. Golombieski, A. R. C. Gomes & B. Baldisserotto. 2001. Biologia do jundiá *Rhamdia quelen* (Teleostei, Pimelodidae). *Ciência Rural*, 30(1): 179-185.

Gomiero, L. M. & F. M. S. Braga. 2007. Reproduction of a fish assemblage in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(2): 283-292.

Gomiero, L. M., L. Garuana & F. M. S. Braga. 2008. Reproduction of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiforms) in the Serra do Mar State Park, São Paulo, *Brazilian Journal of Biology*, 68(1): 187-192.

Gorman, O. T. & J. R. Karr. 1978. Habitat Structure and Stream Fish Communities. *Ecology* 59:507–515.

Gotelli, N. J. & A. M. Ellison. 2004. A primer of ecological statistics. Massachusetts, Publishers Sunderland, 479p.

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

Gratwicke, B., C. Petrovic & M. R. Speight. 2006. Fish distribution and ontogenetic habitat preferences in non-estuarine lagoons and adjacent reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 76(2-4): 191-210.

Guillemot N., M. Kulbicki, P. Chabanet & L. Vigliola. 2011. Functional redundancy patterns reveal non-random assembly rules in a species-rich marine assemblage. *PLoS ONE* 6(10): e26735.

Harding, J. S., E. F. Benfield, P. V. Bolstad, G. S. Helfman & E. B. D. Jones III. 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95: 14843-14847.

Hepp, L. U., S. V. Milesi, C. Biasi & R. M. Restello. 2010. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia*, 27(1): 106-113.

Hoagstrom, C. W. & C. R. Berry. 2008. Morphological diversity among fishes in a Great Plains river drainage. *Hydrobiologia*, 596:367-386.

Hutchinson, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist*, 93(870): 145-159.

Hynes, H. B. N. 1975. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 19:1-15.

Inward, D. J. G., R. G. Davies, C. Pergande, A. J. Denham & A. P. Vogler. 2011. Local and regional ecological morphology of dung beetle assemblages across four biogeographic regions. *Journal of Biogeography*, 38: 1668-1682.

Junqueira, N. T., C. G. Leal, C. B. M. Alves & P. S. Pompeu. 2012. Morphological diversity of fish along the rio das Velhas, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10(2): 417-424.

Kaufmann, P. R. & J. M. Faustini. 2012. Simple measures of channel habitat complexity predict transient hydraulic storage in streams. *Hydrobiologia*, 685:69-95.

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

Laliberté, E., J. Wells, F. DeClerck, D. J. Metcalfe, C. P. Catterall, C. Queiroz, I. Aubin, S. P. Bonser, Y. Ding, J. M. Fraterrigo, S. McNamara, J. W. Morgan, D. Sanchez-Merlos, P. A. Vesk. & M. M. Mayfield. 2010. Land use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecology Letters* 13: 76-86.

Laub, B. G., D. W. Baker, B. P. Bledsoe & M. A. Palmer. 2012. Range of variability of channel complexity in urban, restored and forested reference streams. *Freshwater Biology*, 57(5): 1076-1095

Layman, C. A., R. B. Langerhans & K. O. Winemiller. 2005. Body size, not other morphological traits, characterizes cascading effects in fish assemblage composition following commercial netting. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 2802-2810.

Maack R. 2002. *Geografia física do estado do Paraná*. 3ª Edição. Curitiba, Imprensa Oficial, 440 p.

- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Oxford, Blackwell Publishing, 256p.
- McCune, B. & M. J. Mefford. 1999. PC-ORD: multivariate analysis of ecological data. Version 5, Gleneden Beach, MjM Software Design.
- Mirande, J. M. 2010. Phylogeny of the family Characidae (Teleostei: Characiformes): from characters to taxonomy. *Neotropical Ichthyology* 8(3): 385-568.
- Mise, F.T., R. Fugi, J. P. A. Pagotto & E. Goulart. 2013. A coexistência de espécies endêmicas de *Astyanax* (Teleostei: Characidae) é propiciada por variações tróficas e ecomorfológicas. *Biota Neotropica*. 13(3):
<http://www.biotaneotropica.org.br/v13n3/pt/abstract?article+bn00513032013>
- Montag, L. F. A., T. M. S. Freitas, R. D. O. Raiol & M. V. Silva. 2011. Length-weight relationship and reproduction of the guppy *Poecilia reticulata* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) in urban drainage channels in the Brazilian city of Belém. *Biota Neotropica*, 11(3): 93-97.
- Montaña, C. G. & K. O. Winemiller. 2010. Local-scale habitat influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical floodplain river. *Ecology of Freshwater Fish*, 19: 216-227.
- Montaña, C. G., K. O. Winemiller & A. Sutton. 2014. Intercontinental comparison of fish ecomorphology: null model tests of community assembly at the patch scale in rivers. *Ecological Monographs*, 84(1): 91-107.
- Moreno, C. E., H. T. Arita & L. Solis. 2006. Morphological assembly mechanisms in Neotropical bat assemblages and ensembles within a landscape. *Oecologia*, 149: 133-140.
- Mouchet, M. A., M. D. M. Burns, A. M. Garcia, J. P. Vieira & D. Mouillot. 2013. Invariant scaling relationship between functional dissimilarity and co-occurrence in fish assemblages of the Patos Lagoon estuary (Brazil): environmental filtering consistently overshadows competitive exclusion. *Oikos*, 122: 247-257.
- Mouillot, D., O. Dumay & J. A. Tomasini. 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71: 443-456.
- Nelson, J. S. 2006. *Fishes of the world*. 4th ed. New York, John Wiley and Sons, Inc. 601p.
- Novakowski, G. C., R. Fugi & N. S. Hahn. 2004. Diet and dental development of three species of *Roeboides* (Characiformes: Characidae). *Neotropical Ichthyology*, 2(3): 157-162.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. Henry H. Stevens & H. Wagner. 2013. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-7. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

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

Pagotto, J. P. A., E. Goulart, E. F. Oliveira & C. B. Yamamura. 2009. A ecomorfologia como ferramenta para análise da estrutura de assembleias. Pp. 327-346. In Lansac-Tôha, F. A., E. Benedito & E. F. Oliveira (Org.). *Contribuições da história da ciência e das teorias ecológicas para a Limnologia*. Maringá: Eduem, 527p.

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

Passos, M. M. 2007. *A raia divisória: eco-história da raia divisória*. Maringá: EDUEM. 310p.

Peres-Neto, P. R. 1999. Alguns métodos e estudos em ecomorfologia de peixes de riachos. Pp. 209-236. In: Caramaschi, E. P., R. Mazzoni & P. R. Peres-Neto (Eds.). *Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis*, vol. VI. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, 260p.

Peres-Neto, P. R. 2004. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. *Oecologia*, 140: 352-360.

Poff, N. L. & J. D. Allan. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, 76(2): 606-627.

Pusey, B. J. & A. H. Arthington. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fishes: a review with special emphasis on tropical Australia. *Marine and Freshwater Research*, 54: 1-16.

R Core Team. 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Ramirez, A., C. M. Pringle & K. M. Wantzen. 2008. Tropical stream conservation. Pp. 285-304. In: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical Stream Ecology*. San Diego, Elsevier/Academic Press, 316p.

Reis, R.E., S. O. Kullander & C. Ferraris Jr. (Ed.). *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre, EDIPUCRS. 729p.

Ricklefs, R. E. 2012. Species richness and morphological diversity of passerine birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(36): 14482-14487.

Ricklefs, R. E., & J. Travis. 1980. A morphological approach to the study of avian community organization. *Auk* 97:321-338.

Ricklefs, R. E. & D. B. Miles. 1994. Ecological and evolutionary inferences from morphology: an ecological perspective. Pp. 13- 41. In: Wainwright, P. C. & S. M. Reilly (Eds.). *Ecological Morphology: integrative organismal biology*. Chicago, University of Chicago Press, 367p.

Roy, A. H., M. C. Freeman, B. J. Freeman, S. J. Wenger, W. E. Ensign & J. L. Meyer. 2005. Investigating hydrologic alteration as a mechanism of fish assemblage shifts in urbanizing streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3):656-678.

Russo, T., C. Costa & S. Cataudella. 2007. Correspondence between shape and feeding habit changes throughout ontogeny of gilthead sea bream *Sparus aurata* L., 1758. *Journal of Fish Biology*, 71: 629-656.

Sampaio, A. L. A., J. P. A. Pagotto & E. Goulart. 2013. Relationships between morphology, diet and spatial distribution: testing the effects of intra and interspecific morphological variations on the patterns of resource use in two Neotropical Cichlids. *Neotropical Ichthyology*, 11(2):351-360.

Silva, R. R. & C. R. F. Brandão. 2010. Morphological patterns and community organization in leaf-litter ant assemblages. *Ecological Monographs*, 80(1): 107-124.

StatSoft, Inc. 2007. Statistica (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.

Suzuki, H. I., A. E. A. de M. Vazzoler, E. E. Marques, M. A. Perez Lizama & P. Inada. 2004. Reproductive ecology of the fish assemblages. Pp. 271-291. In: Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (Eds.). *The Upper Paraná River and its Floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, Backhuys Publishers, 393p.

Teresa, F. B. & R. M. Romero. 2010. Influence of the riparian zone phytophysiognomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. *Neotropical Ichthyology*, 8: 163-170.

Teresa, F. B. & Casatti, L. 2013. Development of habitat suitability criteria for Neotropical stream fishes and an assessment of their transferability to streams with different conservation status. *Neotropical Ichthyology*, 11: 395-402.

Urban, M. C., D. K. Skelly, D. Burchsted, W. Price & S. Lowry. 2006. Stream communities across a rural-urban landscape gradient. *Diversity and Distributions*, 12: 337-350.

Villéger, S., J. R. Miranda, D. F. Hernández & D. Mouillot. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20(6): 1512-1522.

Walsh, C. J. A. H. Roy, J. W. Feminella, P. D. Cottingham, P. M. Groffman & R. P. Morgan II. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24(3):706-723.

Wang, L., J. Lyons, P. Kanehl. 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management*, 28(2): 255-266.

Watson, D. J. & E. K. Balon. 1984. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, 25: 371-384.

Willis, S. C., K. O. Winemiller & H. Lopez-Fernandez. 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(4): 343-365.

Winemiller, K. O., A. A. Agostinho & E. P. Caramaschi. 2008. Fish ecology in tropical streams. Pp. 107-146. In: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical Stream Ecology*. San Diego, Elsevier/Academic Press, 316p.

3 IMPLICAÇÕES DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS SOBRE A COMPOSIÇÃO ECOMORFOLÓGICA DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM CÓRREGOS URBANOS E RURAIS DA REGIÃO NEOTROPICAL

RESUMO

O objetivo do estudo foi analisar a diversidade de planos corporais existentes em assembleias de peixes de córregos inseridos em ambientes urbanos e rurais da bacia do rio Pirapó, região norte do Paraná, Brasil, a fim de identificar as variáveis ambientais que melhor descrevem a composição ecomorfológica desses corpos d'água. A hipótese testada foi de que ecomorfotipos podem ser utilizados como indicadores das condições ambientais dos tributários. Dessa forma, peixes foram coletados em nove corpos d'água distribuídos ao longo do gradiente de urbanização existente na referida bacia hidrográfica. Análises de componentes principais foram desenvolvidas para: (i) ordenar os pontos de coleta de acordo com suas características ambientais e (ii) identificar os ecomorfotipos existentes nos diferentes córregos analisados. Relações entre composição ecomorfológica e as variáveis ambientais dos tributários foram avaliadas pela análise de redundância, enquanto o formato corporal indicador de cada condição foi identificado pela análise de espécies indicadoras (INDVAL). Córregos rurais diferenciaram-se dos urbanos tanto pela estruturação de seus componentes ambientais, quanto pela composição de ecomorfotipos, sendo as variáveis relacionadas à heterogeneidade ambiental, interferências antrópica e área de cobertura do dossel florestal as principais responsáveis por explicar os padrões ecomorfológicos observados. Neste contexto, a maior diversidade de habitats ao longo do canal e a presença de vegetação ripária determinaram os valores elevados da abundância de insetívoros nectônicos, com forma do corpo adaptada à exploração de ambientes lênticos e mais estruturados. Por outro lado, maiores áreas de superfície impermeável do ambiente urbano estiveram associadas à homogeneização do canal, e foram responsáveis por selecionar ecomorfotipos adaptados à exploração de habitats instáveis e recursos alimentares autóctones, a exemplo de omnívoros coletores de superfície e perifívoros raspadores de substrato. Portanto, o tipo de atividade desenvolvida nas bacias de drenagem dos diferentes corpos d'água estudados apresentou influência significativa sobre os padrões ecomorfológicos observados entre as assembleias de peixes, corroborando a hipótese pressuposta.

Palavras-chave: ecomorfotipos, ictiofauna, rio Pirapó.

