

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

BARBARA CAROLINA GARCIA GIMENEZ

**Avaliando a diversidade funcional de insetos aquáticos em riachos sob a
influência de diferentes usos do solo**

Maringá
2014

BARBARA CAROLINA GARCIA GIMENEZ

Avaliando a diversidade funcional de insetos aquáticos em riachos sob a influência de diferentes usos do solo

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

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Dr.^a Janet Higuti

Maringá
2014

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

G491a Gimenez, Barbara Carolina Garcia, 1990-
Avaliando a diversidade funcional de insetos aquáticos em riachos sob a influência de diferentes usos do solo / Bárbara Carolina Garcia Gimenez. -- Maringá, 2014.
33 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2014.
Orientador: Dr.^a Janet Higuti.

1. Chironomidae (Diptera: Insecta) - Larvas - Diversidade funcional - Pirapó, Rio, Bacia - Paraná (Estado). 2. EPT (Ephemeroptera; Plecoptera; Trichoptera) - Larvas - Diversidade funcional - Pirapó, Rio, Bacia - Paraná (Estado). 3. Insetos aquáticos - Larvas - Diversidade funcional. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -595.7721764098162
NBR/CIP - 12899 AACR/2

BARBARA CAROLINA GARCIA GIEMENEZ

Avaliando a diversidade funcional de insetos aquáticos em riachos sob a influência de diferentes usos do solo

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

COMISSÃO JULGADORA

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

Prof. Dr. Frederico Falcão Salles
Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)

Dr. Fábio Nascimento Oliveira Fogaça
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 29 de agosto de 2014.

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

AGRADECIMENTOS

Agradeço antes de qualquer coisa a Deus, por ter aumentado minha fé nos momentos de fraqueza e me amparado nos momentos de medo e fragilidade.

À minha orientadora Dr.^a Janet Higuti, por ter me aceitado há cinco anos, pela confiança, paciência e amizade, por apoiar minhas ideias e por ter contribuído tanto para o meu desenvolvimento durante todo esse tempo.

Ao professor Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha, por todo carinho e compreensão de sempre. Agradeço ainda por ter aceitado dispensar parte do seu tempo para presidir minha banca de defesa na ausência da minha orientadora.

À CAPES pelo fornecimento da bolsa de Mestrado e auxílio financeiro.

Ao Proex pelo fomento a pesquisa e ao MCT/CNPq/CT-Hidro (Proc. 555185/2006-0) pelo financiamento do projeto.

Ao Nupélia, Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, da Universidade Estadual de Maringá (UEM), pela disponibilização de toda estrutura necessária para a realização do trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) por meio de seus excepcionais professores e funcionários, pela oportunidade de fazer parte de um curso tão conceituado, onde tanto aprendi nesses pouco mais de dois anos.

A todos aqueles que fizeram parte do Laboratório de Ecologia de Macroinvertebrados durante o tempo em que fiz parte deste time. Em especial, agradeço aqueles que estiveram comigo nesta reta final, a Leticia e Eliezer pelas conversas e momentos de descontração, e a Ju, minha parceira e amiga desde o primeiro ano de graduação, pelas risadas, desabafos e companheirismo que com certeza tornaram tudo mais fácil e divertido durante esses anos.

À Dr.^a Susana Trivinho-Strixino e ao Me. Emílio Colzani, muito obrigada por terem me auxiliado na compilação e confirmação das categorias de traços funcionais dos táxons. Ao Emílio agradeço ainda pela paciência e prontidão em responder e sanar minhas tantas dúvidas sobre a abordagem funcional.

Ao Dr. Michael Kleyer, do Grupo de Ecologia de Paisagem do Instituto de Biologia e Ciências Ambientais da Universidade de Oldenburg, Alemanha, por de forma tão simpática ter ajudado uma “brazilian student”, pela paciência em minuciosamente responder meus questionamentos e por ter me ensinado a organizar a planilha de traços funcionais para rodar uma das análises estatísticas.

À Bia, pelas conversas iniciais sobre diversidade funcional, por ter me encorajado a seguir por esse encaminho, pela ajuda com as planilhas e scripts.

À Dani, minha “sussuína” preferida, pelas inúmeras conversas construtivas, por estar sempre à disposição e principalmente, por ter dispensado seu tempo mais de uma vez para ler e contribuir com este trabalho.

Aos professores da banca por aceitarem o convite e pela colaboração com o trabalho.

As secretárias do PEA, Aldenir e Jocemara, e ao pessoal da biblioteca setorial do Nupélia, Salete e João, por todo apoio, presteza e boa vontade de sempre.

Aos colegas do PEA, especialmente aos da turma Mestrado/Doutorado PEA/UEM – 2012, os quais são verdadeiros amigos. Agradeço aos “novos” que tive a honra de conhecer e aos “velhos” com quem maravilhosamente os laços foram estreitados durante o Mestrado.

Aos meus maravilhosos e queridos amigos “tretas” (Dani, Daniel [tiozis], Dri, Fer, Ju, Lou, Nay e Say), pelo carinho nem sempre demonstrado de forma calorosa, pela “zuação” sempre escrachada, por terem tornado esse e tantos outros períodos da minha vida mais fáceis, por estarem ao meu lado e me fazerem tão bem.

As minhas amadas amigas de infância (Isa, Jé, Lu, Paty e Vá), pelo carinho e palavras de incentivo mesmo quando não entendiam absolutamente nada sobre o que eu estava falando.

À minha amiga e irmãzinha de coração Fer, cuja falta (e não é só pela comida) eu sinto todos os dias. Obrigada por ter sido minha família em Maringá durante boa parte desse processo.

Aos meus sogros e minha cunhada, a família que ganhei em 2011. Em especial, agradeço à minha sogra Maristela, por ter inúmeras vezes, na ausência física da minha mãe, ouvido minhas angústias e tão sabiamente me aconselhado, pela paciência ímpar e carinho que tem comigo.

Ao meu namorado, Victor, meu companheiro, amigo e amor da minha vida. Obrigada por ser tão paciente, por me apoiar e me ajudar sempre. Agradeço pelos risos e gargalhadas nas horas inusitadas e por me distrair quando eu preciso.

Aos meus pais, José Carlos e Maria, minha fortaleza e porto seguro, por acreditarem no meu potencial e por me apoiarem em qualquer decisão, e ao meu irmão e companheiro Carlos Eduardo, sem o qual eu não seria a mesma. Sem o amor e incentivo de vocês nada disso seria possível, muito obrigada!

A todos que contribuíram de alguma forma, direta ou indiretamente, para a realização desse trabalho.

É preciso que eu suporte duas ou três lagartas,
se eu quiser conhecer as borboletas.

(ANTOINE DE SAINT-EXUPÉRY em *O Pequeno Príncipe*)

Avaliando a diversidade funcional de insetos aquáticos em riachos sob a influência de diferentes usos do solo

RESUMO

O uso do solo é um fator estressor que pode alterar a heterogeneidade ambiental espacial em riachos e esta pode influenciar os diferentes atributos ecológicos das comunidades. Assim, avaliou-se a hipótese de que a diversidade de táxons e a diversidade funcional das comunidades de insetos aquáticos diferem entre riachos rurais e urbanos. Foram utilizadas três facetas da diversidade funcional (riqueza funcional, equitabilidade funcional e dispersão funcional). Nos riachos rurais, a maior complexidade estrutural contribuiu para a ocorrência de táxons sensíveis (especialistas) que, na sua maioria, não compartilham as categorias de traços funcionais entre si, o que culminou em uma maior diversidade taxonômica e funcional nesses riachos. Contrariamente, os processos de urbanização e os impactos com maior frequência alteraram de forma mais drástica as variáveis limnológicas abióticas e ocasionaram uma simplificação dos *habitats* nos riachos urbanos, favorecendo o predomínio de táxons tolerantes (generalistas), que por sua vez tendem a compartilhar uma maior quantidade de traços, reduzindo a diversidade taxonômica e funcional nesses locais. Desta forma, avaliar a diversidade funcional de insetos aquáticos sob a influência de diferentes usos do solo é essencial para um melhor entendimento do funcionamento desta comunidade frente às mudanças cada vez maiores e mais frequentes a que estão sujeitos os ecossistemas lóticos.

Palavras-chave: EPT. Chironomidae. Heterogeneidade espacial. Agricultura. Urbanização. Ambiente lótico.

