

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

LUÍS GABRIEL ANTÃO BARBOZA

**A diversidade beta como ferramenta para determinação de riachos
prioritários para ações de manejo e gestão**

Maringá
2014

LUÍS GABRIEL ANTÃO BARBOZA

A diversidade beta como ferramenta para determinação de riachos prioritários para ações de manejo e gestão

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

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Roger Paulo Mormul

Maringá
2014

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

B239d Barboza, Luís Gabriel Antão, 1989-
A diversidade beta como ferramenta para determinação de riachos prioritários para ações de manejo e gestão / Luís Gabriel Antão Barboza. -- Maringá, 2014.
23 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2014.
Orientador: Prof. Dr. Roger Paulo Mormul.

1. Ecologia de riachos – Manejo ambiental - Indicador beta - Pirapó, Rio, Bacia - Paraná (Estado). 2. Chironomidae (Diptera) - Riachos urbano e rural - Pirapó, Rio, Bacia - Paraná (Estado). 3. Diversidade beta (Indicador) - Riachos urbano e rural - Qualidade ambiental. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -577.6427098162
NBR/CIP - 12899 AACR/2

LUÍS GABRIEL ANTÃO BARBOZA

A diversidade beta como ferramenta para determinação de riachos prioritários para ações de manejo e gestão

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. Roger Paulo Mormul (Presidente)
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof.^a Dr.^a Valéria Flávia Batista da Silva
Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS)

Dr.^a Cláudia Costa Bonecker
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 16 de junho de 2014.

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

AGRADECIMENTOS

A minha família, meu porto seguro, em especial à minha mãe, Maria, por fazer de meus sonhos os seus e de meus objetivos sua própria luta.

Ao meu orientador Prof. Dr. Roger Paulo Mormul pela orientação pertinente, pelos ensinamentos e por todo apoio e confiança.

Aos amigos da turma do PEA/UEM – 2012 pelo companheirismo e amizade ao longo desse período.

A Dra. Susana Trivinho-Strixino do Departamento de Hidrobiologia da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) pela confirmação dos gêneros de Chironomidae.

As secretárias do PEA, Aldenir e Jocemara, e ao pessoal da Biblioteca Setorial do Nupélia, Salete e João por todo apoio e presteza.

A CAPES/PROEX a ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) da Universidade Estadual de Maringá, pela bolsa de estudos.

Ao MCT/CNPq/CT-Hidro (Proc. 555185/2006-0) pelo financiamento do projeto.

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

A diversidade beta como ferramenta para determinação de riachos prioritários para ações de manejo e gestão.

RESUMO

A diversidade beta tem se tornado imprescindível para a compreensão do funcionamento dos ecossistemas e para determinação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade. Apesar disso, os padrões de diversidade beta de invertebrados ainda são pouco conhecidos em ecossistemas aquáticos da região tropical, principalmente em riachos. Dessa forma, utilizando dados de riachos de pequena ordem localizados no sul do Brasil, testamos a hipótese de que o aumento da heterogeneidade ambiental eleva a diversidade beta de Chironomidae em riachos com impactos antrópicos mais severos. Os riachos foram agrupados em rurais e urbanos, de acordo com a porcentagem de urbanização da microbacia de cada um deles. Os resultados suportaram a hipótese, e demonstraram que as características físicas e químicas da água não são apenas diferentes entre os tipos de riachos, mas também são mais heterogêneas em riachos urbanos. Consequentemente, a composição de espécies de Chironomidae difere entre riachos rurais e urbanos e responde a heterogeneidade ambiental. Por essa razão, a diversidade beta foi afetada, sendo maior em riachos urbanos. Os resultados demonstram que a diversidade beta pode ser uma ferramenta eficaz não apenas para traçar medidas e determinar áreas prioritárias para conservação, mas também para indicar locais potencialmente degradados e prioritários para a aplicação de planos de manejo e gestão dos recursos hídricos de forma mais precisa.

Palavras-chave: Avaliação ambiental. Impactos antrópicos. Heterogeneidade ambiental. Chironomidae. Riachos neotropicais.

Beta diversity as a tool to determine management priority in streams

ABSTRACT

The beta diversity has become indispensable to the understanding of ecosystem functioning and to determining priority areas for biodiversity conservation. Nevertheless, patterns of beta diversity of invertebrates are little known in aquatic ecosystems of the tropical region. Thus, using data from small order streams located in southern Brazil, we tested the hypothesis that increased environmental heterogeneity raises the beta diversity of Chironomidae in streams with more severe human impacts. The streams were grouped into rural and urban, according to the percentage of urbanization of the watershed of each. The results support the hypothesis and demonstrated that the physical and chemical characteristics of the water are not different only distinct between types of streams, but also more heterogeneous in urban streams. Therefore, the composition of Chironomidae differs between rural and urban streams and responds to environmental heterogeneity. For this reason, the beta diversity was affected, being higher in urban streams. Our results suggest that beta diversity can be an effective tool not only to proposing guidelines and determining priority areas for conservation, but also to indicate potentially degraded and priority sites for water management.