INFLUENCES OF ENVIRONMENTAL CONDITIONS ON ECOMORPHOLOGICAL COMPOSITION IN FISH ASSEMBLAGES FROM URBAN AND RURAL NEOTROPICAL STREAMS

ABSTRACT

The objective of this study was to analyze the diversity of body plans in fish assemblages from urban and rural streams located in the Pirapó River Basin, north of Paraná State, Brazil, in order to identify the most appropriate environmental variables to describe the ecomorphological composition of these water bodies. The tested hypothesis was that ecomorphotypes can be used as predictors of the environmental conditions. Fish specimens were collected in nine streams along an urbanization gradient. Principal component analyses were performed in order to (i) organize the sample sites according to their environmental characteristics and (ii) identify ecomorphotypes. Relationship between ecomorphological composition and environmental variables were evaluated by a redundancy analysis, while the indicator value (INDVAL) was used to identify the body shape predicting each environmental condition. Rural streams differed from urban by both environmental structure and ecomorphotypes composition, where spatial heterogeneity and canopy cover were related to the observed ecomorphological patterns. In this context, the greater habitat diversity along the stream channel and the presence of riparian vegetation explained the higher abundance of nektonic insectivores with body shape adapted to exploit lentic and more structured stream stretches. On the other hand, greater areas of impervious surface in urban streams were associated to the channel homogenization, and were responsible to select species adapted to occupy unstable habitats and to exploit autochthonous feeding items – *i.e.* omnivorous surface feeders and benthic grazers. Therefore the type of occupation of the catchment area influenced the ecomorphological patterns in fish assemblages from the suited stream, which corroborated the presupposed hypothesis.

Key-words: ecomorphotypes, ichthyofauna, Pirapó River.

3.1 INTRODUÇÃO

Córregos da região Neotropical abrigam vasta diversidade de espécies de peixes, abrangendo táxons com adaptações peculiares para exploração de micro-habitats e itens alimentares específicos, além de outros mais generalistas, capazes de utilizar ampla variedade de recursos (Lowe-McConnell, 1999). Nos diferentes ecossistemas aquáticos, a coexistência de espécies é determinada pelo conjunto de fatores bióticos e abióticos locais e regionais, que restringem a ocupação de seus habitats aos organismos com melhor desempenho na utilização dos recursos disponíveis (Jackson *et al.*, 2001). Neste contexto, o tipo de ocupação das bacias de drenagens pode ser considerado fator preponderante na determinação dos padrões de composição taxonômica e funcional das assembleias (Allan, 2004).

A despeito da importância dos rios e córregos de pequena ordem para manutenção da biodiversidade (Ramirez *et al.*, 2008), transformações substanciais têm sido registradas em suas características ambientais (Casatti *et al.*, 2009; Cunico *et al.*, 2012). Em corpos d'água cujos impactos antrópicos exercem efeitos significativos sobre a estrutura física dos habitats, as assembleias de peixes tendem a ser dominadas por espécies com traços funcionais que propiciam vantagem na ocupação destes ambientes alterados (Casatti *et al.*, 2012). Por exemplo, Cunico *et al.* (2011) registraram que espécies com hábitos generalistas predominaram em córregos urbanizados, onde a instabilidade ambiental e a homogeneização de habitats favoreceram aquelas com menor especificidade na utilização de recursos. Não obstante, a supressão da vegetação ripária e a consequente redução na entrada de organismos alóctones no interior dos canais determinam que grupos de espécies que fazem uso de itens autóctones apresentem maior abundância em corpos d'água inseridos em ambientes com menor cobertura vegetal (Lowe-McConnell, 1999; Wolff *et al.*, 2013).

Ecólogos têm utilizado a Ecomorfologia como ferramenta para explorar as relações funcionais entre espécies, a fim de identificar o papel das especializações e interações interespecíficas na estruturação das assembleias (Hutchinson, 1959; Gatz, 1979a; Peres-Neto, 2004; Moreno *et al.*, 2006; Inward *et al.*, 2011). Neste ramo da ciência, um dos principais objetivos consiste em analisar relações entre a forma do corpo e o meio em que

as espécies estão inseridas, buscando identificar se as características ambientais de determinados tipos de habitats tendem a selecionar ecomorfotipos mais adaptados às condições vigentes (Ricklefs & Miles, 1994). Entende-se por ecomorfotipo, o grupo de espécies coexistentes que exploram recursos e condições ambientais semelhantes, utilizando um conjunto de variáveis morfológicas similares, provindas de uma seleção adaptativa estabelecida pelo ambiente (Oliveira *et al.*, 2010).

O presente estudo foi desenvolvido com objetivo de analisar a diversidade de formatos corporais existentes em assembleias de peixes de córregos inseridos em ambientes urbanos e rurais da bacia hidrográfica do rio Pirapó, região norte do Paraná, Brasil, a fim de identificar as variáveis ambientais que melhor descrevem a composição ecomorfológica desses corpos d'água. A hipótese testada foi de que ecomorfotipos podem ser utilizados como indicadores das condições ambientais dos tributários analisados. Dessa forma, pressupõe-se que espécies com morfologias mais especializadas na ocupação de habitats mais estruturados e utilização de recursos alóctones tendem a predominar em córregos detentores de maior heterogeneidade ambiental e vegetação ripária relativamente mais preservada. Por outro lado, corpos d'água mais impactados pelo desmatamento das margens e homogeneização espacial do canal tendem a ser dominados por espécies com formas do corpo que favoreçam a exploração de itens alimentares autóctones, a exemplo de algas, detritos ou larvas de insetos.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo e delineamento amostral

O estudo foi conduzido em córregos de segunda e terceira ordens pertencentes à bacia do rio Pirapó, nos municípios de Maringá e Astorga, Paraná, Brasil (Fig. 1). Esta região insere-se na faixa de transição entre os climas tropical e subtropical, sendo caracterizada, segundo o sistema de classificação climática de Köppen, como zona temperada quente sempre úmida, Cfa (Maack, 2002). Os níveis pluviométricos registrados anualmente ultrapassam 1.000 mm, enquanto as temperaturas médias anuais variam entre

16 e 20°C, sendo janeiro o mês mais quente e úmido e julho o mais frio e seco (Passos, 2007).

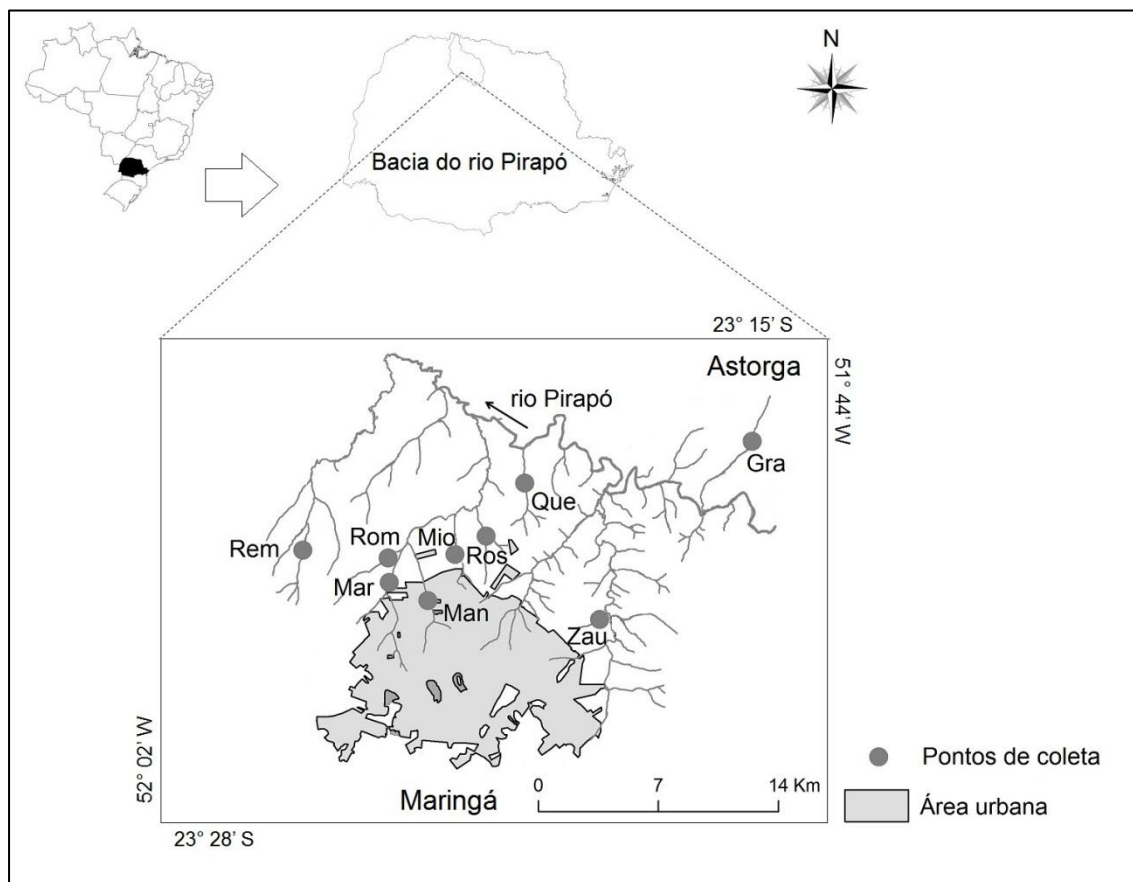


Fig. 1. Pontos de coleta em córregos da bacia hidrográfica do rio Pirapó, nos municípios de Maringá e Astorga, Paraná, Brasil: **Rem**, córrego do Remo (52°01'0.75"W/ 23°21'27.09"S); **Rom**, córrego da Romeira (51°58'9.55"W/ 23°21'40.40"S); **Mar**, ribeirão Maringá (51°58'8.00"W/ 23°22'28.09"S); **Man**, córrego Mandacaru (51°56'49.16"W/ 23°23'5.01"S); **Mio**, córrego Miosótis (51°55'52.29"W/ 23°20'39.82"S); **Ros**, água da Roseira (51°54'50.45"W/ 23°21'2.26"S); **Que**, água Queçaba (51°53'28.78"W/ 23°19'22.24"S); **Zau**, córrego Zaúna (51°50'55.11"W/ 23°23'41.99"S); **Gra**, ribeirão da Granada (51°45'39.95"W/ 23°18'5.26"S).

Os córregos do presente estudo foram selecionados em meio à paisagem atualmente dominante da bacia do rio Pirapó, ou seja, ambientes urbanos e rurais. Nesta bacia hidrográfica, corpos d'água com mais de 10% da área da bacia tomada por superfície impermeável foram considerados "Urbanizados". A adoção deste valor foi baseada em critério adotado por Cunico *et al.* (2012), em estudo sobre córregos do mesmo sistema hidrográfico, e Wang *et al.* (2001), que registrou influência significativa da urbanização sobre as assembleias de peixes em bacias de drenagem com áreas de superfície impermeável acima do referido valor considerado. Por outro lado, corpos d'água com área

de urbanização inferior a 10% da bacia foram classificados como “Rurais”, independentemente do tipo de atividade agropecuária desenvolvida em seu entorno (Tabela 1). A área de superfície impermeável de cada corpo d’água foi estimada por imagens de satélite Landsat 5 TM (*Thematic Mapper*), de 2011, utilizando os programas ArcGIS 9.3 e ENVI 4.5. Dessa forma, a rede hídrica foi gerada por um arquivo de isolinhas altimétricas, curvas de nível, com 5 metros de distanciamento entre as curvas. A partir desta rede foram geradas as bacias de drenagem, onde foram delimitadas as áreas para a extração das variáveis do uso do solo.

Tabela 1. Classificação de córregos afluentes do rio Pirapó segundo a área de superfície impermeável (S.I.) em suas respectivas bacias de drenagem.

Corpo d’água	Sigla	Área da bacia (ha)	S.I. (%)	Classificação
Mandacaru	Man	1.496,80	31,26	Urbanizado
Maringá	Mar	1.803,40	17,40	Urbanizado
Miosótis	Mio	970,38	13,55	Urbanizado
Roseira	Ros	849,15	3,23	Rural
Remo	Rem	773,37	0,55	Rural
Queçaba	Que	1.174,20	0,50	Rural
Zaúna	Zau	348,48	0,15	Rural
Granada	Gra	5.878,90	0,00	Rural
Romeira	Rom	875,79	0,00	Rural

Trabalhos de campo foram conduzidos em maio de 2011, período correspondente ao início da estação seca na região. Coletas de dados ambientais e ictiofaunísticos foram desenvolvidas em nove pontos localizados próximos à porção intermediária dos corpos d’água (Fig. 1). Em cada um destes locais, a extensão do trecho estudado foi padronizada em 50 metros, abrangendo, necessariamente, um conjunto de meso-habitats constituído por corredeiras, rápidos e remansos. A captura e o transporte dos espécimes coletados foram realizados mediante licenças concedidas pelos órgãos governamentais responsáveis pelo gerenciamento ambiental da área (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, SISBIO/25560-1 e Instituto Ambiental do Paraná - IAP, 250/10).