Assessing functional diversity of aquatic insects in streams under the influence of different land use

ABSTRACT

The land use is a stressor factor that can change the spatial environmental heterogeneity in streams and this can influence the different ecological attributes of communities. Thus, we tested the hypothesis that the diversity of taxa and functional diversity of aquatic insect communities differ between rural and urban streams. Three facets of functional diversity (functional richness, functional evenness and functional dispersion) were used. In rural streams, the higher structural complexity contributed to the occurrence of sensitive taxa (specialists) that, in general, do not share the categories of functional traits each other, a fact that resulted in high taxonomic and functional diversity in these streams. In contrast, the processes of urbanization and more frequently impacts altered most drastically the abiotic limnological variables and led to a simplification of habitats in urban streams, facilitating the predominance of tolerant taxa (generalists), which in turn tend to share a larger number of traits, reducing the taxonomic and functional diversity at these sites. Therefore, to evaluate the functional diversity of aquatic insects under the influence of different land use is essential for a better understanding of the functioning of this community in face of increasingly larger and more frequent changes which are subject lotic ecosystems.

Keywords: EPT. Chironomidae. Spatial heterogeneity. Agriculture. Urbanization. Lotic environment.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Limnologica*.
Disponível em:
<<http://www.elsevier.com/journals/limnologica/0075-9511/guide-for-authors>>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	MATERIAIS E MÉTODOS	13
2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	13
2.2	COLETA DE INSETOS AQUÁTICOS E ANÁLISE LABORATORIAL.....	14
2.3	VARIÁVEIS AMBIENTAIS.....	15
2.4	TRAÇOS FUNCIONAIS.....	16
2.5	ÍNDICES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL.....	17
2.6	ANÁLISE DE DADOS.....	17
3	RESULTADOS	19
4	DISCUSSÃO	22
	REFERÊNCIAS	26
	APÊNDICE A - Traços funcionais dos táxons de insetos aquáticos registrados.....	32

1 INTRODUÇÃO

Os riachos são ecossistemas lóticos heterogêneos em termos de características físicas, que são relevantes na determinação da biota e na variação da composição das assembleias (Heino et al., 2004; Costa e Melo, 2008). Contudo, a heterogeneidade ambiental espacial pode ter influencia não apenas sobre o número de espécies, mas também sobre as características biológicas ou traços funcionais dos indivíduos. Diferentemente da diversidade de espécies, a diversidade funcional é uma métrica da biodiversidade que quantifica o tipo e o valor dos traços funcionais dos organismos que influenciam o seu desempenho e, assim, o funcionamento do ecossistema (Tilman, 2001). Dessa forma, medir a diversidade funcional significa quantificar a diversidade de traços funcionais das espécies, que podem ser qualquer característica morfológica, fisiológica ou de história de vida que seja mensurável ao nível de indivíduo e tenha impacto no *fitness* do organismo (Violle et al., 2007; Luck et al., 2013).

A abordagem baseada em traços funcionais tem atraído o interesse dos ecólogos, pois dentre as principais vantagens torna a ecologia de comunidades mais geral e preditiva (McGill et al., 2006; Webb et al., 2010). Embora a riqueza e diversidade de espécies sejam as medidas mais usadas em estudos de diversidade em riachos, esses índices falham em ligar atributos funcionais das espécies com mudanças no ambiente (Eros et al., 2009). Por exemplo, as características das espécies podem ser diferentes entre riachos sob distintas condições de impacto, no entanto o número de espécies pode ser semelhante. Assim, o estudo dos impactos antrópicos sobre a estrutura funcional das comunidades é essencial, pois pode prever não apenas os padrões da comunidade, mas também os processos que operam nesses ecossistemas (Mayfield et al., 2010). Além disso, a diversidade funcional é mais sensível para detectar respostas das comunidades às mudanças ambientais do que as tradicionais medidas de diversidade (Cianciaruso et al., 2009).

Dentre os fatores que criticamente afetam a qualidade de ambientes lóticos, destaca-se a modificação na integridade do ambiente, através de alterações nas variáveis limnológicas abióticas e da transformação na estruturação do *habitat* (Ferreira e Casatti, 2006). Neste sentido, o uso e ocupação do solo por populações humanas têm extrema importância, pois levam ao surgimento de diversas modificações ambientais em riachos (Meyer et al., 2005). Essas alterações variam em função do grau de modificação do *habitat* e do grau de urbanização imposto sobre a microbacia, resultando em *habitats* estruturalmente simplificados à medida que aumenta o grau de urbanização, e refletem-se diretamente na

composição, distribuição, abundância e estrutura funcional das comunidades (Walsh et al., 2005; Vitule et al., 2012). Além disso, as intensas intervenções antrópicas têm sido relatadas como a principal causa da adição, substituição e/ou perda de espécies, o que sugere que certas espécies podem ser favorecidas ou restritas em decorrência de seus traços funcionais (Teresa e Casatti, 2012).

Entre os organismos constituintes da biota em riachos estão os macroinvertebrados bentônicos, organismos sensíveis a alterações na química da água, morfologia dos riachos e disponibilidade de alimentos, o que os atribui uma forte característica de bioindicação da qualidade das águas (Beauger et al., 2006). Os insetos constituem cerca de 90% da fauna de macroinvertebrados encontrados em riachos. Entre eles, alguns grupos, como as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), são considerados organismos sensíveis às perturbações ambientais e vivem, principalmente, em águas limpas e bem oxigenadas (Bispo et al., 2006). Por outro lado, existem outros organismos, como muitos membros da família Chironomidae (Diptera), que apresentam grande capacidade de adaptação fisiológica, o que permite que os indivíduos desta família explorem uma vasta gama de condições tróficas em ecossistemas aquáticos (Entrekin et al., 2007), sendo frequentemente os insetos mais abundantes em diversos ecossistemas de água doce, inclusive os impactados (Arslan et al., 2010).

Neste sentido, a fim de investigar as relações entre uso do solo e diversidade taxonômica e funcional dos insetos aquáticos, este estudo teve como objetivo examinar a influência da agricultura e da urbanização sobre a diversidade de táxons e a diversidade funcional das comunidades de EPT e Chironomidae em riachos neotropicais. Assumindo-se que o uso do solo é um fator estressor que pode alterar a heterogeneidade ambiental espacial em riachos e que esta pode ter influência sobre os diferentes atributos ecológicos das comunidades, avaliou-se a hipótese de que a diversidade de táxons e a diversidade funcional das comunidades de insetos diferem entre riachos rurais e urbanos. Assim, espera-se que (1) nos riachos rurais a heterogeneidade de *habitats* seja mais importante na estrutura e funcionamento destas comunidades, propiciando uma maior diversidade de táxons e diversidade funcional; (2) nos riachos urbanos as variáveis limnológicas abióticas sejam mais importantes para os insetos aquáticos e conduzirão a uma diminuição da diversidade de táxons e da diversidade funcional.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Pirapó enquadra-se no sistema do rio Paraná, sendo importante afluente da margem sul (esquerda) do rio Paranapanema (Maack, 2002). Está localizada na Região Norte do estado do Paraná e inserida na região fisiográfica denominada Terceiro Planalto Paranaense, especificamente no polígono delimitado pelas latitudes de 22°30' e 23°30' Sul, e longitudes de 51°15' e 52°15' Oeste, com uma área de drenagem de aproximadamente 5076 km².

O estudo foi conduzido em dez sub-bacias pertencentes à bacia hidrográfica do rio Pirapó. Todos os riachos estudados são considerados de pequena ordem (*sensu* Strahler, 1957) (Fig. 1) e estão localizados dentro de um gradiente de urbanização (Tabela 1).