Keywords: Environmental assessment. Anthropic impacts. Environmental heterogeneity. Chironomidae. Neotropical streams.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Environmental Monitoring and Assessment*. Disponível em:

http://www.springer.com/environment/monitoring++environmental+analysis/journal/10661?detailsPage=pltc_i_1886408

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	MATERIAL E MÉTODOS	12
2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	12
2.2	COLETA DOS DADOS	12
2.3	FATORES AMBIENTAIS	13
2.4	AMOSTRAGEM DE CHIRONOMIDAE	13
2.5	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	14
3	RESULTADOS	14
4	DISCUSSÃO	17
	REFERÊNCIAS	19
	APÊNDICE A	21

1 INTRODUÇÃO

A variação da biodiversidade em escala espacial tem se tornado um tema central na ecologia (Kraft et al. 2011) e as variáveis ambientais possuem um papel fundamental na determinação desses padrões espaciais de diversidade de espécies (Hepp et al. 2012). Em ambientes aquáticos as condições físicas e químicas da água são fatores que podem afetar a distribuição das espécies (Urban et al. 2006). Dessa forma, alterações ambientais, como erosão das margens, desmatamento da vegetação ciliar e enriquecimento de nutrientes no solo próximo de corpos aquáticos, podem se tornar determinantes na distribuição da biota aquática (Moreno et al. 2010; Cunico et al. 2012; Daga et al. 2012; Salvarrey et al. 2014), e conseqüentemente ocasionar alterações em processos ecológicos (Buss et al. 2012; Milosevic et al. 2012).

Uma das formas de entender esses padrões de diversidade é estudar a diversidade beta, a qual tem se tornado imprescindível para a compreensão do funcionamento dos ecossistemas e para determinação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade (Margules et al. 2002; Nogueira et al. 2010). A diversidade beta pode representar a distribuição heterogênea das espécies em um determinado espaço, sendo determinada pela heterogeneidade ambiental (Al-Shami et al. 2013). Por isso, se considerarmos que impactos ambientais podem ser pontuais, e assim poderiam elevar a heterogeneidade do ecossistema, analisar a diversidade beta em programas de biomonitoramento auxiliaria na detecção de regiões possivelmente degradadas (Millán et al. 2011). Contudo, as análises de padrões de diversidade em ecossistemas aquáticos ainda exploram pouco a diversidade beta, principalmente considerando riachos de pequena ordem (Clarke et al. 2008).

Ambientes aquáticos como riachos são particularmente eficazes para examinar padrões de diversidade beta ou mecanismos que a determinam, pois são caracterizados por gradientes ambientais marcados por alterações naturais ou alterações causadas pelo ser humano (Al-Shami et al. 2013). As atividades humanas decorrentes dos processos de urbanização e agricultura levam ao surgimento de diversas modificações ambientais em riachos, como alterações hidrográficas, elevação da concentração de nutrientes e contaminantes, alterações na morfologia e estabilidade do canal, assim como redução da biodiversidade (Paul e Meyer 2001; Meyer et al. 2005). Além disso, as alterações ambientais podem variar em função do grau de modificação do *habitat* imposto sobre a paisagem e do grau de urbanização (Walsh et al. 2005). Apesar dessas características, muito pouco se sabe sobre a diversidade beta e sua resposta a gradientes ambientais em riachos tropicais (Al-Shami et al. 2013).

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos está presente com elevada diversidade em riachos (Gutiérrez-Cánovas et al. 2013), e frequentemente é utilizada como indicadora de qualidade ambiental (Li et al. 2010), por permitir a detecção e avaliação de impactos ambientais, além de auxiliar na caracterização ecológica do estado de conservação dos ecossistemas aquáticos (Ruaro e Gubiani 2013). Essa característica bioindicadora se deve principalmente à resposta desses organismos às alterações físicas e químicas no *habitat* (Li et al. 2010). Desse modo, um gradiente de degradação ambiental, pode afetar distintamente esta comunidade, e determinar também, a formação de um gradiente na estrutura e distribuição desses organismos na bacia hidrográfica em função do tipo e intensidade dos impactos (Moreno et al. 2009).