3.2.2 Coleta dos peixes e caracterização das condições ambientais locais

Os peixes foram coletados com pesca elétrica, utilizando gerador de corrente alternada de 2.500W operado a 500V e 2A. Cada trecho amostrado foi bloqueado com

redes de espera (malha de 2 cm entre nós opostos) instaladas a montante e a jusante, sendo executada duas passagens dos puçás durante, aproximadamente, cinquenta minutos. Os exemplares capturados foram mortos, fixados em solução de formol 10% e, após 72 horas, transferidos para recipientes contendo álcool 70° GL. Os peixes coletados foram identificados de acordo com Graça & Pavanelli (2007), sendo os exemplares testemunhos depositados na coleção ictiológica do Nupélia/UEM, <http://peixe.nupelia.uem.br/> (Anexo 1).

A tomada de dados ambientais foi realizada após a coleta dos peixes. Neste sentido, cada trecho foi subdividido em transectos equidistantes (10 metros), onde foram quantificadas variáveis descritoras da morfologia do canal (largura e profundidade), diversidade de habitats no curso d'água (área de vegetação alagada, coeficiente de variação da velocidade da água e da profundidade), fluxo de água (velocidade), tipo de substrato e área de cobertura do dossel pela vegetação ripária.

A largura do leito foi tomada no limite de cada transecto, enquanto a profundidade e a velocidade do fluxo de água (estimada por um fluxômetro eletrônico) foram mensuradas na porção intermediária e nas margens direita e esquerda desses transectos. O cálculo do coeficiente de variação (CV) da velocidade da água e da profundidade foi definido por $CV = DP/\bar{X}$, em que “ \bar{X} ” representa a média dos valores estimados ao longo de todo o trecho e “DP” o desvio padrão da média. Esta medida foi baseada em Kaufmann & Faustini (2012) e Laub *et al.* (2012) para estimativa da heterogeneidade de habitats em ecossistemas aquáticos continentais.

A quantificação da área de vegetação alagada, cobertura do dossel e tipo de substrato foi feita com um quadrado de madeira com 0,25 m², subdividido em 25 quadrados menores de 0,10 m². Tais variáveis foram tomadas na porção intermediária e nas margens direita e esquerda dos transectos, sendo seus valores estimados a partir da soma das subdivisões preenchidas por vegetação alagada (galhos, troncos e raízes submersas), cobertura vegetal do estrato arbóreo e diferentes tipos de substrato, isto é, substrato instável (areia e matéria orgânica), argila consolidada, substrato rochoso (blocos, seixos e grânulos) e resíduos antrópicos residenciais provenientes da construção civil.

3.2.3 Medidas morfológicas

Medidas morfológicas lineares relacionadas ao tronco, nadadeiras, cabeça e boca dos peixes foram tomadas com o auxílio de um paquímetro digital (aproximação de 0,01 mm), exceto aquelas maiores que 130,0 mm, que foram tomadas com régua. Áreas dos olhos e das nadadeiras foram obtidas a partir dos desenhos do contorno das estruturas sobre folhas plásticas, sendo, posteriormente, digitalizados para o cálculo da área interna pelo programa AutoCAD[®] (Autodesk, 2009). Apenas indivíduos adultos foram utilizados (Aranha *et al.*, 1993; Gomes *et al.*, 2001; Suzuki *et al.*, 2004; Gomiero & Braga, 2007; Gomiero *et al.*, 2008; Montag *et al.*, 2011), uma vez que o crescimento ontogenético pode promover variações na morfologia (Novakowski *et al.*, 2004), hábito alimentar (Russo *et al.*, 2007) ou uso do hábitat (Gratwicke *et al.*, 2006). Todos os indivíduos adultos capturados foram mensurados e utilizados nas análises.

Para cada espécie coletada calculou-se a média de cada medida morfológica linear e área sendo, posteriormente, obtidas proporções ecomorfológicas. Este procedimento permite que sejam avaliadas informações restritas às diferenças entre formas e promove independência das análises quanto ao tamanho dos espécimes. Embora o tamanho do corpo seja, reconhecidamente, um fator importante nas relações ecológicas entre peixes (Layman *et al.*, 2005), diferenças significativas nas dimensões corporais podem conduzir a tendência na variação dos dados relacionada, exclusivamente, ao tamanho dos espécimes. Assim, a utilização de proporções reduz as chances das análises serem dominadas por uma única variável (Winemiller, 1991). Alguns autores fizeram uso de proporções em seus estudos, partindo do princípio que, por expressarem a forma das estruturas morfológicas, as proporções são capazes de revelar seus papéis ecológicos (Gatz, 1979a e b; Watson & Balon, 1984; Winemiller, 1991; Willis *et al.*, 2005; Casatti & Castro, 2006; Montaña & Winemiller, 2010; Oliveira *et al.*, 2010; Pagotto *et al.*, 2011; Mise *et al.*, 2013; Sampaio *et al.*, 2013).

No presente estudo foram utilizadas 22 proporções ecomorfológicas para representar a ocupação do nicho trófico e espacial pelas espécies, sendo elas: índice de compressão, índice de depressão, comprimento relativo do pedúnculo caudal, altura relativa do pedúnculo caudal, largura relativa do pedúnculo caudal, comprimento relativo da

cabeça, altura relativa da cabeça, largura relativa da cabeça, altura relativa da boca, largura relativa da boca, índice de protrusão, posição vertical do olho, área relativa do olho, área relativa da nadadeira dorsal, área relativa da nadadeira caudal, razão-aspecto da nadadeira caudal, área relativa da nadadeira anal, razão-aspecto da nadadeira anal, área relativa da nadadeira peitoral, razão-aspecto da nadadeira peitoral, área relativa da nadadeira pélvica e razão-aspecto da nadadeira pélvica. Maiores detalhes acerca das medidas morfológicas lineares e áreas envolvidas no cálculo das proporções ecomorfológicas, bem como das respectivas explicações de seus papéis funcionais, estão descritos em Oliveira *et al.* (2010).

3.2.4 Análise dos dados

3.2.4.1 Caracterização ambiental

Com o objetivo de ajustar valores à mesma escala, todas as variáveis ambientais foram padronizadas de acordo com a seguinte expressão matemática: $X'_{ik} = (X_{ik} - \bar{X}_k)/DP$, em que X_{ik} representa o valor da variável “k” no ponto de coleta “i”, \bar{X}_k a média da variável “k” entre todos os pontos de coleta e “DP” o desvio padrão da média. A ordenação dos pontos de coleta de acordo com suas características ambientais foi avaliada pela análise de componentes principais (ACP) realizada a partir da matriz de correlação dos dados ambientais padronizados. Nesta análise averiguou-se o padrão de agrupamento dos corpos d’água com características mais similares e as variáveis com maior relevância na segregação daqueles mais distintos. O critério de seleção dos eixos foi determinado pelo modelo de *broken-stick*, em que os eixos com autovalores maiores do que aqueles gerados por este modelo foram utilizados para interpretação. Essa análise foi realizada no programa PC-ORD 5.0 (McCune & Mefford, 1999).

3.2.4.2 Análise da autocorrelação espacial

Em razão da relativa proximidade dos corpos d’água analisados, o teste de Mantel foi aplicado sobre as matrizes de similaridade biótica e distância geográfica entre os pontos de coleta, com o objetivo de analisar a influência da autocorrelação espacial dos córregos

sobre a composição taxonômica das assembleias. A primeira matriz foi gerada pela distância de Bray-Curtis calculada sobre o arco-seno da raiz quadrada da abundância relativa das espécies entre os pontos de coleta. A segunda matriz, referente ao distanciamento espacial entre os pontos, foi obtida pelo cálculo da distância Euclidiana sobre as coordenadas geográficas entre cada local. Este teste foi realizado no programa R (R Core Team, 2013), pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2013).

3.2.4.3 Composição ecomorfológica

Uma segunda ACP foi realizada sobre a matriz de correlação com proporções ecomorfológicas log-transformadas, a fim de caracterizar a tendência de variação interespecífica no espaço ecomorfológico multivariado entre as assembleias de peixes. Seguindo o critério adotado na elaboração da primeira ACP, a seleção dos eixos foi determinada pelo modelo de *broken-stick*. Informações funcionais referentes à dieta, comportamento alimentar e ocupação do micro-hábitat dos peixes foram combinadas com os resultados da ACP realizada com os atributos ecomorfológicos, a fim de caracterizar os ecomorfotipos existentes entre as condições ambientais investigadas. A classificação funcional das espécies de acordo com o comportamento alimentar, dieta e ocupação de micro-habitats foi baseada em: Casatti & Castro (1998), Casatti *et al.* (2001) e Brejão *et al.* (2013).

A análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) foi realizada a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis, para analisar a ordenação dos ecomorfotipos de acordo com suas abundâncias nos diferentes pontos de coleta. O grau de robustez do padrão gerado pela análise é indicado pelo valor de *stress*, sendo que valores menores do que 0,1 correspondem a bons padrões de ordenação (Clarke & Warwick, 1994). Aliado a isso, a análise de similaridade (ANOSIM) foi desenvolvida para testar se a composição dos ecomorfotipos foi influenciada pelo tipo de condição ambiental. Nesta análise, valores de R próximos a “1” indicam assembleias completamente distintas, enquanto valores próximos a “0” indicam alta similaridade (Clarke & Warwick, 1994). Por fim, a análise de espécies indicadoras (INDVAL) foi realizada com a matriz de abundância dos ecomorfotipos transformada pela raiz quadrada dos valores originais, com o objetivo de

identificar os planos corporais indicadores dos córregos rurais e urbanos. Todas estas análises foram desenvolvidas no programa R (R Core Team, 2013), sendo NMDS e ANOSIM realizadas no pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2013) e INDVAL no pacote “labdsv” (Roberts, 2012).

3.2.4.4 Relação entre os ecomorfotipos e as variáveis ambientais

A análise de redundância (RDA) foi desenvolvida para averiguar se a distribuição dos ecomorfotipos esteve significativamente correlacionada ao tipo de condição em que os córregos estão expostos e quais as principais variáveis ambientais responsáveis por determinar o padrão de ordenação. Tal análise foi desenvolvida com as matrizes de variáveis ambientais padronizadas e dados de abundância dos ecomorfotipos transformados pela raiz quadrada dos valores originais, em razão da ampla dimensionalidade dos valores de abundância (típico das assembleias de peixes de riachos, principalmente dos mais impactados). Variáveis com fator de inflação da variância (FIV) maiores do que 10 foram consideradas redundantes e removidas das análises, enquanto a seleção das variáveis mais significativas foi feito pelo método *Ordistep*. A significância dos eixos canônicos foi testada pelo método “*Permutest*” (Legendre *et al.*, 2011), utilizando 9.999 permutações. As análises foram desenvolvidas no programa R (R Core Team, 2013), nos pacotes Vegan (Oksanen *et al.*, 2013) e FactoMineR (Husson *et al.*, 2013).

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Caracterização ambiental

Os valores das variáveis ambientais estimadas entre os córregos estudados seguem descritos na Tabela 2. Os primeiros dois eixos da análise de componentes principais realizada com as variáveis ambientais apresentaram autovalores maiores do que os gerados pelo critério de *broken-stick* e foram utilizados para indicar o padrão de ordenação dos pontos de coleta no espaço multivariado. O eixo 1 contabilizou 32,3% da variação total dos

dados e ordenou os pontos de acordo com o grau de heterogeneidade ambiental e alterações decorrentes da ação antrópica (Fig. 2). Dessa forma, área de vegetação alagada, coeficiente de variação da profundidade, proporção de substrato argiloso, coeficiente de variação da velocidade da água e cobertura do dossel foram as principais variáveis correlacionadas positivamente com o eixo (autovetores = 0,413; 0,430; 0,511; 0,635; 0,884, respectivamente), enquanto profundidade média da coluna d'água, velocidade média do fluxo de água e presença de restos de construção foram as principais variáveis correlacionadas negativamente (autovetores = -0,521; -0,576; -0,835, respectivamente).

Os resultados da referida análise indicaram que pontos de coleta do ambiente rural apresentaram tendência a maior heterogeneidade ambiental (maior diversidade de habitats e recursos ambientais), enquanto os trechos urbanizados, com escores negativos, foram caracterizados pela presença de resíduos artificiais humanos, ausência de vegetação ripária e maior simplificação estrutural do habitat, apresentando canais mais profundos e homogêneos, com fluxo de água mais rápido e regular (Fig. 2).

Tabela 2. Variáveis ambientais estimadas entre os córregos da bacia do rio Pirapó: **Lar**, largura média \pm desvio padrão (m); **Pro**, profundidade média \pm desvio padrão (m); **Vel**, velocidade média do fluxo de água \pm desvio padrão (m/s); **VegAla**, área de vegetação alagada (m²); **Dos**, proporção do trecho coberto pelo dossel superior da vegetação ripária (%); Composição do substrato (%) determinada por material instável (**Ins**) e rochoso (**Roc**), argila consolidada (**Arg**) e resíduos antrópicos residenciais provenientes da construção civil (**Res**).