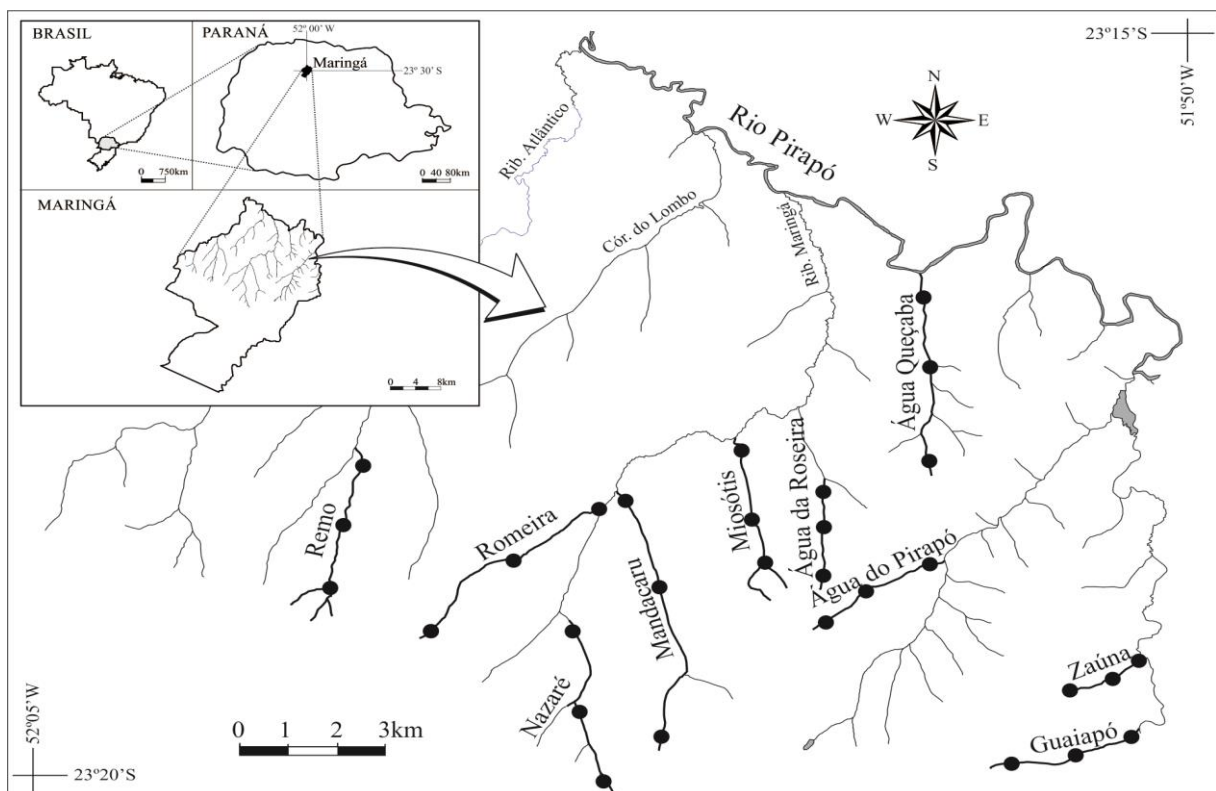


Fig. 1. Localização da área de estudo com disposição dos riachos e pontos de coleta (●).

A distinção entre os riachos rurais e urbanos foi determinada de acordo com a porcentagem de urbanização e superfície impermeável. Os riachos com porcentagem de urbanização entre zero e 18,8% e superfície impermeável entre 0,5 e 1,6%, recebem principalmente efluentes agrícolas, e foram classificados em riachos rurais. Os riachos

urbanos, com porcentagem de urbanização entre 56,6 e 100% e superfície impermeável entre 5,0 e 34,8%, recebem principalmente esgotos domésticos (Kühl et al., 2010). Tanto a porcentagem de urbanização, quanto a porcentagem de superfície impermeável (SI) foram obtidas de Cunico et al. (2012). As mesmas foram calculadas através da ferramenta de edição vetorial do programa Spring 4.3.2 (Camara et al., 1996), utilizando imagens de satélite de alta resolução (Quickbird – Pancromática, ano 2005).

Tabela 1. Características das sub-bacias de cada riacho analisado (adaptado Cunico et al., 2012).

Riachos	Área de drenagem (ha)	Urbanização (%)	Superfície impermeável (%)
Zaúna	297,49	0,0	1,6
Romeira	895,99	0,0	0,5
Remo	792,33	0,5	0,5
Água Queçaba	984,69	5,2	1,6
Água da Roseira	867,50	18,8	1,2
Água do Pirapó	431,13	56,6	5,0
Miosótis	1213,86	56,7	9,3
Guaiapó	1596,80	73,6	33,4
Mandacaru	1504,90	82,5	30,8
Nazaré	867,93	100,0	34,8

2.2 COLETA DE INSETOS AQUÁTICOS E ANÁLISE LABORATORIAL

As amostragens foram realizadas no verão, em fevereiro de 2008, em dez riachos neotropicais. Em cada riacho foram realizadas coletas em três pontos ao longo do gradiente longitudinal (trecho de cabeceira, intermediário e foz), totalizando 30 pontos de amostragem. Em cada ponto, as amostras para a análise dos insetos foram coletadas em tréplicas utilizando uma rede de deriva (0.045 m² de área e abertura de malha 250 µm), acoplada a um fluxômetro mecânico, e fixadas em solução de formol 4%, tamponado com carbonato de cálcio. As coletas foram realizadas durante um tempo constante e igual, de cinco minutos, para todas as amostras.

Então, as amostras foram triadas com auxílio de microscópio estereoscópico, os exemplares de EPT foram conservados em álcool 70% e as larvas de Chironomidae montadas em lâminas com meio de Hoyer, de acordo com metodologia proposta por Trivinho-Strixino e Strixino (1995). Posteriormente todas as larvas foram identificadas em nível de gênero,

utilizando microscópio estereoscópico, microscópio óptico e literatura especializada (Epler, 2001; Pes et al., 2005; Salles, 2006; Trivinho-Strixino; 2011; Novaes et al., 2012). As lâminas de Chironomidae, bem como os exemplares de EPT, estão armazenados no Laboratório de Ecologia de Macroinvertebrados (Nupélia/UEM).

2.3 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Os dados correspondentes à complexidade estrutural do *habitat* e os valores das variáveis limnológicas abióticas foram obtidos de Cunico et al. (2012). Foram espaçados transectos a cada 10 m na extensão dos riachos, estando o primeiro transecto 10 m acima do ponto de amostragem dos insetos a deriva, sendo então mensuradas as variáveis: largura (m), profundidade do canal (m), fluxo (m/s), vazão (m³/s) e complexidade estrutural do *habitat*. Medidas de largura foram obtidas no limite de cada transecto e valores de profundidade e fluxo mensurados nas margens direita, esquerda e porção média do limite dos transectos. Dados referentes ao fluxo hídrico foram obtidos com auxílio de medidor de fluxo eletrônico e a vazão calculada segundo a equação $Q=A \cdot v$, onde A representa a área vertical do leito e v o fluxo em m/s (Hauer e Lamberti, 2007).

Informações referentes à estrutura do *habitat* foram quantificadas através da utilização de um quadrado de madeira (0,50 m x 0,50 m) equipado com linhas de nylon, subdividido em 25 subseções de 0,10 m². A observação visual foi utilizada em cada subseção para identificar a presença ou ausência das estruturas do *habitat* (dossel, troncos, galhos e folhas, troncos/galhos/folhas das margens e estruturas artificiais). As frequências relativas das categorias foram calculadas a partir do número de subseções em que uma categoria específica ocorreu e o número total de subseções amostradas. Foram realizadas cinco repetições em cada transecto, sendo essas conduzidas pelo mesmo amostrador em todos os locais de amostragem, reduzindo assim erros de caráter sistemático.

As variáveis físicas e químicas da água: pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) foram medidas *in situ* nos mesmos locais da coleta dos insetos a deriva. Para a determinação dos valores de nitrogênio total (mg/L), fósforo total (mg/L), demanda química de oxigênio (DQO) (mg/L), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (mg/L) e óleos e graxas (mg/L), amostras de água foram coletadas e analisadas pelos Laboratórios de Saneamento e Agroquímica, ambos da Universidade Estadual de Maringá.

2.4 TRAÇOS FUNCIONAIS

Neste estudo, avaliou-se a diversidade funcional (FD) de insetos aquáticos em relação à heterogeneidade ambiental espacial em riachos rurais e urbanos. Dessa forma, para a categorização funcional, foram selecionados traços funcionais que representam aspectos da variação na heterogeneidade ambiental espacial, além de constituírem tipos de traços que têm sido utilizados em outros estudos de diversidade funcional de insetos (Poff et al., 2006; Colzani et al., 2013). Foram utilizados quatro traços funcionais (Tabela 2), preenchidos com informações obtidas em Merritt e Cummins (1996), Barbour et al. (1999), Poff et al. (2006), Silva et al. (2009), Oliveira e Nessimian (2010), Shimano et al. (2012), e Susana Trivinho-Strixino e Emílio Colzani (comunicações pessoais).

Tabela 2. Traços funcionais dos insetos aquáticos dos riachos neotropicais de acordo com Merritt e Cummins (1996), Barbour et al. (1999), Poff et al. (2006), Silva et al. (2009), Oliveira e Nessimian (2010), Shimano et al. (2012), e Susana Trivinho-Strixino e Emílio Colzani (comunicações pessoais).

Traço	Categorias	Código
Tipo de refúgio	Vida livre	vl
	Redes fixas e recuos (prendem-se a rochas ou vegetação)	rf
	Abrigos de areia, detritos e/ou madeira	aa
	Abrigos de fragmentos vegetais	af
Tamanho do corpo	Pequeno (<9 mm)	pq
	Médio (9-16 mm)	md
	Grande (>16 mm)	gr
Hábito de vida	Escavador	ev
	Escalador	el
	Reptante	rt
	Agarrador	ag
	Nadador	nd
Hábito trófico	Coletor-catador	cc
	Coletor-filtrador	cf
	Raspador	rp
	Predador (furador, englobador)	pd
	Fragmentador	fg

Para a análise dos traços foi considerada apenas a categoria principal ocupada pelo táxon para um determinado traço, pois alguns táxons podem apresentar não somente hábito

trófico secundário e terciário, como também outros traços funcionais com base na disponibilidade de alimentos e de *habitat* (Tomanova et al., 2006).