Dentre os macroinvertebrados bentônicos, a Família Chironomidae (Insecta: Diptera) ocorre em grande abundância e alta diversidade na maioria dos ecossistemas aquáticos (Epler 2001). A distribuição de espécies dessa Família pode ser associada com a amplitude de tolerância às alterações ambientais (Szivak et al. 2013). Algumas espécies podem ser encontradas em locais com valores extremos de temperatura, pH, concentrações de oxigênio dissolvido e poluição orgânica, enquanto outras não toleram tais condições (Helson et al 2006). Sendo assim, a Família Chironomidae é uma importante ferramenta no monitoramento, diagnóstico e avaliação ambiental de ecossistemas aquáticos (Armitage et al. 1995; Ferrington 2008), bem como na detecção de impactos ambientais causados pelo ser humano (De Bisthoven et al. 2005).

Dessa forma, avaliamos a diversidade beta de Chironomidae em riachos rurais e urbanos, tendo como hipótese que o aumento da heterogeneidade ambiental eleva a diversidade beta de Chironomidae. Assim, esperamos que, embora riachos rurais possam ser impactados por atividades agrícolas, o processo de urbanização e os impactos com maior frequência, podem levar os riachos urbanos a apresentar locais com impactos mais severos, o que poderia aumentar a heterogeneidade ambiental espacialmente, modificar a composição de espécies nos locais impactados e conseqüentemente elevar a diversidade beta. Por fim, o principal objetivo é verificar a eficácia do uso da diversidade beta como uma ferramenta indicadora de áreas degradadas, o que elevaria a precisão na determinação de locais prioritários para a aplicação de planos de manejo e gestão dos recursos hídricos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido em dez riachos de pequena ordem (*sensu* Strahler 1957) pertencentes à bacia hidrográfica do Rio Pirapó (22°30' e 23°30'S; 51°15' e 52°15'O – Fig. 1). As altitudes predominantes na região estudada variam de 380 a 540 m, com concentração de chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida e com temperatura média anual de 21°C (Queiroz 2003). A paisagem dominante caracteriza-se por um mosaico de atividades agrícolas e de desenvolvimento urbano, especialmente na região metropolitana de Maringá, a qual se destaca como um importante pólo agro-industrial do centro-sul do Brasil (Cunico et al. 2012).