Córrego	Lar	Pro	Vel	VegAla	Dos	Composição do substrato			
						Ins	Roc	Arg	Res
Man	4,35 \pm 0,92	0,25 \pm 0,12	0,29 \pm 0,23	0	55	19	80	0,5	0,5
Mar	4,77 \pm 0,76	0,23 \pm 0,12	0,40 \pm 0,21	3,85	4	20	78	0	2
Mio	3,20 \pm 0,76	0,21 \pm 0,13	0,40 \pm 0,22	0,18	36	0	65	33	2
Gra	2,44 \pm 0,65	0,19 \pm 0,13	0,38 \pm 0,36	2,43	88	0	78	22	0
Que	3,27 \pm 1,18	0,21 \pm 0,16	0,19 \pm 0,15	4,04	72	3	77	20	0
Rem	2,62 \pm 0,71	0,22 \pm 0,13	0,22 \pm 0,10	3,04	73	96	4	0	0
Rom	2,93 \pm 0,44	0,16 \pm 0,07	0,39 \pm 0,16	3,21	77	0	82	18	0
Ros	3,08 \pm 0,86	0,22 \pm 0,14	0,19 \pm 0,17	4,11	83	6	67	27	0
Zau	1,78 \pm 0,27	0,19 \pm 0,09	0,19 \pm 0,14	3,02	79	2	85	13	0

Por outro lado, o eixo 2 contabilizou 26,1% da variação total e ordenou os pontos de coleta de acordo com o grau de estabilidade do substrato. Assim, o trecho inserido no córrego do Remo, com maior proporção de substrato instável e caracteristicamente mais

assoreado (autovetor = -0,927) segregou-se dos demais, que exibiram maior proporção de substrato rochoso (autovetor = 0,848; Fig. 2).

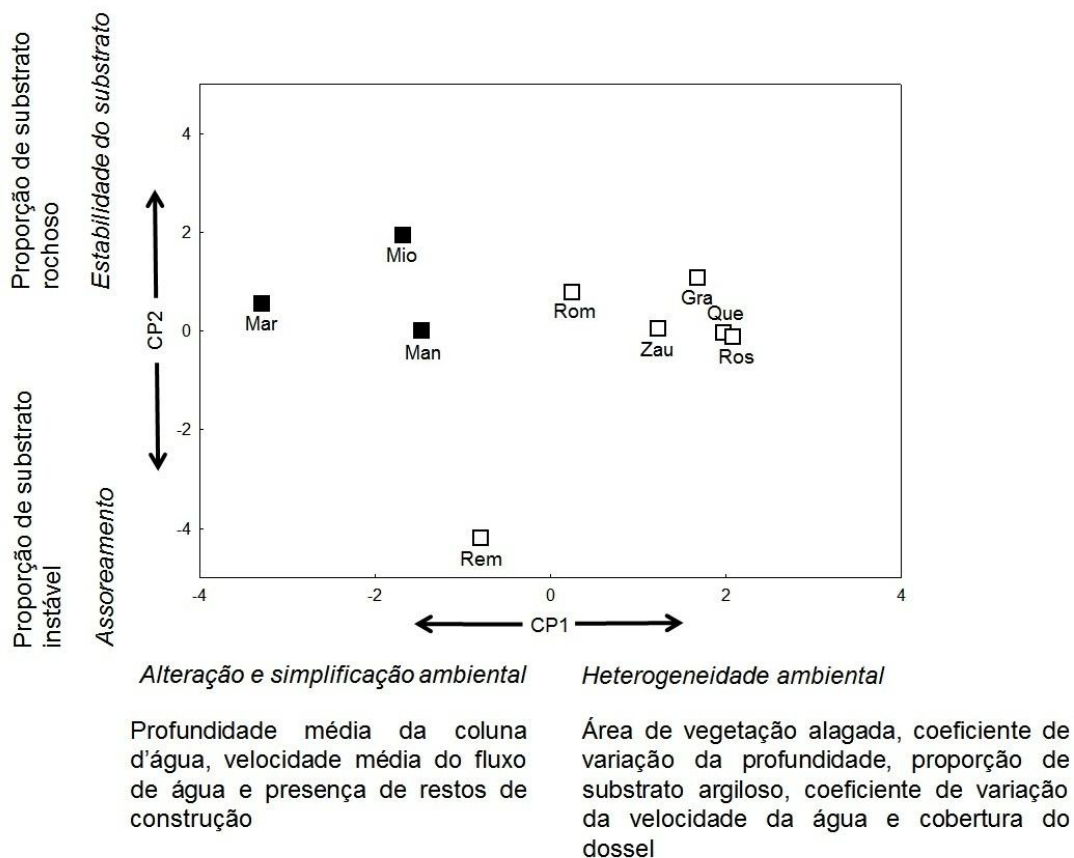


Fig. 2. Diagrama gerado pela análise de componentes principais mostrando a ordenação dos pontos de coleta inseridos em ambientes rurais (quadrados vazios) e urbanos (quadrados escuros), segundo as características ambientais. As siglas dos diferentes riachos seguem em destaque: Cór. Mandacaru (Man); Rib. Maringá (Mar); Cór. Miosótis (Mio); Rib. da Granada (Gra); Água Queçaba (Que); Cór. do Remo (Rem); Cór. da Romeira (Rom); Água da Roseira (Ros); Cór. Zaúna (Zau).

3.3.2 Autocorrelação espacial

De acordo com os resultados do teste de Mantel, a matriz de similaridade das assembleias de peixes não esteve significativamente correlacionada com a matriz espacial definida pela distância euclidiana entre a posição geográfica dos pontos de coleta ($R = -0,113$; $p = 0,723$). Portanto, há evidências que permitem afirmar que as ictiofaunas dos trechos analisados são espacialmente independentes, e que as variações de suas

características estruturais e funcionais não dependem do distanciamento geográfico entre os pontos de coleta, mas estão relacionadas aos fatores bióticos e abióticos locais.

3.3.3 Composição ecomorfológica

Um total de 24 espécies distribuídas em 17 Gêneros, 10 Famílias e seis Ordens foi coletado (Anexo 1). Dentre estas espécies, quatro apresentaram somente indivíduos jovens (*Oligosarcus paranensis*, *Gymnotus inaequilabiatus*, *Synbranchus marmoratus* e *Crenicichla britskii*) e não foram utilizadas nos procedimentos estatísticos subsequentes. A análise de componentes principais realizada com os atributos ecomorfológicos evidenciou a organização das espécies quanto à forma do corpo e revelou as principais variáveis responsáveis por determinar o padrão de segregação no espaço multivariado. Nesta análise, os dois primeiros eixos, em conjunto, explicaram 62,25% e foram utilizados para caracterizar a diversificação ecomorfológica entres as espécies estudadas (Tabela 3). O eixo 1 evidenciou segregação ecomorfológica relacionada, principalmente, à forma do tronco, área e posição dos olhos, forma da nadadeira caudal e altura relativa do pedúnculo. Desse modo, espécies com escores posicionados no extremo positivo do referido eixo apresentaram maiores valores para o índice de compressão, área relativa dos olhos e razão-aspecto da nadadeira caudal (Tabela 3; Fig. 3). Por outro lado, espécies com escores no extremo negativo apresentaram maiores valores para posição vertical do olho, altura relativa do pedúnculo caudal e índice de depressão. Próximo à origem do eixo estiveram os escores das espécies com tendência corporal fusiforme.

O eixo 2 evidenciou segregação ecomorfológica relacionada, principalmente, ao tamanho relativo da boca e áreas das nadadeiras dorsal, caudal, peitoral e pélvica, sendo que espécies com escores posicionados na porção positiva do gradiente tenderam a apresentar boca relativamente mais larga, enquanto a área relativa das nadadeiras aumentou em direção ao extremo negativa do eixo (Tabela 3; Fig. 3).

Tabela 3. Autovetores dos eixos mais explicativos (CP1 e 2) gerados pela ACP. As principais variáveis responsáveis por explicar o padrão de ordenação das espécies estão destacadas em negrito. Na porção inferior da tabela seguem os autovalores dos eixos, o autovalor predito por *broken-stick* e a proporção das variâncias explicadas por ambos os eixos.

Atributos ecomorfológicos	CP1	CP2
Índice de compressão	0,975	0,097
Índice de depressão	-0,836	0,266
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	-0,582	-0,410
Altura relativa do pedúnculo caudal	-0,841	0,104
Largura relativa do pedúnculo caudal	0,716	-0,226
Comprimento relativo da cabeça	0,187	-0,402
Altura relativa da cabeça	-0,738	-0,261
Largura relativa da cabeça	-0,530	-0,057
Altura relativa da boca	-0,671	0,616
Largura relativa da boca	0,232	0,730
Índice de protrusão	0,663	0,053
Posição vertical do olho	-0,864	0,226
Área relativa do olho	0,904	-0,171
Área relativa da nadadeira dorsal	-0,270	-0,723
Área relativa da nadadeira caudal	0,268	-0,758
Razão-aspecto da nadadeira caudal	0,851	0,059
Área relativa da nadadeira anal	0,757	0,329
Razão-aspecto da nadadeira anal	0,492	0,106
Área relativa da nadadeira peitoral	-0,130	-0,962
Razão-aspecto da nadadeira peitoral	0,741	-0,209
Área relativa da nadadeira pélvica	-0,485	-0,729
Razão-aspecto da nadadeira pélvica	0,573	-0,204
Autovalor	9,392	4,302
Autovalor predito: <i>broken-stick</i>	3,691	2,691
Variância explicada (%)	42,692	19,555
Variância acumulada (%)	42,692	62,247

Informações referentes ao comportamento alimentar, dieta e ocupação de micro-habitats pelos peixes foram combinadas com os resultados da ACP realizada com os atributos ecomorfológicos, e sete ecomorfotipos distintos foram caracterizados entre as assembleias investigadas (Fig. 3): Insetívoros nectônicos (**I.N.**) com corpos mais altos e comprimidos, olhos relativamente grandes posicionados lateralmente, nadadeira caudal caracteristicamente bifurcada e boca relativamente larga (*Astyanax altiparanae*, *Astyanax bockmanni*, *Astyanax paranae*, *Bryconamericus exodon*, *Bryconamericus iheringi*, *Bryconamericus stramineus* e *Piabina argentea*); Piscívoro predador de emboscada (**P.P.E.**) com corpo fusiforme, nadadeira caudal arredondada, olhos laterais e boca relativamente larga (*Hoplias malabaricus*); Insetívoro-bentônico predador de emboscada (**I.B.P.E.**) com corpo fusiforme, olhos laterais, boca relativamente pequena e maiores áreas relativas das nadadeiras peitoral, caudal, pélvica e dorsal (*Characidium zebra*); Invertívoro detritívoro (**I.D.**) com corpo fusiforme tendendo à compressão, olhos laterais, boca relativamente pequena e maiores áreas relativas das nadadeiras peitoral, caudal, pélvica e dorsal (*Poecilia reticulata*); Insetívoro especulador de substrato (**I.E.S.**) com corpo

fusiforme, olhos dorsais relativamente pequenos, pedúnculo caudal mais alto, boca relativamente mais estreita e maiores áreas relativas das nadadeiras peitoral, caudal, pélvica e dorsal (*Corydoras aeneus*); Perifitívoros raspadores de substrato (**P.R.S.**), com corpos largos e deprimidos, olhos dorsais, pedúnculo caudal mais alto, boca relativamente mais estreita e maiores áreas relativas das nadadeiras peitoral, caudal, pélvica e dorsal (*Hypostomus ancistroides* e *Hypostomus strigaticeps*); Invertívoros bentônicos (**I.B.**) com corpos deprimidos e alongados, olhos dorsais, pedúnculo caudal mais alto e boca relativamente larga (*Cetopsorhamdia iheringi*, *Imparfinis mirini*, *Imparfinis schubarti*, *Imparfinis borodini*, *Phenacorhamdia tenebrosa*, *Pimelodella avanhandavae* e *Rhamdia quelen*).