2.5 ÍNDICES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL

O uso complementar de diferentes índices de diversidade funcional possibilita uma diferenciação mais eficiente entre os diversos processos estruturadores das comunidades quando comparado a uma única medida de FD (Mouchet et al., 2010). Foram utilizados três índices de diversidade funcional: riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e dispersão funcional (FDis), que abrangem a distribuição das espécies e de suas respectivas abundâncias no espaço funcional. A riqueza funcional (FRic) corresponde ao tamanho do espaço funcional ocupado pelas espécies de uma comunidade (Cornwell et al., 2006; Villéger et al., 2008). A equitabilidade funcional (FEve) é o arranjo das espécies no espaço funcional e reflete a regularidade com que as espécies estão distribuídas nesse espaço, ponderada por suas abundâncias (Villéger et al., 2008). E, finalmente, a dispersão funcional (FDis) define a distância de cada espécie para o centróide dos traços de toda a comunidade, ponderada pela abundância de cada espécie (Laliberté e Legendre, 2010). A dispersão funcional é semelhante à divergência funcional (FDiv) de Villéger et al. (2008), no entanto, conceitualmente é mais fácil de entender o significado biológico de FDis, além de ser provavelmente um indicador mais claro da dispersão dos traços na comunidade (Swenson, 2014). Cada um dos índices escolhidos descreve um aspecto independente da diversidade funcional, indicando que uma quantificação completa da FD exige a análise simultânea dos três componentes.

2.6 ANÁLISE DE DADOS

O volume de água filtrado em cada amostra foi calculado multiplicando-se a área da rede *drift* por uma constante f (0,026873) e por um valor r , que corresponde à quantidade de água filtrada pela rede. Assim, a densidade numérica de EPT e Chironomidae foi estimada em relação ao volume de água filtrada em cada amostra e expressa em indivíduos por metro cúbico.

Para verificar a possibilidade da autocorrelação espacial entre os pontos de amostragens em um mesmo riacho, foi realizado o teste de *Moran's* (Sokal e Oden, 1978) no programa Statistica 7.1 (StatSoft, 2005). Um teste T para amostras independentes foi

realizado para verificar se houve diferenças significativas nas variáveis ambientais (heterogeneidade de *habitats* e variáveis limnológicas abióticas) entre os riachos rurais e urbanos, usando o programa Statistica 7.1 (StatSoft Inc., 2005).

Como os valores das variáveis ambientais são únicos para cada ponto de amostragem dos riachos, os valores da abundância de insetos aquáticos das três amostras de cada ponto (cabeceira, intermediário e foz) foram agrupados para o cálculo dos índices utilizados, bem como para a realização das demais análises de dados biológicos.

Com a finalidade de avaliar alterações na comunidade de insetos aquáticos nos riachos rurais e urbanos, a diversidade de táxons de Shannon-Wiener e os três índices de diversidade funcional foram computados para cada ponto de amostragem dos riachos. Todos os cálculos foram realizados no software livre R, versão 3.0.1 (R Development Core Team, 2014), sendo que a diversidade de Shannon-Wiener foi calculada com o pacote BiodiversityR (Kindt e Coe, 2005) e os índices de diversidade funcional com o pacote FD (Laliberté e Legendre, 2010). Para o cálculo destes últimos, além da matriz de abundância de táxons, foi utilizada a matriz categórica de traços funcionais. Eles foram calculados através da função *dbFD* que utiliza a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) (Laliberté e Legendre, 2010) para originar um subconjunto de eixos, que são utilizados como ‘traços’ para computar a FD. Primeiramente, foram computadas as distâncias funcionais entre os pares de táxons de acordo com os valores dos traços utilizando a distância de Gower (Gower, 1966). Em seguida, foi realizada uma PCoA nessa matriz de distância funcional e os índices de diversidade funcional foram estimados utilizando os novos valores de traços (subconjunto dos eixos da PCoA) e as abundâncias totais.

Para testar as possíveis diferenças significativas na diversidade de Shannon-Wiener (H'), riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e dispersão funcional (FDis) entre os riachos rurais e urbanos, foram realizadas análises de variância (ANOVA) paramétricas. Quando o pressuposto da homocedasticidade, para a realização das análises de variância paramétricas, não foi atingido, utilizou-se o teste não paramétrico Kruskal-Wallis. As análises de variância foram realizadas no programa Statistica 7.1 (StatSoft, 2005).

A Análise de Redundância (RDA) foi empregada com o intuito de avaliar a resposta dos traços funcionais frente às mudanças nas variáveis ambientais. Este é um método que combina Regressão e Análise de Componentes Principais (PCA), sendo uma extensão direta da Análise de Regressão para modelar dados multivariados (Legendre e Legendre, 1998). Primeiramente, como todos os traços funcionais utilizados são categóricos, as categorias

pertencentes a cada traço foram transformadas em variáveis indicativas (*dummy variables*), o que significa que cada categoria de um traço é uma variável por conta própria e os valores são apenas 0 e 1. Assim, se determinado táxon possui determinada característica (categoria), ela recebe valor 1 para esta categoria, se não possui, recebe valor 0.

A partir das matrizes de abundância de táxons (locais x táxons) e traços funcionais (táxons x traços), uma nova matriz de traços (locais x traços) foi construída para representar a composição funcional, bem como para avaliar as mudanças na composição dos traços ao nível de comunidade. Essa nova matriz foi calculada pela média das expressões dos traços de todos os táxons, ponderada por suas abundâncias em cada ponto de amostragem (CWMs = *community weighted means of traits*, Garnier et al., 2007). Em seguida, a RDA foi realizada utilizando a matriz CWM e a matriz com os valores das variáveis ambientais dos riachos (largura, profundidade, fluxo, vazão, dossel, troncos, galhos e folhas, troncos/galhos/folhas das margens, estruturas artificiais, temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, fósforo total, nitrogênio total, DQO, DBO e óleos e graxas). A significância fornecida pela análise e os eixos da RDA foram testados por meio de testes de permutação e ANOVA, respectivamente. Esta análise foi realizada utilizando o programa R, versão 3.0.1 (R Development Core Team, 2014) através do pacote vegan (Oksanen et al., 2010).

3 RESULTADOS

Foi registrado um total de 4606 larvas, com 53 táxons identificados em ambas os tipos de riachos, sendo 18 táxons de EPT e 35 táxons pertencentes à família Chironomidae. Nos riachos rurais foram observados 47 táxons, 18 de EPT e 29 de Chironomidae. Nos riachos urbanos, por sua vez, foram verificados 36 táxons, sendo que 10 pertencem à EPT e 26 são de Chironomidae.

O teste de *Moran's* indicou ausência de autocorrelação espacial entre os pontos de amostragem (*Moran's I* = 0,23; $p = 0,98$), sugerindo que os pontos em um mesmo riacho podem ser considerados amostras independentes.

Na Tabela 3 observa-se a variação das categorias de estrutura do *habitat* e das variáveis limnológicas abióticas nos riachos rurais e urbanos da bacia hidrográfica do Rio Pirapó, amostrados em fevereiro de 2008. Foram constatadas diferenças significativas para dossel ($p < 0,001$; $t = 3,90$), troncos ($p < 0,05$; $t = 2,20$) e troncos/galhos/folhas das margens ($p < 0,005$; $t = 3,10$), com maiores valores nos riachos rurais, enquanto maiores valores de

largura ($p < 0,05$; $t = -2,46$), estruturas artificiais ($p < 0,01$; $t = -3,01$), condutividade elétrica ($p < 0,00005$; $t = -4,93$) e nitrogênio total ($p < 0,000001$; $t = -6,87$) foram registrados nos riachos urbanos.

Tabela 3. Valores médios e desvio padrão das estruturas do *habitat* e variáveis limnológicas abióticas nos riachos rurais e urbanos. *variáveis que diferiram significativamente entre os riachos rurais e urbanos.