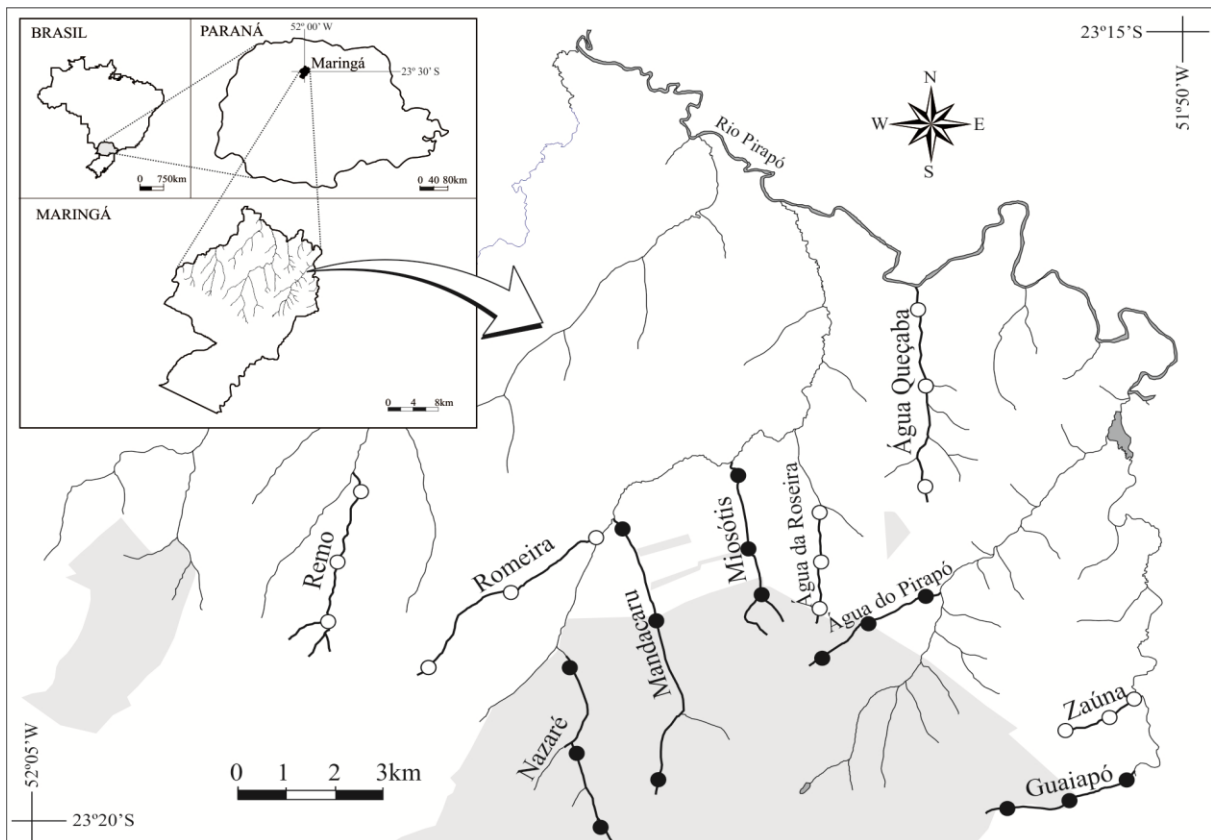


Fig. 1 Localização da área de estudo com a disposição dos riachos e pontos de coleta (círculos fechados indicam riachos urbanos e círculos abertos riachos rurais). A área cinza delimita o perímetro urbano da cidade de Maringá, PR, Brasil.

2.2 COLETA DOS DADOS

Os riachos foram agrupados em duas categorias de acordo com a porcentagem de urbanização da microbacia de cada riacho em rurais (urbanização entre 0% a 18,8%) e urbanos (urbanização entre 56,6% a 100%). Este percentual, adaptado de Cunico et al. (2012), foi calculado por meio de imagens de satélite de alta resolução (Quickbird – Pancromática,

ano 2005) e ferramenta de edição vetorial do software Spring 4.3.2. (Camara et al. 1996). As amostragens foram realizadas em fevereiro de 2008 (verão), em três trechos de cada riacho, ao longo do gradiente longitudinal (trecho de cabeceira, intermediário e foz).

2.3 FATORES AMBIENTAIS

A composição do substrato bentônico foi quantificada utilizando um quadrado de madeira (0,50 m x 0,50 m), formado por um tubo de PVC, subdividido com linha de nylon em 25 subseções de 0,10 m². A presença/ausência das categorias do substrato bentônico (silte/argila, areia, grânulo, seixos, bloco e laje) e estruturas do *habitat* (troncos, galhos/folhas e estruturas artificiais) foram registradas em cada subseção do quadrado. Posteriormente foi realizado o cálculo da frequência relativa das categorias no quadrado (Cunico et al. 2012). Foram amostrados cinco quadrados em cada local de amostragem, sendo apenas um pesquisador responsável por essa amostragem.

Nos mesmos locais, foram obtidas as variáveis físicas e químicas da água, pH (DIGIMED, modelo DM-22), condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$ – DIGIMED, modelo DM-32), oxigênio dissolvido (mg l^{-1} - YSI, modelo 55D) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$ - YSI, modelo 55D). Para a determinação dos valores de fósforo total (mg l^{-1}) e nitrogênio total (mg l^{-1}), amostras de água foram coletadas e analisadas no Laboratório de Agroquímica e Saneamento da Universidade Estadual de Maringá. Os métodos utilizados para o determinação destes parâmetros estão descritos em APHA (2000).

2.4 AMOSTRAGEM DE CHIRONOMIDAE

As larvas de Chironomidae foram coletadas em trélicas através do amostrador Surber (malha = 250 μm ; área = 0,09m²). O amostrador foi posicionado contra a correnteza sempre em trechos com presença de matacões, seixos e areia, para padronizar o substrato e minimizar o seu efeito sobre a composição da fauna. O material biológico coletado foi fixado em campo em solução de formol 4%, tamponado com carbonato de cálcio e triado com auxílio de microscópio estereoscópico em laboratório. Para melhor visualização morfológica dos exemplares de Chironomidae, os mesmos foram clareados em solução de hidróxido de potássio 10% por 24 horas, e posteriormente montados em lâminas semi-permanentes com solução de Hoyer, de acordo com metodologia proposta por Trivinho-Strixino e Strixino (1995). As larvas foram identificadas ao nível de gênero por meio de microscópio óptico, utilizando chaves de identificação de Trivinho-Strixino (2011) e Epler (2001) e consultas a especialistas.

2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para verificar a possibilidade da autocorrelação espacial entre os pontos de amostragens em um mesmo riacho, foi utilizado o teste de *Moran's* (Sokal e Oden 1978).

Para avaliar a heterogeneidade dos fatores ambientais entre os riachos de cada categoria, foi utilizada uma Análise de Componentes Principais (PCA). A composição de espécies foi avaliada com Análise de Coordenadas Principais (PCoA) utilizando uma matriz de densidade das espécies. Em ambas as análises de ordenação, os eixos foram retidos segundo o critério de Broken-Stick e a diferença entre os tipos de riachos (urbano e rural) foi testada com ANOVA *one-way* para os eixos retidos.