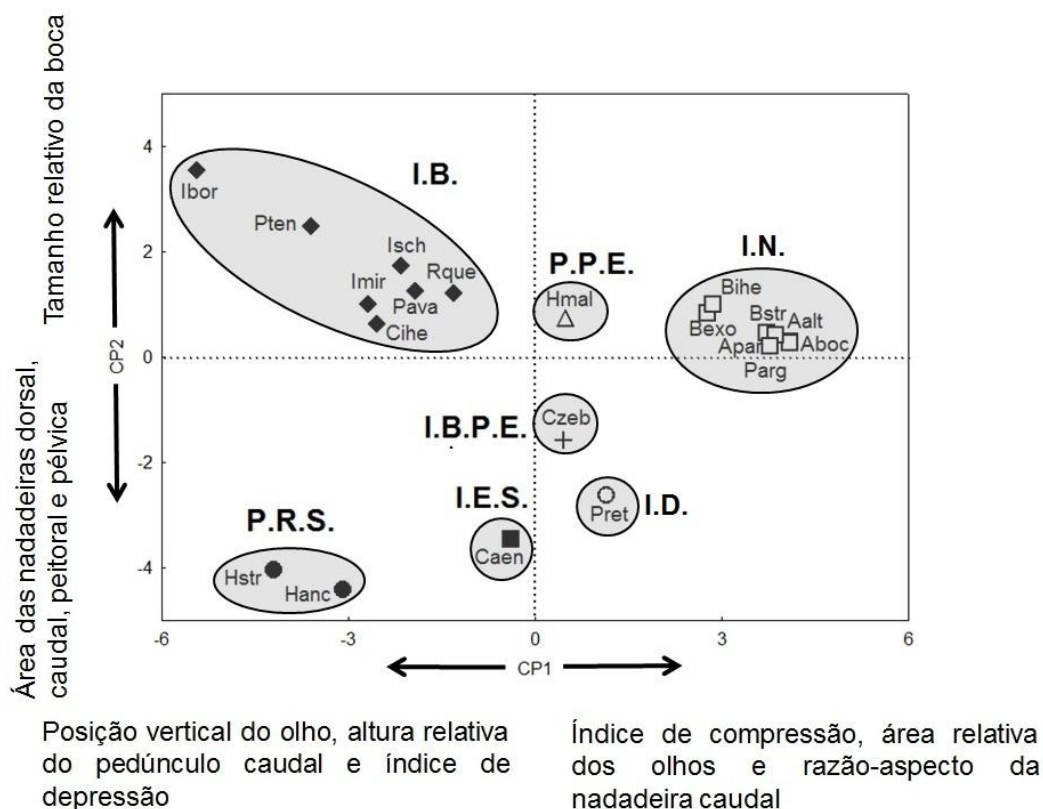


Fig. 3. Distribuição dos escores das espécies no espaço ecomorfológico multivariado gerado pelos dois primeiros eixos (CP1 e CP2) da ACP. As principais variáveis responsáveis por explicar o padrão de ordenação seguem destacadas em cada eixo. Os códigos utilizados para representar os diferentes escores correspondem à primeira letra do gênero e as iniciais do epíteto específico de cada espécie analisada (Anexo 1). Ecomorfotipos foram caracterizados de acordo com o comportamento alimentar, dieta e padrões ecomorfológicos dos peixes: Insetívoro nectônico, **I.N.** (□); Piscívoro predador de emboscada, **P.P.E.** (Δ); Insetívoro-bentônico predador de emboscada, **I.B.P.E.** (+); Invertívoro detritívoro, **I.D.** (○); Insetívoro especulador de substrato, **I.E.S.** (■); Perifitívoros raspadores de substrato, **P.R.S.** (●); Invertívoros bentônicos, **I.B.** (◆).

A composição ecomorfológica entre as condições rurais e urbanizadas foi significativamente diferente (ANOSIM, $R = 0,55$, $p = 0,02$; Fig. 4). Invertívoro detritívoro (**I.D.**) foi o grupo mais abundante entre os locais amostrados (39,8% das capturas), sendo caracterizado, sobretudo, pelo predomínio nos córregos Remo, Mandacaru, Miosótis e ribeirão Maringá. Este grupo e o dos Perifitívoros raspadores de substrato (P.R.S.) destacaram-se como os mais representativos nos trechos urbanizados, perfazendo, respectivamente, 54,3 e 34,5% das capturas. Nesta condição ambiental, não foram registrados ecomorfotipos significativamente indicadores, segundo os resultados do *INDVAL* (Tabela 3). Por outro lado, nos pontos de coleta inseridos em ambientes rurais, o grupo dos Insetívoros nectônicos (I.N.) foi o mais representativo, totalizando 35,6% dos espécimes capturados. Nesta condição ambiental, o *INDVAL* revelou tal ecomorfotipo como o único indicador significativo (Tabela 3).

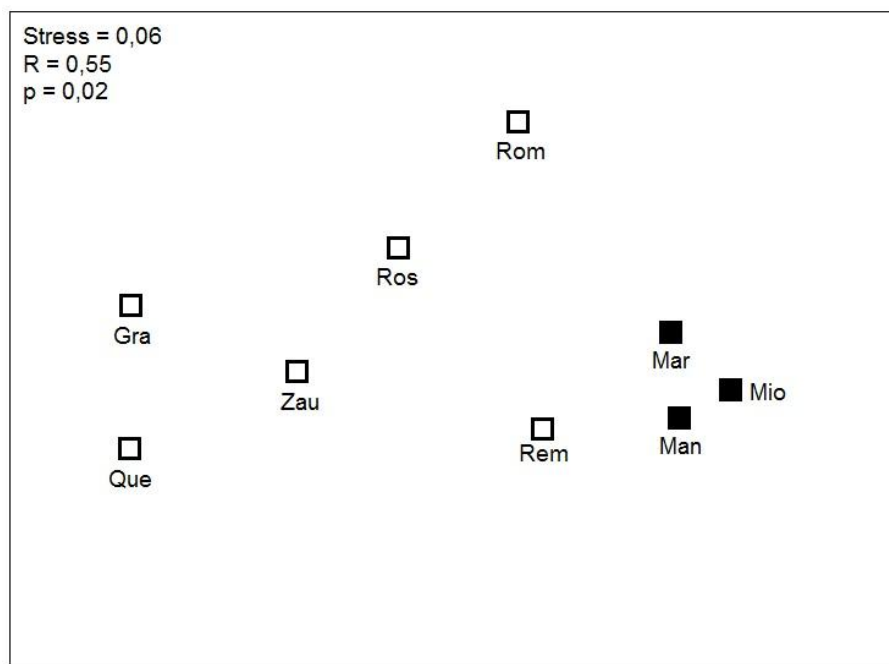


Fig. 4. Diagrama gerado pela análise de escalonamento multidimensional não métrico mostrando a ordenação dos pontos de coleta inseridos em ambientes rurais (quadrados vazios) e urbanos (quadrados escuros), segundo a abundância dos ecomorfotipos em cada local. O potencial de interpretação (*stress*) e os valores de R e da significância associada à ANOSIM seguem em destaque.

Tabela 3. Ecomorfotipos coletados nos córregos da bacia do rio Pirapó, e suas respectivas abundâncias. **Indval(U)** e **Indval(R)** correspondem aos valores gerados pela análise de espécies indicadoras para os pontos de coleta inseridos em córregos rurais e urbanos, respectivamente. A significância associada a esses valores foi definida por “**p**”. Valores em negrito correspondem aos indicadores significativos ($p < 0,05$) de determinada condição ambiental.

Ecomorfotipos	Urbano			Rural						Indval(U)	Indval(R)	p
	Man	Mar	Mio	Gra	Que	Rem	Rom	Ros	Zau			
I.N.	1	9		49	64	14	13	39	14	0,13	0,80	0,01
P.P.E.				1				1		0,00	0,33	0,51
I.B.P.E.				5	9				7	0,00	0,50	0,48
I.D.	101	84	40	3	5	98		14	15	0,70	0,25	0,10
I.E.S.					27					0,00	0,17	1,00
P.R.S.	11	120	12	8	5	3	5	25	2	0,70	0,30	0,09
I.B.	8	18	10	4	10	5	15	59	23	0,54	0,46	0,78

3.3.4 Distribuição dos ecomorfotipos segundo as condições ambientais

A análise de redundância (RDA) evidenciou relações significativas (Teste de permutação com 9.999 aleatorizações, $p < 0,05$) entre o padrão de abundância dos ecomorfotipos e os fatores ambientais utilizados para representar os diferentes trechos estudados. Apenas o primeiro eixo foi significativo ($R^2_{\text{ajustado}} = 52,2\%$, $p < 0,05$), tendo área de vegetação alagada, resíduos de construção civil e proporção de substrato instável como variáveis selecionadas para compor o melhor modelo de ordenamento (Fig. 5). Neste contexto, os trechos urbanizados, principalmente ribeirão Maringá e córrego Miosótis estiveram correlacionados com o grupo dos Perifitívoros raspadores de substrato, sendo a maior proporção de resíduos de construção depositados no fundo destes corpos d’água, fator relevante para explicar a distribuição desse ecomorfotipo. Da mesma forma, os corpos d’água inseridos em ambiente urbano (Mandacaru, Maringá e Miosótis) e o córrego do Remo estiveram correlacionados com o grupo dos Invertívoro detritívoro. A maior proporção de substrato instável presente, principalmente, no córrego do Remo, pode ser considerado fator importante para explicar a distribuição desse grupo. Os trechos rurais estiveram mais correlacionados com os insetívoros nectônicos, sendo as maiores áreas de vegetação alagada o principal fator ambiental responsável por explicar sua distribuição nesse tipo de ambiente (Fig. 5).

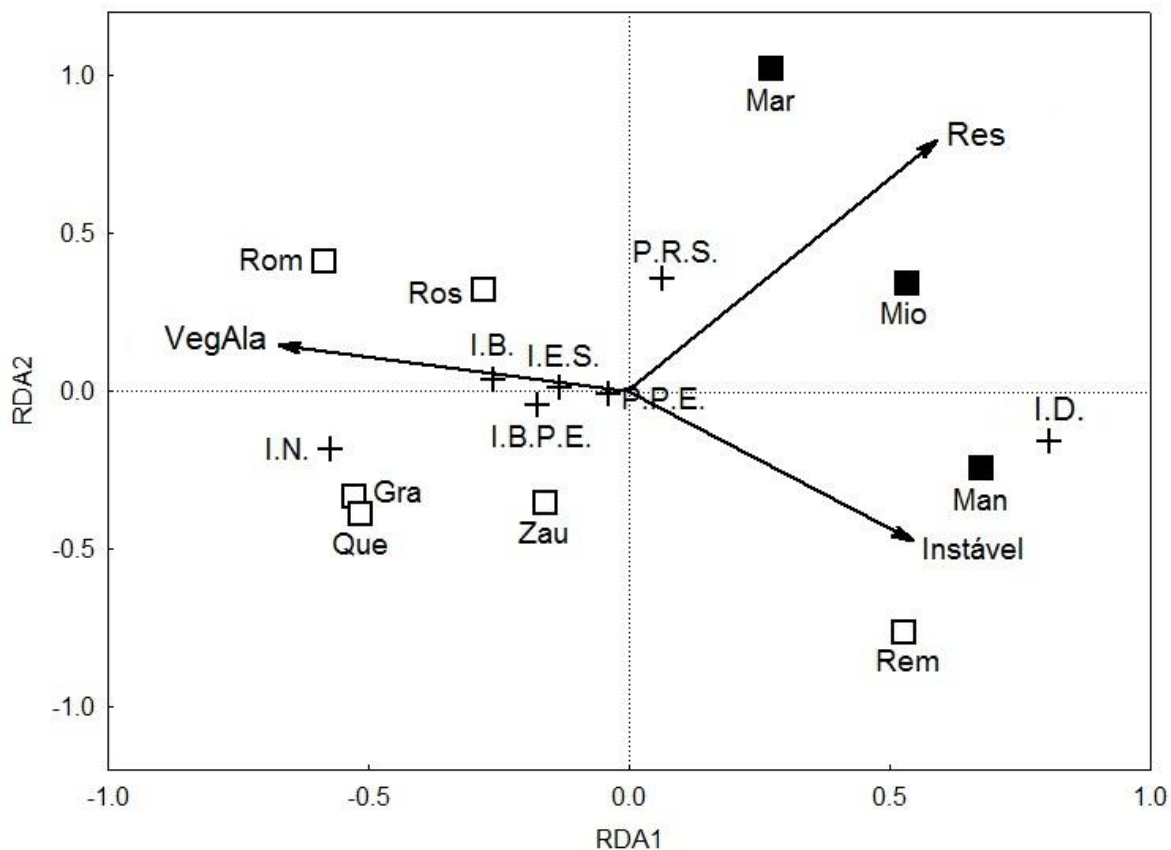


Fig. 5. Análise de redundância (RDA) aplicada entre os ecomorfotipos (+) e as variáveis ambientais tomadas em pontos de coleta inseridos em ambientes rurais (quadrados vazios) e urbanos (quadrados escuros). Variáveis ambientais destacadas: Área de vegetação alagada (**VegAla**); Composição do substrato determinada por material instável (**Ins**) e resíduos antrópicos residenciais provenientes da construção civil (**Res**).

3.4 DISCUSSÃO

Embora alguns ecomorfotipos tenham apresentado ampla distribuição pelos córregos estudados, a composição ecomorfológica foi significativamente diferente entre as condições ambientais investigadas. Os resultados deste estudo corroboraram a hipótese inicialmente proposta e evidenciaram que os padrões de organização das assembleias de peixes nos tributários do rio Pirapó podem ser explicados pelo tipo de ocupação da bacia de drenagem, independentemente de suas posições geográficas e distanciamento do rio principal. Neste sentido, córregos rurais, detentores de maiores áreas relativas de vegetação ripária e caracterizados pela maior heterogeneidade ambiental, apresentaram ictiofauna com

predominância de ecomorfotipos adaptados à captura de itens alóctones e ocupação de micro-habitats com maior complexidade estrutural, podendo ser utilizados como indicadores da referida condição ambiental. Por outro lado, entre os córregos urbanos, não foram registrados ecomorfotipos indicadores, mas a remoção da vegetação ripária e as maiores áreas de superfície impermeável nas bacias de drenagem desses ecossistemas contribuíram para que o sucesso de colonização ocorresse, principalmente, entre grupos generalistas, tais como Invertívoro detritívoro (I.D.) e perifítivos raspadores de substrato (P.R.S.), que se beneficiam da instabilidade ambiental e da maior disponibilidade de recursos autóctones.