Variáveis ambientais	Riachos	
	Rurais	Urbanos
*Largura (m)	2,1±0,76	3,01±1,22
Profundidade (m)	0,18±0,07	0,19±0,07
Fluxo (m/s)	0,25±0,09	0,19±0,09
Vazão (m ³ /s)	0,04±0,03	0,05±0,04
*Dossel	0,97±0,07	0,66±0,30
*Troncos	0,02±0,02	0,006±0,01
Galhos e folhas	0,26±0,19	0,22±0,24
*Troncos/galhos/folhas das margens	0,14±0,09	0,05±0,05
*Estruturas artificiais	0,0004±0,0009	0,15±0,20
Temperatura água (°C)	21,51±0,61	22,16±1,27
pH	6,96±0,20	6,92±0,29
*Condutividade elétrica (μS/cm)	123,77±30,59	201,23±52,54
Oxigênio dissolvido (mg/L)	8,32±0,96	7,84±0,71
Fósforo total (mg/L)	0,07±0,08	0,11±0,09
*Nitrogênio total (mg/L)	1,1±0,58	5,41±2,36
DQO (mg/L)	5,00±2,85	5,86±4,60
DBO (mg/L)	1,48±0,93	1,89±1,37
Óleos e graxas (mg/L)	1,28±1,06	0,89±0,76

Foram observadas diferenças na diversidade de táxons e diversidade funcional entre os riachos rurais e urbanos. Os resultados evidenciaram maior valor médio de diversidade de Shannon-Wiener (Fig. 2A), riqueza funcional (Fig. 2B), equitabilidade funcional (Fig. 2C) e dispersão funcional (Fig. 2D) nos riachos rurais. Diferenças significativas entre os riachos foram observadas apenas para a diversidade de Shannon-Wiener ($p = 0,0011$; $F = 13,22$).

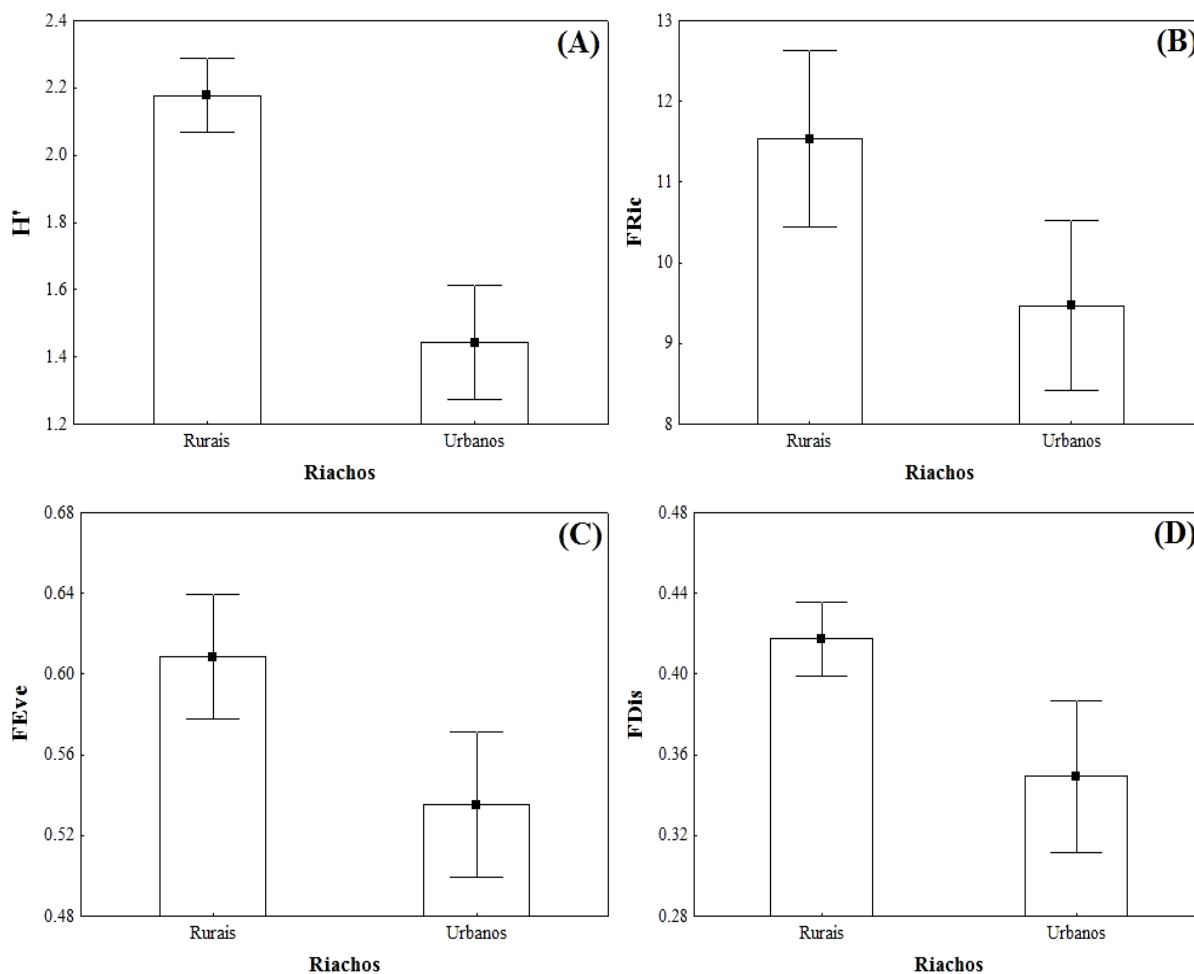


Fig. 2. Valores médios e erro padrão da (A) diversidade de Shannon-Wiener (H'), (B) riqueza funcional (FRic), (C) equitabilidade funcional (FEve) e (D) dispersão funcional (FDis) nos riachos rurais e urbanos.

Os resultados da Análise de Redundância (RDA) explicaram 75% da distribuição dos traços funcionais no gradiente ambiental, com R^2 ajustado de 0,433, sendo que os dois eixos retidos para interpretação foram significativos ($p < 0,005$). Além disso, a porcentagem de explicação fornecida pela análise também foi significativa ($p < 0,001$). As variáveis ambientais vazão e DBO foram consideradas multicolineares e, portanto, foram excluídas da análise. No eixo 2, observa-se uma diferenciação entre os riachos rurais e urbanos, sendo que dossel, fluxo, trocos/galhos/folhas das margens e oxigênio dissolvido foram as variáveis ambientais que mais influenciaram a comunidade nos riachos rurais e fósforo total, DQO, nitrogênio total, condutividade elétrica e largura foram as variáveis que melhor predizeram as características das comunidades nos riachos urbanos. Este gradiente espacial corresponde à táxons com redes fixas e recuos (rf), abrigos de fragmentos vegetais (af), táxons de tamanho pequeno (pq) e grande (gr), espalhador (ep), coletor-catador (cc) e predador (pd) nos riachos rurais. Ao passo que, vida livre (vl), abrigos de areia, detritos e/ou madeira (aa), táxons de

tamanho médio (md), escavador (ev), escalador (el), nadador (nd) e fragmentador (fg) foram as categorias mais relacionadas com as condições ambientais nos riachos urbanos (Fig. 3).

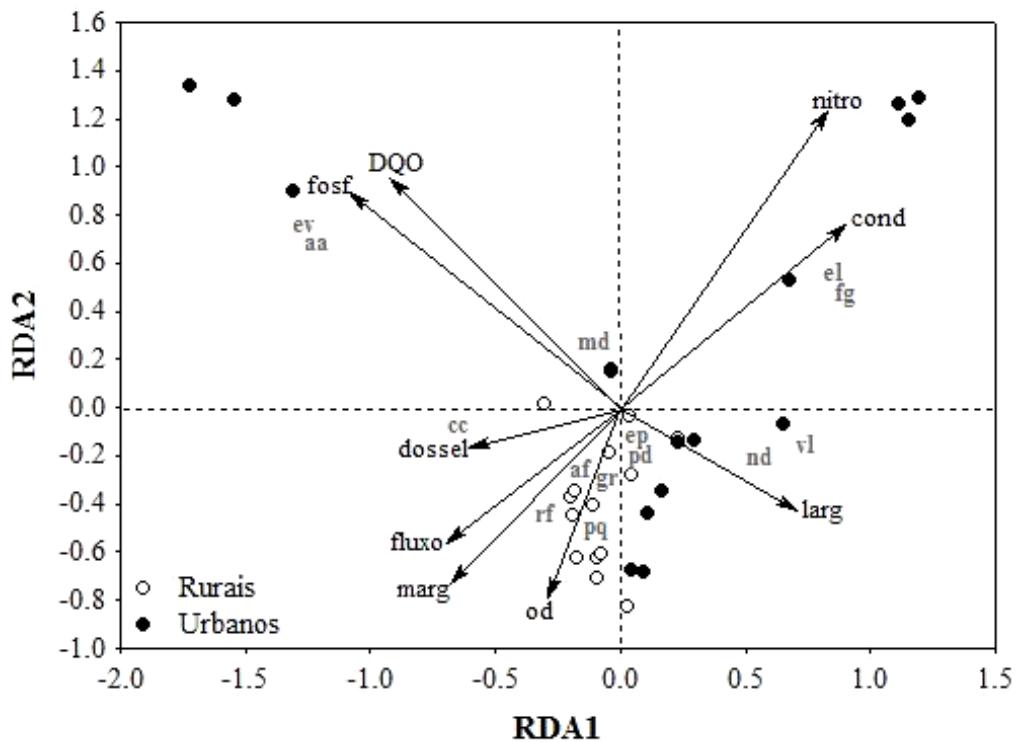


Fig. 3. Diagrama de ordenação para os dois primeiros eixos da Análise de Redundância (RDA), de acordo com as variáveis abióticas (fosf = fósforo; nitro = nitrogênio total; cond = condutividade elétrica; larg = largura; od = oxigênio dissolvido; marg = troncos/galhos/folhas das margens) e categorias dos traços funcionais da comunidade de insetos aquáticos nos riachos rurais e urbanos (os códigos das categorias dos traços funcionais se encontram na Tabela 2).