A diversidade beta de Chironomidae foi analisada com teste de homogeneidade da dispersão (PERMDISP; Anderson 2006), o qual verifica a variabilidade da composição de espécies de Chironomidae entre os riachos rurais e urbanos. O teste calcula um centroide para cada tipo de riacho, e determina a distância Bray-Curtis de cada local de amostragem para o centroide. Quanto maior a média das distâncias Bray-Curtis para o centroide, maior é a dissimilaridade da composição de espécies, sugerindo aumento na diversidade beta. A significância ($p < 0,05$) das diferenças da diversidade beta entre os tipos de riachos foi verificada com um teste de permutação dos mínimos quadrados residuais utilizando 999 permutações.

As análises foram realizadas utilizando os pacotes *vegan* (Oksanen et al. 2012) e *permut* (Simpson 2012) do programa computacional R versão 3.0 (R Development Core Team 2012).

3 RESULTADOS

Apesar da possibilidade de autocorrelação espacial entre os pontos de amostragens em um mesmo riacho, o teste de *Moran's* indicou ausência de autocorrelação espacial entre os pontos de amostragem (*Moran's I* = 0,227; $p = 0,971$), sugerindo que os pontos podem ser considerados amostras independentes.

Considerando os fatores ambientais avaliados, os dois primeiros eixos da PCA foram retidos segundo o critério de Broken-Stick. A PCA indicou diferença nas variáveis ambientais entre os tipos de riachos no eixo 1 da PCA. Essa diferença foi confirmada pela ANOVA *one-way* ($F_{1, 28} = 30,30$; $p < 0,001$). Os locais de amostragem dos riachos urbanos apresentaram maior dispersão no gráfico, sugerindo maior heterogeneidade ambiental entre os locais de amostragem (Fig. 2). Nestes riachos foram registrados valores mais elevados de fósforo e

nitrogênio total e o sedimento foi caracterizado por partículas maiores como blocos, seixos e galhos/folhas.

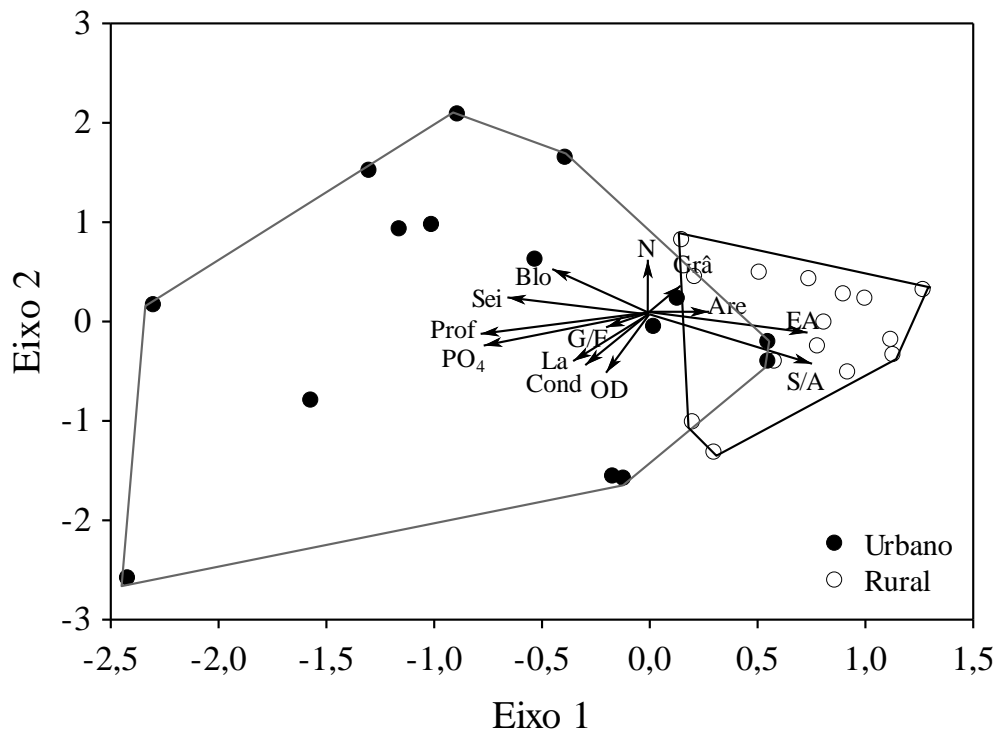


Fig. 2 Diagrama da Análise de Componentes Principais apontando os fatores ambientais que afetaram a distribuição dos locais de amostragem (Blo: Blocos; N: Nitrogênio total; Grã: Grânulos; Are: Areia; EA: Estruturas artificiais; S/A: Silte e Argila; OD: Oxigênio dissolvido; Cond: Condutividade; La: Lajes; G/F: Galhos e Folhas; Prof: Profundidade; Sei: Seixos).