A análise de componentes principais (ACP) realizada com as variáveis ecomorfológicas revelou duas tendências entre o conjunto regional de espécies de peixes, sendo a primeira associada à ocupação do habitat e a segunda à alimentação. Resultados similares foram obtidos por Oliveira *et al.* (2010), em estudo sobre a ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. Na primeira tendência, definida pela variação dos escores no eixo 1, três grandes grupos puderam ser evidenciados no espaço ecomorfológico. O primeiro foi composto pelos insetívoros nectônicos (I.N.), com escores posicionados no extremo positivo do gradiente e caracterizados pela maior compressão do corpo, olhos maiores e nadadeira caudal bifurcada. Estas características propiciam melhor desempenho em manobras e favorecem a ocupação de habitats mais lênticos e estruturados (Oliveira *et al.*, 2010). No segundo grupo, com escores negativos, estiveram perifítivos raspadores de substrato (P.R.S.) e invertívoros bentônicos (I.B.) caracterizados pela maior depressão do corpo, olhos dorsais e pedúnculo caudal mais longo e robusto. Tais características favorecem a exploração da região bentônica, sobretudo em trechos com substrato estável e fluxo mais rápido da água, onde I.B. pode se beneficiar da deposição de insetos no fundo e P.R.S. do perifíton incrustado nas superfícies rochosas. (Pagotto *et al.*, 2011). Por fim, o terceiro grande grupo foi representado por piscívoro predador de emboscada (P.P.E.), insetívoro-bentônico predador de emboscada (I.B.P.E.), Invertívoro detritívoro (I.D.) e insetívoro especulador de substrato (I.E.S.). Estes ecomorfotipos foram caracterizados por corpos fusiformes e menos especializados em relação à adaptação a micro-habitats específicos.

Na segunda grande tendência, definida pela variação dos escores no eixo 2 da ACP, dois grupos puderam ser evidenciados de acordo com suas adaptações para captura do alimento na coluna d'água. No primeiro grupo, com escores positivos, estiveram os ecomorfotipos com bocas relativamente maiores, ou seja, I.N., P.P.E. e I.B. A amplitude da abertura bucal é fator determinante sobre o tamanho do alimento a ser consumido. Assim, boca mais ampla favorece o consumo de itens relativamente grandes (Gatz, 1979b), a exemplo de insetos adultos consumidos por I.N. e I.B. e peixes por P.P.E. Por outro lado, com escores negativos, estiveram os ecomorfotipos com bocas relativamente menores e maiores áreas das nadadeiras dorsal, caudal, peitoral e pélvica (P.R.S., I.E.S, I.B.P.E. e I.D.). O menor tamanho da boca favorece o melhor desempenho na sucção de alimentos (Norton, 1995), beneficiando, provavelmente, o consumo de itens autóctones, como algas perifíticas e larvas de insetos. Aliado a isso, as maiores dimensões dessas nadadeiras podem favorecer o arranque e acelerações da natação, propiciar estabilização do movimento em guinadas e fornecer maior capacidade de manutenção do corpo na região bentônica (Breda *et al.*, 2005; Oliveira *et al.*, 2010).

Os padrões ecomorfológicos apresentados demonstraram que a ocupação de determinados tipos de habitats pode ser favorecida pelos atributos ecomorfológicos das espécies. Neste contexto, fica claro que a prevalência de determinados ecomorfotipos entre as condições ambientais investigadas esteve relacionada aos efeitos do tipo de ocupação das bacias de drenagem sobre as características físicas dos diferentes corpos d'água. Em escala local, os córregos rurais diferenciaram-se dos urbanos pela maior heterogeneidade ambiental. Apesar da interferência antrópica existente na bacia de drenagem desses corpos d'água, características como a cobertura mais ampla do dossel, responsável pelo incremento de galhos, folhas e pequenos animais no curso d'água (Pusey & Arthington, 2003), a maior variação da profundidade do leito, presença de trechos com velocidades distintas de fluxos de água e maiores proporções de vegetação submersa são aspectos que contribuem para ampliar o mosaico de condições tróficas e espaciais do local e, conseqüentemente, propiciam maior oferta de recursos às espécies que habitam esse tipo de ambiente (Gorman & Karr, 1978; Teresa & Romero, 2010). Neste sentido, Willis *et al.* (2005) argumentaram que habitats mais heterogêneos fornecem suporte a taxas mais elevadas de produtividade primária e secundária, oferecendo aos peixes diferentes

oportunidades de forrageamento e exploração de micro-habitats. Segundo esses autores, em tais ambientes, cada espécie tende a explorar os recursos tróficos e espaciais em que sua morfologia fornece vantagem competitiva.

No presente estudo, assembleias de córregos rurais foram caracterizadas pela maior abundância de insetívoros nectônicos. Nesta condição ambiental, o *INDVAL* revelou tal ecomorfotipo como o único indicador significativo. Dessa forma, áreas proporcionalmente mais amplas de vegetação alagada e trechos relativamente mais preservados de vegetação ripária (*i.e.* maior cobertura do dossel) podem ser considerados filtros ambientais presentes nos córregos rurais da bacia do rio Pirapó que favorecem a coexistência de número relativamente elevado de espécies desse ecomorfotipo. A presença de vegetação alagada tende a acarretar o abrandamento da velocidade da água próximo às margens e, por consequência, propicia o surgimento de micro-habitats com fluxo mais lento, mesmo em trechos caracteristicamente dominados por rápidos e corredeiras (Teresa & Casatti, 2012). Insetívoros nectônicos são peixes que apresentam preferência por habitats com velocidade reduzida da água (Casatti *et al.*, 2001; Brejão *et al.*, 2013; Teresa & Casatti, 2013), onde seus traços morfológicos são capazes de propiciar vantagem adaptativa na ocupação espacial e exploração dos recursos tróficos disponíveis (Oliveira *et al.*, 2010). Desse modo, o corpo mais alto e comprimido, bem como a tendência à maior bifurcação da nadadeira caudal, podem ser consideradas adaptações morfológicas que fornecem a esses peixes maior capacidade de manobrabilidade (Breda *et al.*, 2005), ou seja, maior habilidade para realizar curvas em ângulos menores (Webb *et al.*, 1996). Estas características beneficiam as espécies deste grupo a buscarem trechos de remanso ao longo do canal, a exemplo das zonas marginais compostas por raízes e vegetação ripária submersa.

Da mesma forma, a presença de maiores áreas de vegetação ripária pode funcionar como um filtro para a seleção desses organismos, por promover o incremento de itens alóctones ao longo do canal, especialmente troncos, galhos, folhas e pequenos animais (Lowe-McConnell, 1999). De acordo com Wolff *et al.* (2013), áreas com maior preservação florestal e, conseqüentemente, cobertura mais ampla pelo dossel, favorecem a coexistência de espécies adaptadas à captura de itens alóctones. Por conseguinte, a maior acuidade visual e as maiores dimensões bucais, talvez possam beneficiar os insetívoros nectônicos, respectivamente, na visualização mais apurada dos itens alimentares dispersos na coluna

d'água (Gatz, 1979b) e na captura mais eficiente de presas relativamente grandes (*e.g.* insetos terrestres) que caem na água a partir da vegetação ripária.

De modo similar ao que foi registrado na presente abordagem, Cunico *et al.* (2012), em estudo sobre alguns dos mesmos tributários da bacia do rio Pirapó, reportaram que a estrutura das assembleias de peixes desses ecossistemas sofre transformações significativas de acordo com o aumento progressivo da urbanização sobre as bacias de drenagem. Segundo esses autores, as maiores áreas de superfície impermeável no entorno dos corpos d'água contribuem para o aumento da homogeneização espacial e do nível de instabilidade ambiental no interior do canal. De acordo com Walsh *et al.* (2005), a combinação de efeitos oriundos da ampliação da área de superfície impermeável e maior escoamento pelo sistema de canalização das águas da chuva promovem alterações nos padrões hidrológicos desses corpos d'água, tornando mais frequentes e rápidos os eventos de fluxos extremos, o que promove alterações geomorfológicas mais rápidas e agudas nas dimensões dos canais e nas condições estruturais bióticas e abióticas do corpo d'água como um todo.

Em córregos urbanos marcados pela elevada instabilidade ambiental e alterados quanto a estruturação espacial, assembleias de peixes tendem a ser dominadas por espécies generalistas (Poff & Allan, 1995), uma vez que variações abruptas e irregulares na disponibilidade de recursos favorecem a ocorrência daquelas que possuem maior flexibilidade na dieta e uso do hábitat (Cunico *et al.*, 2011). Apesar da ausência de ecomorfotipos indicadores entre os córregos urbanos deste estudo, as maiores abundâncias de Invertívoro detritívoro (I.D.) e perifítivos raspadores de substrato (P.R.S.) entre esses ecossistemas corroboraram outros autores acerca da predominância de grupos funcionais generalistas, que se beneficiam da exploração de itens autóctones entre corpos d'água degradados da região Neotropical (Casatti *et al.*, 2009; Alexandre *et al.*, 2010).

Embora P.R.S. apresentem forma do corpo mais especializada (Casatti & Castro, 2006), algumas espécies deste grupo, sobretudo *Hypostomus ancistroides*, podem ser consideradas generalistas em relação à ocupação do hábitat (Teresa & Casatti, 2013). Na ausência de vegetação ripária e do conseqüente incremento de galhos e troncos no interior do canal, tais organismos são capazes de forragear sobre os mais diversos tipos substratos onde ocorra a colonização por algas perifíticas (*e.g.* resíduos da construção civil), sendo, portanto, menos afetados pela degradação estrutural do hábitat (Casatti *et al.*, 2005). Aliado

a isso, as maiores velocidades da água e o substrato tipicamente rochoso dos corpos d'água urbanos investigados podem ser considerados fatores determinantes para a ocorrência desse grupo funcional, especialmente no ribeirão Maringá, caracterizado por marcante alteração ambiental. O corpo mais largo e deprimido, associado às grandes nadadeiras pares desses organismos favorece a ocupação da região bentônica em trechos de rápidos e corredeiras, pois permite redução da pressão causada pela força da correnteza sobre a manutenção da posição do corpo, permitindo que os peixes permaneçam apoiados sobre o fundo enquanto executam a raspagem do perifíton no substrato (Oliveira *et al.*, 2010; Pagotto *et al.*, 2011).

A maior abundância de Invertívoro detritívoro (I.D.) nos córregos mais alterados pela ação antrópica pode estar ligada à conspícua combinação de seus traços funcionais (Casatti *et al.*, 2012), a exemplo da capacidade de maior diversificação alimentar e fertilização interna, que propiciam vantagem na exploração de ambientes degradados e sujeitos a maiores variações na disponibilidade de recursos (Cunico *et al.*, 2011). A ocorrência de tais organismos nos diferentes ecossistemas aquáticos Neotropicais é frequentemente associada à ocupação em meio a gramíneas submersas (Casatti, 2001; Brejão *et al.*, 2013). Em estudo sobre corpos d'água impactados na região sudeste do Brasil, Casatti *et al.* (2009) registraram associação desse grupo funcional com as maiores áreas de vegetação alagada presentes naqueles ecossistemas. Segundo os referidos autores, a presença de bancos de gramíneas não nativas no interior de corpos d'água degradados determina a formação de micro-habitats mais rasos, que dificultam o acesso de eventuais predadores de maior porte e favorecem a colonização por tais espécies detentoras de corpos relativamente menores. Todavia, no presente estudo, as maiores abundâncias desse ecomorfotipo estiveram relacionadas à homogeneização ambiental, provocada pela urbanização das bacias de drenagem ou pelo maior assoreamento do canal, como foi registrado para o córrego do Remo. A ocorrência de tais organismos em ambientes mais simplificados talvez esteja relacionada à plasticidade morfológica evidenciada por Neves & Monteiro (2003), que registraram maior compressão do corpo para indivíduos de *Poecilia vivípara* em áreas tomadas por macrófitas aquáticas e tendência fusiforme em áreas abertas e mais homogêneas. Por conseguinte, o formato corporal fusiforme de I.D. registrado no presente estudo, embora reduza o desempenho na realização de manobras, pode propiciar maior eficiência na natação e promover deslocamentos mais rápidos e com menor custo

energético por toda a coluna d'água (Oliveira *et al.*, 2010), facilitando, provavelmente, a captura de itens autóctones como larvas de inseto, detritos e perifíton.

Portanto, o tipo de atividade desenvolvida nas bacias de drenagem dos diferentes corpos d'água estudados apresentou influência significativa sobre os padrões ecomorfológicos das assembleias de peixes. Neste contexto, maiores áreas de superfície impermeável estiveram associadas à homogeneização do canal, selecionando espécies adaptadas à exploração de habitats instáveis e recursos alimentares autóctones. Em tais ecossistemas, a maior abundância de Invertívoro detritívoro corroborou outros estudos desenvolvidos na região Neotropical, que registraram a dominância deste grupo em corpos d'água mais impactados (Casatti *et al.*, 2009; Alexandre *et al.*, 2010; Cunico *et al.*, 2011, 2012). Por outro lado, bacias de drenagem tomadas por atividades agropecuárias, embora apresentem notável interferência antrópica em suas condições ambientais, estiveram relativamente mais preservadas do que aquelas inseridas em áreas urbanas. A maior heterogeneidade de habitats ao longo do canal e as maiores áreas de preservação da vegetação ripária explicaram os valores elevados da abundância de insetívoros nectônicos, identificados neste estudo como o ecomorfotipo indicador da referida condição ambiental.