4 DISCUSSÃO

Diferentes usos do solo notavelmente influenciam a estrutura e o funcionamento das comunidades aquáticas. O ambiente urbano, por exemplo, modifica a disponibilidade de *habitat* para as espécies, o arranjo espacial dos *habitats*, o *pool* regional de espécies e as pressões de seleção evolutiva sobre as populações (Vallet et al., 2010). Os valores médios da diversidade de táxons e dos três índices de diversidade funcional foram maiores nos riachos rurais, confirmando que os processos de urbanização têm efeitos negativos sobre o funcionamento do ecossistema.

Foi possível estabelecer uma relação positiva entre diversidade taxonômica e diversidade funcional, já que tanto os valores médios da diversidade de Shannon-Wiener, quanto dos índices de diversidade funcional, foram maiores nos riachos rurais. Neste sentido, é possível afirmar que um aumento na diversidade de táxons nos riachos rurais foi

acompanhado por um aumento na diversidade funcional dos insetos aquáticos. Segundo Villéger et al. (2008), uma relação positiva entre diversidade de táxons e diversidade funcional faz parte das propriedades dos índices de FD, que postulam que quanto maior o número e a diversidade de espécies, maior tende a ser o espaço funcional ocupado por determinada comunidade e, conseqüentemente, maior serão a uniformidade com que as espécies se distribuem neste espaço e a distância funcional entre elas. Ainda que alguns estudos tenham retratado essa relação positiva (Gatz, 1979; Hoagstron e Berry, 2008; Paese et al., 2012), há outros que apontam uma relação inversa (Roy et al., 2001; Montaña e Winemiller, 2010).

Uma possível explicação para tais divergências pode estar nas diferenças intrínsecas entre as faunas estudadas, bem como o emprego de distintos métodos de análises (Gatz, 1979). Em comunidades em que há pouca variação morfológica entre as espécies, a quantidade de espaço funcional ocupado por essas comunidades é mantida com o aumento na diversidade de táxons. Por outro lado, quando diferentes famílias são incluídas, há uma maior representatividade filogenética e conseqüentemente, uma amplificação do espaço funcional, como constatado nos estudos que demonstraram relação positiva entre diversidade de táxons e diversidade funcional. Neste estudo, um considerável número de famílias foi analisado e a maioria das categorias dos traços utilizados não tem relação com a morfologia das espécies. Além disso, os trabalhos citados não analisaram a influência de diferentes usos do solo, como a agricultura e a urbanização, sobre a diversidade funcional.

Em áreas urbanizadas os riachos são expostos à perda da floresta ripária, erosão das margens e assoreamento do leito, o que leva a uma perda de *habitats* complexos, onde passa a predominar fluxo lento e trechos homogêneos, que ocasionam a substituição das espécies especialistas por espécies generalistas oportunistas (Cruz et al., 2013). Nos riachos urbanos houve um predomínio de táxons tolerantes, especialmente da família Chironomidae, em detrimento das espécies sensíveis, sobretudo táxons de EPT, que ocorreram somente nos riachos rurais. Alguns trabalhos também têm relatado os efeitos do grau de urbanização sobre a composição de espécies, com o aumento da dominância de espécies generalistas e oportunistas nas áreas mais urbanizadas (Magura et al., 2008; Jones e Leather, 2012). Assim, pôde-se constatar uma substituição de táxons entre os tipos de riachos, fato este que contribui para a explicação dos padrões de diversidade funcional encontrados.

As pressões seletivas que atuaram sobre os traços dos táxons de insetos estão relacionadas a uma combinação de características ambientais estruturais e limnológicas, que

contribuíram distintamente em cada tipo de riachos. Nos riachos rurais, as variáveis que compõe a complexidade de *habitats*, especialmente troncos/galhos/folhas das margens e dossel, melhor predizeram as características das comunidades, corroborando com o esperado para esses riachos: uma maior importância das características ambientais estruturais que, em virtude da conservação da vegetação ripária (representada por meio do dossel) e diversificação de *habitats*, proporcionam uma situação de maior complexidade e qualidade estrutural. Além disso, nesses riachos, embora sejam impactados pelas atividades agrícolas, as variáveis limnológicas abióticas não se alteram de forma drástica.

A heterogeneidade de *habitats* é um acurado preditor da diversidade em riachos, pois permite a coexistência de um maior número de espécies, fornecendo distintos micro-habitats ou refúgios (Mykrä et al., 2007; Schneck et al., 2011), que atuam na alta persistência de macroinvertebrados em pequenas manchas do riacho (Brown, 2007) e propiciam maior diversidade taxonômica e funcional (Ferreira e Casatti, 2006). Nos riachos rurais, a maior complexidade estrutural permitiu a coexistência de um maior número de táxons raros (sensíveis) de Chironomidae, Ephemeroptera e Trichoptera, que se destacaram pelo pequeno tamanho das larvas, pelo hábito espalhador e hábito trófico coletor-catador. A conservação da mata ripária permitiu a ocorrência de um maior número de táxons que se refugiam no folhicho ou constroem abrigos de fragmentos vegetais. Além disso, foi registrada a presença exclusiva do predador *Anacroneturia* (Plecoptera) nesses riachos, táxon que foi categorizado com tamanho corporal grande. Essas categorias de traços, na sua maioria, não são compartilhadas entre esses táxons, o que acaba por aumentar a diversidade funcional nos riachos rurais.

Por outro lado, nos riachos urbanos as variáveis limnológicas, sobretudo condutividade elétrica e nitrogênio total, foram mais importantes para predizer as características das comunidades, em detrimento das variáveis relacionadas à complexidade estrutural. Esse fato também corrobora o esperado para esses riachos, pois os processos de urbanização e os impactos com maior frequência podem alterar de forma mais drástica as variáveis abióticas e ocasionar uma simplificação dos *habitats*, modificando a composição de espécies e favorecendo o predomínio de táxons tolerantes. Nesses locais, a maior área de superfície impermeável pode ter uma significativa contribuição na alteração dessas variáveis, uma vez que as áreas pavimentadas podem reter resíduos sólidos e energia solar (Theobald et al., 2009; Fogaça et al., 2013), que são transportados para os riachos após as chuvas, ocasionando um aumento nos valores de algumas variáveis abióticas, como temperatura da água e condutividade elétrica.

A condutividade elétrica influencia a distribuição da fauna de invertebrados a valores extremos ou quando associada à poluição orgânica (Bispo et al., 2006). Espécies dos gêneros *Chironomus* e *Polypedilum*, por exemplo, possuem uma amplitude de tolerância à poluição e têm sido amplamente reconhecidas como indicadoras de poluição orgânica em ecossistemas lóticos (Bazzanti, 2000; Helson et al., 2006). O aumento da condutividade elétrica em associação com a poluição orgânica (que pode ter causado os elevados níveis de nitrogênio) favoreceu a ocorrência e elevadas abundâncias desses dois gêneros, que apresentam categorias de traços funcionais que foram importantes nos riachos urbanos. Além disso, os táxons tolerantes são generalistas e tendem a compartilhar uma maior quantidade de traços funcionais entre si quando comparadas aos táxons sensíveis, que são especialistas.

Desta forma, ao se considerar um cenário de impactos, é esperado que a diversidade funcional diminua, uma vez que as espécies tolerantes as características ambientais previstas deverão apresentar um conjunto semelhante de características funcionais, como verificado em estudos que constataram diminuição da diversidade funcional em comunidades de vertebrados (Willis et al., 2005; Flynn et al., 2009) e besouros (Barragán et al., 2011), conforme houve intensificação do uso do solo para atividades humanas. Os filtros ambientais agem eliminando os conjuntos de traços funcionais biológicos que são inadequados a determinado ambiente e selecionando espécies que possuam traços que as capacite para persistir em um local sob um conjunto particular de condições (Ribera et al., 2001). O resultado da RDA evidenciou esse fato, uma vez que os riachos rurais distinguiram-se dos riachos urbanos de acordo com suas características ambientais, que por sua vez favoreceram ou não a ocorrência de determinadas categorias de traços funcionais, sugerindo que os diferentes usos do solo podem atuar como filtros ambientais.