A Família Chironomidae foi representada por um total de 21.761 larvas, pertencentes a três subfamílias e 31 gêneros (Apêndice A). A subfamília Chironominae foi a mais representativa (14.053 ind., 64% do total), seguida por Orthoclaadiinae (6.253 ind., 29%) e Tanypodinae (1.455 ind., 7%). Os dois primeiros eixos da PCoA foram retidos segundo o critério de Broken-Stick, e a PCoA mostrou claramente diferenças na composição de espécies, o qual de fato diferiu significativamente entre os tipos de riachos ($F_{1, 28} = 125,53$; $p < 0,001$; Fig. 3) As espécies de *Chironomus*, *Goeldchironomus*, *Parachironomus*, *Polypedilum* e *Reothanytarsus* foram apontadas como representantes dos riachos urbanos, negativamente associadas ao eixo 1 da PCoA, enquanto que as espécies de *Parametriocnemus* e *Corynoneura* foram predominantes em riachos rurais, e relacionadas positivamente ao eixo 1 da PCoA (Fig. 3).

O padrão registrado para as variáveis ambientais e para a composição de espécies foi mantido para a diversidade beta. A maior distância média para o centroide foi registrada nos riachos urbanos (distância do centroide = 0,52), quando comparados aos riachos rurais

(distância do centroide = 0,41). A diferença na variabilidade da composição de espécies (diversidade beta) entre os tipos de riachos foi significativa (PERMIDISP, $F_{1, 28}=4,81$; $p=0,03$), sugerindo maior dissimilaridade na composição de espécies de Chironomidae em riachos urbanos (Fig.4).

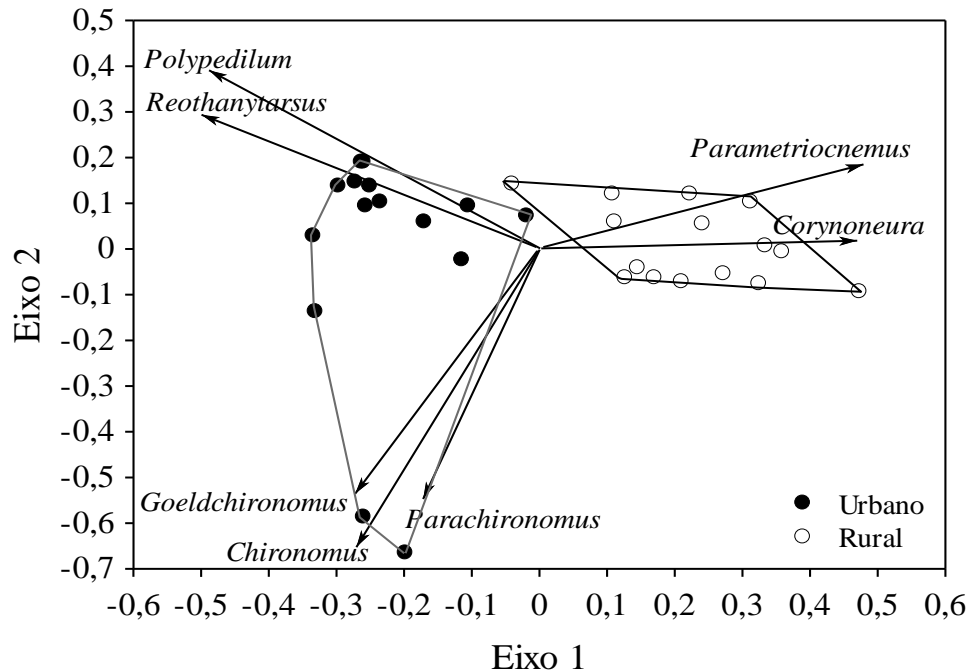


Fig. 3 Diagrama da Análise de Coordenadas Principais apontando as espécies que afetaram a distribuição dos locais de amostragem.