REFERÊNCIAS

- Alexandre, C. V., K. E. Esteves & M. A. M. M. Mello. 2010. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a Neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, 641:97-114.
- Allan, J. D. 2004. Landscape and Riverscape: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 257-284.
- Alves, E. C., C. F. Silva, E. S. Cossich, C. R. G. Tavares, E. E. Souza-Filho & A. Carniel. 2008. Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó - Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, 30(1): 39-48.
- Aranha, J. M. R., E. P. Caramaschi & U. Caramaschi. 1993. Ocupação espacial, alimentação e época reprodutiva de duas espécies de *Corydoras* Lacépede (Siluroidei, Callichthyidae) coexistentes no rio Alambari (Botucatu, São Paulo). *Revista brasileira de Zoologia*, 10(3): 453-466.
- Autodesk. 2009. AutoCAD: graphic computation. Version 2009. San Rafael, Autodesk Inc.
- Breda, L., E. F. Oliveira & E. Goulart. 2005. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 27(4): 371-381.
- Brejão, G. L., P. Gerhard & J. Zuanon. 2013. Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotropical Ichthyology*, 11(2):361-373.
- Casatti, L. & R. M. C. Castro. 1998. A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 9:229-242.
- Casatti, L. & R. M. C. Castro. 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 203-214.
- Casatti, L., F. Langeani & R. M. C. Castro. 2001. Peixes de riacho do parque estadual Morro do diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, 1(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?inventory+BN00201122001>.
- Casatti, L., F. C. Rocha & D. C. Pereira. 2005. Habitat use by two species of *Hypostomus* (Pisces, Loricariidae) in southeastern Brazilian streams. *Biota Neotropica*, 5(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+bn02905022005>

Casatti, L., C. P. Ferreira & F. R. Carvalho. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia*, 632: 273-283.

Casatti, L., F. B. Teresa, T. Gonçalves-Souza, E. Bessa, A. R. Manzotti, C. S. Gonçalves, & J. O. Zeni. 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology*, 10(1), 205-214.

Clarke, K. R. & Warwick, W. M. 1994. Similarity-based testing for community pattern: the 2-way layout with no replication. *Marine Biology* 118: 167–176.

Cunico, A. M., J. D. Allan & A. A. Agostinho. 2011. Functional convergence of fish assemblages in urban streams of Brazil and the United States. *Ecological Indicators* 11: 1354-1359.

Cunico, A. M., E. A. Ferreira, A. A. Agostinho, A. C. Beaumord & R. Fernandes. 2012. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó River Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 105: 336-344.

Gatz, A. J. 1979a. Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology*, 60(4): 711-718.

Gatz, A. J. 1979b. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, 21(2): 91-124.

Gomes, C. L., J. I. Golombieski, A. R. C. Gomes & B. Baldisserotto. 2001. Biologia do jundiá *Rhamdia quelen* (Teleostei, Pimelodidae). *Ciência Rural*, 30(1): 179-185.

Gomiero, L. M. & F. M. S. Braga. 2007. Reproduction of a fish assemblage in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(2): 283-292.

Gomiero, L. M., L. Garuana & F. M. S. Braga. 2008. Reproduction of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiforms) in the Serra do Mar State Park, São Paulo, *Brazilian Journal of Biology*, 68(1): 187-192.

Gorman, O. T. & J. R. Karr. 1978. Habitat Structure and Stream Fish Communities. *Ecology* 59:507–515.

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

Gratwicke, B., C. Petrovic & M. R. Speight. 2006. Fish distribution and ontogenetic habitat preferences in non-estuarine lagoons and adjacent reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 76(2-4): 191-210.

Husson, F., J. Josse, S. Le & J. Mazet. 2013. FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining with R. R package version 1.25. <http://CRAN.R-project.org/package=FactoMineR>

Hutchinson, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist*, 93(870): 145-159.

Inward, D. J. G., R. G. Davies, C. Pergande, A. J. Denham & A. P. Vogler. 2011. Local and regional ecological morphology of dung beetle assemblages across four biogeographic regions. *Journal of Biogeography*, 38: 1668-1682.

Jackson, D. A., P. R. Peres-Neto & J. D. Olden. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities: the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58:1, 157-170.

Kaufmann, P. R. & J. M. Faustini. 2012. Simple measures of channel habitat complexity predict transient hydraulic storage in streams. *Hydrobiologia*, 685:69-95.

Legendre, P., J. Oksanen & C. J. F. ter Braak. 2011. Testing the significance of canonical axes in redundancy analysis. *Methods in Ecology and Evolution*, 2: 269–277.

Laub, B. G., D. W. Baker, B. P. Bledsoe & M. A. Palmer. 2012. Range of variability of channel complexity in urban, restored and forested reference streams. *Freshwater Biology*, 57(5): 1076-1095

Layman, C. A., R. B. Langerhans & K. O. Winemiller. 2005. Body size, not other morphological traits, characterizes cascading effects in fish assemblage composition following commercial netting. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 2802-2810.

Lowe-McConnell, R. H. 1999. *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. São Paulo, USP, 535p.

Maack R. 2002. *Geografia física do estado do Paraná*. 3ª Edição. Curitiba, Imprensa Oficial, 440 p.

McCune, B. & M. J. Mefford. 1999. *PC-ORD: multivariate analysis of ecological data*. Version 5, Gleneden Beach, MjM Software Design.

Mise, F.T., R. Fugui, J. P. A. Pagotto & E. Goulart. 2013. A coexistência de espécies endêmicas de *Astyanax* (Teleostei: Characidae) é propiciada por variações tróficas e ecomorfológicas. *Biota Neotropica*. 13(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n3/pt/abstract?article+bn00513032013>

- Montag, L. F. A., T. M. S. Freitas, R. D. O. Raiol & M. V. Silva. 2011. Length-weight relationship and reproduction of the guppy *Poecilia reticulata* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) in urban drainage channels in the Brazilian city of Belém. *Biota Neotropica*, 11(3): 93-97.
- Montaña, C. G. & K. O. Winemiller. 2010. Local-scale habitat influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical floodplain river. *Ecology of Freshwater Fish*, 19: 216-227.
- Moreno, C. E., H. T. Arita & L. Solis. 2006. Morphological assembly mechanisms in Neotropical bat assemblages and ensembles within a landscape. *Oecologia*, 149: 133-140.
- Neves, F. M. & L. R. Monteiro. 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(1-3): 61-78.
- Novakowski, G. C., R. Fugi & N. S. Hahn. 2004. Diet and dental development of three species of *Roeboides* (Characiformes: Characidae). *Neotropical Ichthyology*, 2(3): 157-162.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. Henry H. Stevens & H. Wagner. 2013. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-7. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira, E. F., E. Goulart, L. Breda, C. V. Minte-Vera, L. R. S. Paiva & M. R. Vismara. 2010. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology*, 8: 569-586.
- Pagotto, J. P. A., E. Goulart, E. F. Oliveira & C. B. Yamamura. 2011. Trophic ecomorphology of Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. *Brazilian Journal of Biology*, 71: 469-479.
- Passos, M. M. 2007. *A raia divisória: eco-história da raia divisória*. Maringá: EDUEM. 310p.
- Peres-Neto, P. R. 2004. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. *Oecologia*, 140: 352-360.
- Poff, N. L. & J. D. Allan. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, 76(2): 606-627.
- Pusey, B. J. & A. H. Arthington. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fishes: a review with special emphasis on tropical Australia. *Marine and Freshwater Research*, 54: 1-16.

R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Ramirez, A., C. M. Pringle & K. M. Wantzen. 2008. Tropical stream conservation. Pp. 285-304. In: Dudgeon, D. (Ed.). Tropical Stream Ecology. San Diego, Elsevier/Academic Press, 316p.

Ricklefs, R. E. & D. B. Miles. 1994. Ecological and evolutionary inferences from morphology: an ecological perspective. Pp. 13- 41. In: Wainwright, P. C. & S. M. Reilly (Eds.). Ecological Morphology: integrative organismal biology. Chicago, University of Chicago Press, 367p.

Roberts, D. W. 2012. labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. R package version 1.5-0. <http://CRAN.R-project.org/package=labdsv>

Russo, T., C. Costa & S. Cataudella. 2007. Correspondence between shape and feeding habit changes throughout ontogeny of gilthead sea bream *Sparus aurata* L., 1758. Journal of Fish Biology, 71: 629-656.

Sampaio, A. L. A., J. P. A. Pagotto & E. Goulart. 2013. Relationships between morphology, diet and spatial distribution: testing the effects of intra and interspecific morphological variations on the patterns of resource use in two Neotropical Cichlids. Neotropical Ichthyology, 11(2):351-360.

Suzuki, H. I., A. E. A. de M. Vazzoler, E. E. Marques, M. A. Perez Lizama & P. Inada. 2004. Reproductive ecology of the fish assemblages. Pp. 271-291. In: Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (Eds.). The Upper Paraná River and its Floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Leiden, Backhuys Publishers, 393p.

Teresa, F. B. & R. M. Romero. 2010. Influence of the riparian zone phytophysionomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. Neotropical Ichthyology, 8: 163-170.

Teresa, F. B. & L. Casatti. 2012. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. Ecology of Freshwater Fish, 21(3): 433-442.

Teresa, F. B. & L. Casatti. 2013. Development of habitat suitability criteria for Neotropical stream fishes and an assessment of their transferability to streams with different conservation status. Neotropical Ichthyology, 11(2):395-402.

Walsh, C. J. A. H. Roy, J. W. Feminella, P. D. Cottingham, P. M. Groffman & R. P. Morgan II. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. Journal of the North American Benthological Society 24(3):706-723.

- Wang, L., J. Lyons, P. Kanehl. 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management*, 28(2): 255-266.
- Watson, D. J. & E. K. Balon. 1984. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, 25: 371-384.
- Webb, P. W., G. D. Laliberte & A. J. Schrank. 1996. Does body and fin form affect the maneuverability of fish traversing vertical and horizontal slits? *Environmental Biology of Fishes*, 46: 7-14.
- Willis, S. C., K. O. Winemiller & H. Lopez-Fernandez. 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia*, 142: 284-295.
- Winemiller, K. O., A. A. Agostinho & E. P. Caramaschi. 2008. Fish ecology in tropical streams. Pp. 107-146. In: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical Stream Ecology*. San Diego, Elsevier/Academic Press, 316p.
- Wolff, L. L., N. Carniatto & N. S. Hahn. 2013. Longitudinal use of feeding resources and distribution of fish trophic guilds in a coastal Atlantic stream, southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11(2):375-386.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados evidenciaram a influência de condições urbana e rural sobre a estrutura ecomorfológica de assembleias de peixes em córregos afluentes do rio Pirapó, nos municípios de Maringá e Astorga, Paraná, Brasil, revelando respostas adaptativas da ictiofauna frente às condições ambientais dominantes da referida bacia de drenagem. Assim, diante dos questionamentos inicialmente propostos nesse estudo, os resultados obtidos permitem afirmar que:

1. O tipo de atividade desenvolvida nas bacias de drenagem dos diferentes corpos d'água estudados apresentou influência significativa sobre os padrões ecomorfológicos das assembleias de peixes. Neste contexto, maiores áreas de superfície impermeável estiveram associadas à homogeneização do canal, selecionando espécies adaptadas à exploração de habitats instáveis e recursos alimentares autóctones. Em tais ecossistemas, a maior abundância de invertívoro detritívoro corroborou outros estudos desenvolvidos na região Neotropical. Não obstante, a maior heterogeneidade de habitats ao longo do canal e as maiores áreas de preservação da vegetação ripária explicaram os valores elevados da abundância de insetívoros nectônicos, identificados neste estudo como o ecomorfotipo indicador da referida condição ambiental;
2. O espaço ecomorfológico ocupado pelas assembleias de peixes dos tributários estudados não aumentou conforme o número de espécies ou a condição ambiental em que os corpos d'água estiveram expostos, havendo notável discordância entre a diversidade taxonômica e ecomorfológica;
3. A similaridade ecomorfológica variou de acordo com o número de espécies presentes nas assembleias, sendo os habitats mais diversos em termos taxonômicos, sobretudo os córregos rurais, detentores de maior número de espécies com planos corporais similares;

4. A importância da competição interespecífica como mecanismo estruturador parece aumentar conforme a heterogeneidade ambiental, favorecendo a partição mais regular dos recursos disponíveis;
5. A perda de redundância ecomorfológica em córregos urbanos pode ser destacada como uma consequência relevante sobre a estrutura da ictiofauna nestes ambientes.