A hipótese deste trabalho foi corroborada, pois a diversidade taxonômica e funcional das comunidades de insetos aquáticos foi maior nos riachos rurais. Conforme observado por Flynn et al. (2009), a perda de diversidade funcional pode não ocorrer na mesma dimensão da diminuição na riqueza e diversidade de espécies, sendo a perda de diversidade funcional algumas vezes mais severa. Assim, os resultados obtidos evidenciaram a importância de incluir a diversidade funcional, e não somente as medidas de diversidade tradicionais, na avaliação da real dimensão dos impactos das atividades antrópicas em riachos neotropicais, como verificado para os insetos aquáticos.

REFERÊNCIAS

- Arslan, N., Ayık, Ö., Şahin, Y., 2010. Diversity and structure of Chironomidae (Diptera) limnofauna of Lake Uluabat, a Ramsar Site of Turkey, and their relation to environmental variables. *Turkish. J. Fish. Aquat. Sci.* 10, 315–322.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J.B., 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, second ed. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington.
- Barragán, F., Moreno, C.E. Escobar, F., Halffter, G., Navarrete, D., 2011. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. *PLoS. ONE.* 6, e17976.
- Bazzanti, M., 2000. Ecological requirements of chironomids (Diptera: Chironomidae) on the soft bottom of the River Arrone, Central Italy. *J. Freshw. Ecol.* 15, 397–409.
- Beauger, A., Lair, N., Reyes-Marchant, P., Peiry, L., 2006. The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics. *Hydrobiologia.* 571, 63–76.
- Bispo, P.C., Oliveira, L.G., Bini, L.M., Sousa, K.G., 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Braz. J. Biol.* 66, 611–622.
- Brown, B.L., 2007. Habitat heterogeneity and disturbance influence patterns of community temporal variability in a small temperate stream. *Hydrobiologia.* 586, 93–106.
- Camara, G., Souza, R.C.M., Freitasum, G.J., 1996. SPRING: integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Comp. Grap.* 20, 395–403.
- Cianciaruso, M.V., Silva, I.A., Batalha, M.A., 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota. Neotrop.* 9, 093–103.
- Colzani, E., Siqueira, T., Suriano, M.T., Roque, F.O., 2013. Responses of aquatic insect functional diversity to landscape changes in atlantic forest. *Biotropica.* 45, 343–350.
- Cornwell, W.K., Schwilk, D.W., Ackerly, D.D., 2006. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology.* 87, 1465–1471.
- Costa, S.S., Melo, A.S., 2008: Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia.* 598, 131–138.

- Cruz, B.B., Teshima, F.A., Cetra, M., 2013. Trophic organization and fish assemblage structure as disturbance indicators in headwater streams of lower Sorocaba River basin, São Paulo, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 11, 171–178.
- Cunico, A.M., Ferreira, E.A., Agostinho, A.A., Beaumord, A.C., Fernandes, R., 2012. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape. Urban. Plan.* 105, 336–344.
- Entrekin, S.A., Wallace, J.B., Eggert, S.L., 2007. The response of Chironomidae (Diptera) to a long-term exclusion of terrestrial organic matter. *Hydrobiologia.* 575, 401–413.
- Epler, J.H., 2001. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. Special Publication, Crawfordville.
- Eros, T., Heino, J., Schmera, D., Rask, M., 2009. Characterising functional trait diversity and trait-environment relationships in fish assemblages of boreal lakes. *Freshw. Biol.* 54, 1788–1803.
- Ferreira, C.P., Casatti, L., 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota. Neotrop.* 6, 1–25.
- Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B.T., Lin, B.B., Simpson, N., Mayfield, M.M., DeClerck, F., 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol. Lett.* 12, 22–33.
- Fogaça, F.N.O., Gomes, L.C., Higuti, J., 2013. Percentage of impervious surface soil as indicator of urbanization impacts in Neotropical aquatic insects. *Neotrop. Entomol.* 42, 483–491.
- Garnier, E., Lavorel, S., Ansquer, P., Castro, H., Cruz, P., Dolezal, J., Eriksson, O., Fortunel, C., Freitas, H., Golodets, C., Grigulis, K., Jouany, C., Kazakou, E., Kigel, J., Kleyer, M., Lehsten, V., Leps, J., Meier, T., Pakeman, R., Papadimitriou, M., Papanastasis, V.P., Quested, H., Quetier, F., Robson, M., Roumet, C., Rusch, G., Skarpe, C., Sternberg, M., Theau, J.P., Thebault, A., Vile, D., Zarovali, M.P., 2007. Assessing the effects of land-use change on plant traits, communities and ecosystem functioning in grasslands: a standardized methodology and lessons from an application to 11 European sites. *Ann. Bot.* 99, 967–985.
- Gatz Jr., A.J., 1979. Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology.* 60, 711–718.
- Gower, J.C., 1966. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika.* 53, 325–338.

- Hauer, F.R., Lamberti, G.A., 2007. *Methods in Stream Ecology*, second ed. Academic Press, London.
- Heino, J., Louhi, P., Muotka, T., 2004. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. *Freshw. Biol.* 49, 1230–1239.
- Helson, J.E., Williams, D.D., Turner, D., 2006. Larval chironomid community organization in four tropical rivers: human impacts and longitudinal zonation. *Hydrobiologia.* 559, 413–431.
- Hoagstrom, C.W., Berry, C.R., 2008. Morphological diversity among fishes in a Great Plains river drainage. *Hydrobiologia.* 596, 367–386.
- Jones, E.L., Leather, S.R., 2012. Invertebrates in urban areas: a review. *Eur. J. Entomol.* 109, 463–478.
- Kindt, R., Coe, R., 2005. *Tree Diversity Analysis. A Manual and Software for Common Statistical Methods for Ecological and Biodiversity Studies*, first ed. World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi.
- Kühl, A.M., Rocha, C.L.M.S.C., Espíndola, E.L.G., Lansac-Tôha, F.A., 2010. Rural and urban streams: anthropogenic influences and impacts on water and sediment quality. *Int. Rev. Hydrobiol.* 95, 260–272.
- Laliberté E., Legendre P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology.* 91, 299–305.
- Legendre, P., Legendre, L., 1998. *Numerical Ecology*, second ed. Elsevier, Amsterdam.
- Luck G.W., Carter A., Smallbone L., 2013. Changes in bird functional diversity across multiple land uses: interpretations of functional redundancy depend on functional group identity. *PloS. ONE.* 8, e63671.
- Maack, R., 2002. *Geografia Física do Estado do Paraná*, third ed. Imprensa Oficial, Curitiba.
- Magura, T., Lövei, G.L., Tóthmérész, B., 2008. Time-consistent rearrangement of carabid beetle assemblages by an urbanisation gradient in Hungary. *Acta. Oecol.* 34, 233–243.
- Mayfield, M.M., Bonser, S.P., Morgan, J.W., Aubin, I., McNamara, S., Vesk, P.A., 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land use change. *Global. Ecol. Biogeogr.* 19, 423–431.
- McGill, B., Enquist, B.J., Weiher, E., Westoby, M., 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends. Ecol. Evol.* 21, 178–185.

- Merritt, R.W., Cummins, K.W., 1996 An Introduction to the Aquatic Insects of North America, third ed. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque.
- Meyer, J.L., Paul, M.J., Taulbee, W.K., 2005. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24, 602–612.
- Montaña, C.G., Winemiller, K.O., 2010. Local-scale habitat influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical floodplain river. *Ecol. Freshw. Fish.* 19, 216–227.
- Mouchet M.A., Villéger S., Mason N.W.H., Mouillot, D., 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Funct. Ecol.* 24, 867–876.
- Mykrä, H., Heino, J., Muotka, T., 2007: Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. *Global. Ecol. Biogeogr.* 16, 149–159.
- Novaes, M.C., Bispo, P.C., Higuti, J., 2012. A description of the nymph of *Anacroneuria ofaye* Froehlich (Plecoptera: Perlidae) and a apparatus for rearing Neotropical stonefly species. *Zootax.* 3547, 71–77.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O’Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2013. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-8. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Oliveira, A.L.H., Nessimian, J.L., 2010. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. *Acta. Limnol. Bras.* 22, 424–441.
- Paese, A.A., Gonzalez-Días, A.A., Rodiles-Hernández, R., Winemiller, K., 2012. Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshw. Biol.* 57, 1060–1075.
- Pes, A.M.O., Hamada, N., Nessimian, J.L., 2005. Chave de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônica Central, Brasil. *Rev. Brasil. Entomol.* 49, 181–204.
- Poff, N.L., Olden, J.D., Vieira, N.K.M., Finn, D.S.M., Simmons, P., Kondratieff, B. C., 2006. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25, 730–755.