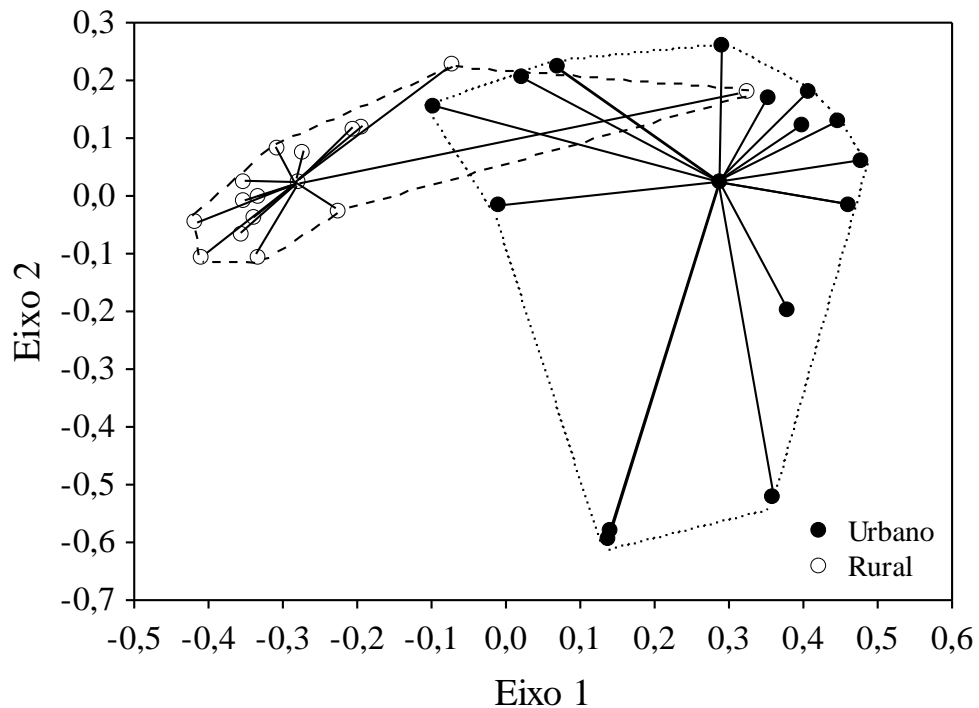


Fig. 4 Diagrama da Análise Multivariada Permutacional de Dispersão apontando a variabilidade da composição de espécies de Chironomidae entre os tipos de riachos.

4 DISCUSSÃO

Os padrões de diversidade beta de invertebrados ainda são pouco conhecidos em ecossistemas aquáticos da região tropical, principalmente em riachos (Al-Shami et al. 2013). Além disso, a relação entre a diversidade beta em riachos e as variáveis ambientais tem sido relativamente menos abordada que a relação dessas variáveis com a diversidade alfa (Costa e Melo 2008). Por isso, explicar os processos que contribuem para elevar a variabilidade espacial da diversidade continua a ser um dos temas fundamentais na ecologia contemporânea (Tuomisto et al. 2003). Os resultados expostos demonstram que as características físicas e químicas da água não são apenas diferentes entre os riachos urbanos e rurais, mas também mais heterogêneas em riachos urbanos. Consequentemente, a composição de espécies de invertebrados difere entre os tipos de riachos e responde a heterogeneidade ambiental, sendo registradas espécies de ocorrência restrita para cada tipo de riacho. Dessa forma, a diversidade beta registrada foi maior em riachos urbanos em resposta a elevada heterogeneidade ambiental nesses ambientes, fazendo com que a hipótese de que o aumento da heterogeneidade ambiental eleva a diversidade beta de Chironomidae não seja rejeitada.

Riachos são *habitat* altamente heterogêneos, o que se reflete na variação da composição de suas assembléias faunísticas (Hepp et al. 2013). Contudo, a porcentagem de urbanização da microbacia de cada riacho poderia elevar a heterogeneidade espacial e consequentemente as diferenças na 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). Especialmente para os macroinvertebrados bentônicos, a heterogeneidade ambiental é um importante fator que afeta a diversidade local, pois eleva a variabilidade de recursos e refúgios para esses organismos (Costa e Melo 2008; Mykra et al. 2011). Em geral, o padrão das variáveis ambientais observado, sugere maior incidência de pontos de degradação em riachos urbanos o que afetou diretamente a composição de espécies de Chironomidae nesse tipo de riacho.

As larvas de Chironomidae são conhecidas por ocupar biótopos distintos e apresentar ampla sensibilidade às condições ambientais (Bhattacharya et al. 2006). Assim, as diferentes porcentagens de urbanização refletidas pelos diferentes níveis de perturbação e/ou impacto podem ter determinado o predomínio de espécies tolerantes (generalistas) em riachos urbanos e o predomínio das espécies sensíveis (especialistas) em riachos rurais. Assim como registrado, parece ser consiste a predominância de gêneros como *Chironomus*, *Thienemanniella*, *Rheotanytarsus* e *Polypedilum* em áreas sujeitas a maior intensidade de impacto humano (Day et al. 2006; Helson et al. 2006). Por outro lado, gêneros como

Corynoneura, *Parametriocnemus* e *Lopescladius* presentes nos riachos rurais, podem estar associadas a áreas mais conservadas, com maior presença de vegetação ripária, as quais apresentam, portanto, indivíduos menos tolerantes a impactos ambientais (Henriques-Oliveira et al. 1999; Trivinho-Strixino 2011).