Portanto, o estudo demonstrou a importância de abordagens ecomorfológicas como ferramenta para fornecer informações sobre as formas de adaptação e resposta das assembleias de peixes às modificações nas condições ambientais. Da mesma forma evidenciou a necessidade de ações que busquem a recuperação da vegetação ripária nas bacias de drenagem dos córregos de pequena ordem, a fim de promover o incremento de complexidade ambiental e contribuir para manutenção da biodiversidade nestes ecossistemas.

ANEXO 1

Classificação taxonômica das espécies de peixes coletadas nos riachos afluentes do rio Pirapó e suas respectivas abundâncias. O sistema de classificação foi baseado em Nelson (2008) para Ordens e Famílias de Siluriformes, Mirande (2010) para Characidae e Reis *et al.* (2003) para Crenuchidae, Erythrinidae, Gymnotidae, Poeciliidae, Synbranchidae e Cichlidae. As siglas dos diferentes riachos seguem em destaque: Cór. Mandacaru (Man); Rib. Maringá (Mar); Cór. Miosótis (Mio); Rib. da Granada (Gra); Água Queçaba (Que); Cór. do Remo (Rem); Cór. da Romeira (Rom); Água da Roseira (Ros); Cór. Zaúna (Zau). Exemplares testemunhos estão depositados na coleção ictiológica do Nupélia/UEM, <http://peixe.nupelia.uem.br/>.

Classificação taxonômica	Código	Urbano			Rural					Exemplares testemunhos	
		Man	Mar	Mio	Gra	Que	Rem	Rom	Ros		Zau
Osteichthyes											
Characiformes											
Crenuchidae											
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	Czeb				5	9				7	NUP 13158, 13159, 13184, 13244, 13246
Characidae											
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	Aalt	1	2		14	19		10			NUP 13138, 13170, 13185, 13214, 13228
<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	Aboc		2		8		6		9	14	NUP 13273, 13274, 13207, 13231
<i>Astyanax</i> aff. <i>paranae</i> Eigenmann, 1914	Apar		5		3	29	2	3	30		NUP 13139, 13177, 12315, 13227, 13238
<i>Bryconamericus exodon</i> Eigenmann, 1907	Bexo						3				NUP 13201
<i>Bryconamericus</i> aff. <i>iheringi</i> (Boulenger, 1887)	Bihe				4						NUP 13143
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	Bstr				7	1	3				NUP 13140, 13183, 13208
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	Opar								1		NUP 13232
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	Parg				13	15					NUP 13155, 13165, 13182
Erythrinidae											
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Hmal				1				1		NUP 13146, 13230
Siluriformes											
Callichthyidae											
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	Caen					27					NUP 13190
Loricariidae											
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	Hanc	11	119	12	7	2	3	5	25	1	NUP 13142, 13167, 13173, 13187, 13210, 13204, 13223, 13234, 13245
<i>Hypostomus</i> cf. <i>strigaticeps</i> (Regan, 1908)	Hstr		1		1	3				1	NUP 13144, 13176, 13189, 13213, 13248
Heptapteridae											

<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	Cihe	7	8	2	1		1	2	3	NUP 13145, 13172, 13181, 13219, 13225, 13233, 13240	
<i>Imparfinis borodini</i> Mees & Cala, 1989	Ibor								16	NUP 13242	
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	Imir	1			3		2			NUP 13186, 13220, 13221	
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	Isch							55		NUP 13163, 13224, 13237	
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	Pten		1			1	10		1	NUP 13175, 13202, 13222, 13249	
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	Pava				2						
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Rque	8	10	1	2	4	4	2	2	3	NUP 13212, 13169, 13174, 13179, 13212, 13203, 13229, 13235, 13241
Gymnotiformes											
Gymnotidae											
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	Gina			2		2	1				NUP 13157, 13205, 13226
Cyprinodontiformes											
Poeciliidae											
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	Pret	101	84	40	3	5	98		14	15	NUP 13137, 13168, 13168, 13171, 13188, 13211, 13211, 13206, 13236, 13243
Synbranchiformes											
Synbranchidae											
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	Smar		1								NUP 13218
Perciformes											
Cichlidae											
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	Cbri					2					NUP 13178

ANEXO 2

```
require(vegan)
```

```
#####Função MNND (=DMVMP; modificada de Silva & Brandão, 2010)
```

```
MNND<- function (x,y) # x = matriz de composição de espécies local (escores.local); y = matriz de
composição de espécies regional (geral)
```

```
{
  dis.obs <- as.matrix (dist(x, method='euclidean',diag=TRUE, upper=TRUE))
  diag (dis.obs) <- NA
  mnnd.obs<- round(mean(as.numeric(apply(dis.obs,1,min, na.rm=T))),digits=4)

  results<- list()
  for (i in 1:9999) {
    null.community <- y[sample(nrow(y),size=nrow(x),replace= FALSE),]
    dis.null<-as.matrix (dist(t(null.community), method='euclidean',diag=TRUE, upper=TRUE))
    diag (dis.null) <- NA
    mnnd.null<-round(mean(as.numeric(apply(dis.null,1,min, na.rm=T))),digits=4)
    results [[i]]<- mnnd.null
    results<- unlist (results)
  }

  mnnd_MD <- (sum(results <= mnnd.obs)+1)/10000 # probabilidade de divergência ecomorfológica
  mnnd_MA <- (sum(results >= mnnd.obs)+1)/10000 # probabilidade de convergência ecomorfológica
  res.mnnd <- as.data.frame(cbind(mnnd.obs,mnnd_MD,mnnd_MA))
  names(res.mnnd)<- c("MNND_obs","P.value.MD","P.value.MA")
  res<- as.data.frame(res.mnnd, row.names=c("MNND"))
  print(res, digits=3)
}
```

```
Local<-MNND(x=escores.local[,2:5],y=geral[,2:5])# nome da função com os argumentos
```

```
##### Modelo nulo com resultados salvos para criar arquivo com os valores aleatorizados:
```

```
dis.obs <- as.matrix (dist(escores.local[,2:5], method='euclidean',diag=TRUE, upper=TRUE))
diag (dis.obs) <- NA
mnnd.obs<- round(mean(as.numeric(apply(dis.obs,1,min, na.rm=T))),digits=4)
resultado<-numeric()
resultado[1]<-mnnd.obs
teste.mnnd<-for (i in 2:10000) {
  null.community <- geral[sample(nrow(geral),size=nrow(escores.local),replace= FALSE),2:5]
  dis.null<- as.matrix (dist(t(null.community), method='euclidean',diag=TRUE, upper=TRUE))
  diag (dis.null) <- NA
  mnnd.null<-round(mean(as.numeric(apply(dis.null,1,min, na.rm=T))),digits=4)
  resultado [[i]]<- mnnd.null
}
par(las=1)
```

```
#####Tabela em txt com valores aleatorizados de DMVMP.
```

```
write.table(resultado,file="aleat_NND_local.txt",sep="\t",quote=F)
```

```
#####FIM#####
```

####Função CD (=DMC; adaptada de Silva & Brandão, 2010)

```
medias.pca<-apply(escORES.local[,2:5],2,mean)
centroides<-as.numeric(medias.pca)
dist.cen.local<-cbind(escORES.local[,2]-centroides[1],escORES.local[,3]-centroides[2],escORES.local[,4]-
centroides[3],escORES.local[,5]-centroides[4])
dist.cen.local
medias.pca.ger<-apply(geral[,2:5],2,mean)
centr.ger<-as.numeric(medias.pca)
dist.cen.ger<-cbind(geral[,2]-centr.ger[1],geral[,3]-centr.ger[4],geral[,4]-centr.ger[3],geral[,5]-centr.ger[4])
dist.cen.ger
```

```
CD<- function (x,y)
{
  cd.obs <-mean(sqrt(rowSums(x^2)))

  results<- list()
  for (i in 1:9999) {
    null.community <- y[sample(nrow(y),size=nrow(x),replace= FALSE),] #matriz y = dist.cen.ger
    cd.null<-mean(sqrt(rowSums(null.community^2)))
    results[[i]]<- cd.null
    results<-unlist(results)
  }

  cd_MD <- (sum(results <= cd.obs)+1)/10000 # probabilidade de divergência ecomorfológica
  cd_MA <- (sum(results >= cd.obs)+1)/10000 # probabilidade de convergência ecomorfológica
  res.cd <- as.data.frame(cbind(cd.obs,cd_MD,cd_MA))
  names(res.cd)<- c("CD_obs","P.value.MD","P.value.MA")
  res<- as.data.frame(res.cd, row.names=c("CD"))
  print(res, digits=3)
}
```

```
CD.gra<-CD(dist.cen.local,dist.cen.ger)
```

Modelo nulo com resultados salvos para criar arquivo com os valores aleatorizados:

```
cd.obs <-mean(sqrt(rowSums(dist.cen.local^2)))

resultado.cd<-numeric()
resultado.cd[1]<-cd.obs
teste.cd<-for (i in 2:10000) {
  null.community <- dist.cen.ger[sample(nrow(dist.cen.ger),size=nrow(dist.cen.local),replace= FALSE),]
  cd.null<-mean(sqrt(rowSums(null.community^2)))
  resultado.cd[[i]]<- cd.null
}
par(las=1)
```

#####Tabela em txt com valores aleatorizados de DMC.

```
write.table(resultado.cd,file="aleat_cd_local.txt",sep="\t",quote=F)
```

```
#####FIM#####
```

####Função SDNND (=DPDMVMP; adaptada de Silva & Brandão, 2010)

```

MNND<- function (x,y)
{
  dis.obs <- as.matrix (dist(x, method='euclidean',diag=TRUE, upper=TRUE))
  diag (dis.obs) <- NA
  mnnd.obs<- round(mean(as.numeric(apply(dis.obs,1,min, na.rm=T))),digits=4)
  sd.mnnd.obs<- round(sd(as.numeric(apply(dis.obs,1,min, na.rm=T))),digits=4)

  results<- list()
  for (i in 1:9999) {
    null.community <- y[sample(nrow(y),size=nrow(x),replace= FALSE),]
    dis.null<- as.matrix (dist(t(null.community), method='euclidean',diag=TRUE, upper=TRUE))
    diag (dis.null) <- NA
    mnnd.null<-round(mean(as.numeric(apply(dis.null,1,min, na.rm=T))),digits=4)
    results [[i]]<- mnnd.null
    results<- unlist (results)
  }

  results.sd<- list()
  for (i in 1:9999) {
    null.community <- y[sample(nrow(y),size=nrow(x),replace= FALSE),]
    dis.null<- as.matrix (dist(t(null.community), method='euclidean',diag=TRUE, upper=TRUE))
    diag (dis.null) <- NA
    sd.mnnd.null<-round(sd(as.numeric(apply(dis.null,1,min, na.rm=T))),digits=4)
    results.sd [[i]]<- sd.mnnd.null
    results.sd<- unlist (results.sd)
  }

  mnnd_MD <- (sum(results <= mnnd.obs)+1)/10000 # probabilidade de divergência ecomorfológica
  mnnd_MA <- (sum(results >= mnnd.obs)+1)/10000 # probabilidade de convergência ecomorfológica
  res.mnnd <- as.data.frame(cbind(mnnd.obs,mnnd_MD,mnnd_MA))
  names(res.mnnd)<- c("MNND_obs","P.value.MD","P.value.MA")
  res<- as.data.frame(res.mnnd, row.names=c("MNND"))
  print(res, digits=3)

  sd.mnnd_MD <- (sum(results.sd <= sd.mnnd.obs)+1)/10000 # probabilidade de divergência ecomorfológica
  sd.mnnd_MA <- (sum(results.sd >= sd.mnnd.obs)+1)/10000 # probabilidade de convergência
  res.mnnd.sd<- as.data.frame(cbind(sd.mnnd.obs,sd.mnnd_MD,sd.mnnd_MA))
  names(res.mnnd.sd)<- c("sd_MNND_obs","P.value.MD","P.value.MA")
  res.sd<- as.data.frame(res.mnnd.sd, row.names=c("sd.MNND"))
  print(res.sd, digits=3)
}

```

```

MNND(x=escores.local[,2:5],y=geral[,2:5])

```

Modelo nulo com resultados salvos para criar arquivo com os valores aleatorizados:

```

sd.mnnd.obs<- round(sd(as.numeric(apply(dis.obs,1,min, na.rm=T))),digits=4)

resultado.sd<- numeric()
resultado.sd[1]<-sd.mnnd.obs
teste.sd<-for (i in 2:10000) {
  null.community <- geral[sample(nrow(geral),size=nrow(escores.local),replace= FALSE),2:5]
  dis.null<- as.matrix (dist(t(null.community), method='euclidean',diag=TRUE, upper=TRUE))
  diag (dis.null) <- NA

```

```
sd.mnnd.null<-round(sd(as.numeric(apply(dis.null,1,min, na.rm=T))),digits=4)
resultado.sd [[i]]<- sd.mnnd.null
}
```

```
par(las=1)
```

```
#####Tabela em txt com valores aleatorizados de DMC.
```

```
write.table(resultado.sd,file="aleat_sd_local.txt",sep="\t",quote=F)
```

```
#####FIM#####
```