- R Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ribera, I., Dolédec, S., Downie, I.S., Foster, G.N., 2001. Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology*. 82, 1112–1129.
- Roy, K., Balch, D.P., Hellberg, M.E., 2001. Spatial patterns of morphological diversity across the Indo-Pacific: analyses using strombid gastropods. *Proc. R. Soc. B.* 268, 2503–2508.
- Salles, F.F., 2006. A ordem Ephemeroptera no Brasil (Insecta): Taxonomia e Diversidade, 300p (PhD Teshis). UFV, Viçosa.
- Schneck, F., Schwarzbold, A., Melo, A.S., 2011. Substrate roughness affects stream benthic algal diversity, assemblage composition, and nestedness. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 30, 1049–1056.
- Shimano, Y., Salles, F.F., Faria, L.R.R., Cabette, H.S.R., Nogueira, D.S., 2012. Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Isecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. *Iheringia. Ser. Zool.* 102, 187–196.
- Silva, F.L., Pauleto, G.M., Talamoni, J.L.B., Rui, S.S., 2009. Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região Centro-Oeste do estado de São Paulo, Brasil. *Acta Sci. Biol. Sci.* 31, 73–78.
- Sokal, R.R., Oden, N.L., 1978. Spatial autocorrelation in biology: 2. Some biological implications and four applications of evolutionary and ecological interest. *Biol. J. Linn. Soc.* 10, 229–249.
- Statsoft Inc. Statistica (data analysis software system). Version 7.1. 2005. www.statsoft.inc.
- Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Am. Geophys. Unionv.* 38, 913–920.
- Swenson, N.G, 2014. *Functional and Phylogenetic Ecology in R*, first ed. Springer, New York.
- Teresa, F.B., Casatti, L., 2012. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecol. Freshw. Fish.* 21, 433–442.
- Theobald, D.M., Goetz, S.J., Norman, J.B., Jantz, P., 2009. Watersheds at risk to increased impervious surface cover in the conterminous United States. *J. Hydrol. Eng.* 14, 362–368.

- Tilman D., 2001. Functional diversity, in: Levin, S.A. (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego, pp. 109–120.
- Tomanova, S., Goitia, E., Helesic, J., 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in Neotropical streams. *Hydrobiologia*. 556, 251–264.
- Trivinho-Strixino, S., Strixino, G., 1995. Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo. *Guia de Identificação e Diagnose dos gêneros*. SP: UFSCar, São Carlos.
- Trivinho-Strixino, S., 2011. Larvas de Chironomidae. *Guia de Identificação - São Carlos*. Depto Hidrobiologia/Lab. Entomologia Aquática/UFSCar, São Carlos.
- Vallet, J., Daniel, H., Beaujouan, V., Rozé, F., Pavoine, S., 2010. Using biological traits to assess how urbanization filters plant species of small woodlands. *Appl. Veg. Sci.* 13, 412–424.
- Villéger S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*. 89, 2290–2301.
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*. 116, 882–892.
- Vitule, J.R.S., Skóra, F., Abilhoa, V., 2012. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Divers. Distrib.* 18, 111–120.
- Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M., Morgan, R.P., 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24, 706–723.
- Webb, C.T., Hoeting, J.A., Ames, G.M., Pyne, M.I., Poff, N.L., 2010. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. *Ecol. Lett.* 13, 267–283.
- Willis, S.C., Winemiller, K.O., Lopez-Fernandez, H., 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia*. 142, 284–295.

APÊNDICE A - Categorias de traços funcionais dos táxons de insetos aquáticos registrados nos riachos rurais e urbanos (vl = vida livre; rf = redes fixas e recuos (prendem-se a rochas ou vegetação); aa = abrigos de areia, detritos e/ou madeira; af = abrigos de fragmentos vegetais; pq = pequeno (<9 mm); md = médio (9-16 mm); gr = grande (>16 mm); ev = escavador; el = escalador; rt = reptante; ag = agarrador; nd = nadador; cc = coletor-catador; cf = coletor-filtrador, rp = raspador; pd = predador (furador, englobador) e fg = fragmentador). *táxons que ocorreram exclusivamente nos riachos rurais; **táxons que ocorreram exclusivamente nos riachos urbanos.

Táxons	Refúgio	Morfologia	Ecologia	
	Tipo de refúgio	Tamanho do corpo	Hábito de vida	Hábito trófico
Ordem Rthemeroptera				
Família Baetidae				
<i>Americabaetis</i>	vl	md	nd	cc
<i>Baetodes</i>	vl	md	nd	rp
Família Lrtohyphidae				
<i>Lrtohyphes</i>	vl	md	ag	cc
<i>Traverhyphes</i>	vl	md	rt	cc
Família Lrttophlebiidae				
* <i>Farrodes</i>	vl	md	ag	rp
Família Caenidae				
* <i>Caenis</i>	vl	md	rt	rp
Ordem Plecoptera				
Família Perlidae				
* <i>Anacroneuria</i>	vl	gr	ag	pd
Ordem Trichoptera				
Família Hydropsychidae				
<i>Lrttonema</i>	af	md	ag	cf
<i>Smicridea</i>	rf	md	ag	cf
Família Hydroptilidae				
<i>Alisotrichia</i>	aa	pq	ag	rp
<i>Hydroptila</i>	aa	pq	ag	rp
<i>Metrichia</i>	af	pq	ag	cc
<i>Neotrichia</i>	aa	pq	ag	rp
Família Calamoceratidae				
* <i>Banyallarga</i>	aa	md	rt	fg
* <i>Phylloicus</i>	af	md	rt	fg
Família Philopotamidae				
* <i>Chimarra</i>	rf	md	ag	cf
Família Lrttoceridae				
* <i>Oecetis</i>	aa	md	ag	pd
Família Glossosomatidae				
*Glossosomatidae	aa	pq	ag	rp
Ordem Diptera				
Família Chironomidae				

Subfamília Chironominae				
<i>*Caladomyia</i>	rf	pq	rt	cf
<i>Chironomus</i>	aa	md	ev	cc
<i>*Cladotanytarsus</i> sp.	rf	pq	ev	cc
<i>Cryptochironomus</i>	aa	md	rt	pd
<i>Dicrotendipes</i>	rf	pq	ev	cc
<i>Endotribelos</i>	rf	md	ev	cc
<i>**Goeldichironomus</i>	aa	md	ev	cf
<i>Lauterborniella</i>	aa	pq	el	cc
<i>**Parachironomus</i>	vl	md	rt	pd
<i>Polypedilum</i>	vl	md	el	fg
<i>Rheotanytarsus</i>	rf	pq	ag	cf
<i>**Saetheria</i>	vl	md	ev	cc
<i>Stempellina</i>	aa	pq	el	cc
<i>**Stempellinella</i>	aa	pq	el	cc
<i>*Stenochironomus</i>	vl	md	ev	fg
<i>Tanytarsus</i>	rf	pq	el	cf
<i>*Xestochironomus</i>	vl	md	ev	fg
Subfamília Orthoclaadiinae				
<i>*Antillocladius</i>	vl	pq	rt	cc
<i>Corynoneura</i>	vl	pq	rt	cc
<i>Cricotopus</i>	vl	md	ag	rp
<i>Cricotopus</i>	vl	md	ag	rp
<i>Cricotopus</i>	vl	md	ag	rp
<i>Limnophyes</i>	vl	pq	rt	cc
<i>*Lopescladius</i>	vl	pq	rt	cc
<i>Nanocladius</i>	vl	md	rt	cc
<i>Onconeura</i>	vl	pq	rt	cc
<i>*Parametriocnemus</i>	vl	md	rt	cc
<i>*Paraphaenocladius</i>	vl	pq	rt	cc
<i>Rheocricotopus</i>	vl	md	rt	cc
<i>Thienemanniella</i>	vl	pq	rt	cc
Subfamília Tanypodinae				
<i>Ablabesmyia</i>	vl	pq	rt	pd
<i>**Fittkauimyia.</i>	vl	pq	rt	pd
<i>*Labrundinia</i>	vl	pq	rt	pd
<i>Larsia</i>	vl	md	rt	pd
<i>**Paramerina</i>	vl	pq	rt	pd
<i>Pentaneura</i>	vl	md	rt	pd
gr. <i>Thienemannimyia</i>	vl	pq	rt	pd