Espécies dos gêneros *Chironomus* e *Polypedilum* possuem elevada amplitude de tolerância à poluição e têm sido amplamente reconhecidas como indicadoras de poluição orgânica em ecossistemas lóticos (Armitage et al. 1995). Apesar de serem generalistas, larvas de *Chironomus* foram abundantes e exclusivas dos riachos com elevada percentagem de área urbanizada. Por outro lado, larvas de *Polypedilum* ocorreram em praticamente todos os riachos, porém, enquanto que algumas destas larvas foram abundantes em áreas com maior influência da urbanização, outras foram mais abundantes em áreas com intensificação das atividades agrícolas (p.ex. o uso de agroquímicos). Alguns gêneros ocorreram exclusivamente nos riachos rurais, como *Cladotanytarsus* e *Paramerina*, pouco comuns e que estão presentes em áreas com microhabitat facilmente encontrados em riachos melhor conservados, nos quais predominam plantas como substrato, ou restos vegetais e folhiço (Trivinho-Strixino 2011).

A disponibilidade de matéria orgânica, tipo e tamanho das partículas que compõe o substrato podem ser consideradas determinantes para o estabelecimento da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nesse tipo de ecossistema (Costa e Melo 2008). Dessa forma, a ampla variabilidade de fatores ambientais pode afetar a distribuição dos organismos dentro dos riachos (McCulloch 1986) e assim, a alta heterogeneidade desses ambientes permite que espécies com diferentes requerimentos ecológicos ocorram em diferentes locais em um mesmo riacho (Al-Shami et al. 2013). Então, o efeito da heterogeneidade ambiental sobre a diferença na composição de espécies (tolerantes e sensíveis) determinou a maior diversidade beta nos riachos sujeitos a maior incidência de impactos ambientais (riachos urbanos). Assim, podemos considerar que a intensificação dos impactos causados pelas atividades humanas em ecossistemas aquáticos pode contribuir para um aumento da diversidade beta (Chase e Leibold 2002).

Dessa forma, mensurar a diversidade beta pode auxiliar no melhor entendimento do funcionamento dos ecossistemas (Legendre et al. 2005), e ter não somente aplicação prática na seleção de áreas voltadas para a conservação da biodiversidade (Anderson et al. 2011; Overton et al. 2009; Clarke et al. 2010), mas também pode expressar processos de degradação, como indicado pelos resultados obtidos.

Em suma, nossos resultados demonstram que a heterogeneidade das variáveis ambientais pode determinar a diversidade beta de Chironomidae e que o aumento da

heterogeneidade ambiental ocasionado pelas diferenças na intensidade de impactos do processo de urbanização pode elevar a diversidade beta em riachos urbanos. Dessa forma, a diversidade beta é uma ferramenta eficaz não apenas para traçar medidas e determinar áreas prioritárias para conservação, mas também para indicar locais potencialmente degradados. Então, é importante quantificar a diversidade beta em programas de biomonitoramento, bem como incluir a diversidade beta em índices de avaliação de impactos ambientais para que se tenha maior precisão na determinação de riachos prioritários para a aplicação de planos de restauração, manejo e gestão dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

- Al-Shami, S.A., Heino, J., Che-Salmah, M.R., Abu-Hassan, A., Suhaila, A.H., & Madrus, A.M. (2013). Drivers of beta diversity of macroinvertebrate communities in tropical forest streams. *Freshwater Biology*, 58, 1126-1137.
- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., Sanders, N.J., Cornell, H.V., Comita, L.S., Davies, K.F., Harrison, S.P., Kraft, N.J.B., Stegen, J.C., & Swenson, N.G. (2011). Navigating the multiple meanings of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14, 19-28.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., & McArdle, B.H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9, 683-693.
- APHA. (2000). Standard methods for water and wastewater examination. 20.ed. Washington, DC: American Public Health Association.
- Armitage, P., Cranston, P.S., & Pinder, L.C.V. (1995). The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges. London: Chapman & Hall.
- Bhattacharya, G., Sadhu, A.M., Majumdar, U., Chaudhuri, P.K., & Ali, A. (2006). Assessment of impact of heavy metals on the communities and morphological deformities of Chironomidae larvae in the River Damodar (India, West Bengal). *Supplementa ad Acta Hydrobiologica*, 8, 21-32.
- Buss, D.F., Baptista, D.F., Silveira, M.P., Nessimian, J.L., & Dorvillé, L.F.M. (2002). Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, 481, 125-136.
- Camara, G., Souza, R.C.M., & Freitasum, G.J. (1996). SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Computer Graphics*, 20, 395-403.
- Chase, J.M., & Leibold, M.A. (2002) Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. *Nature*, 416, 427-430.
- Clarke, A., Macnally, R., Bond, N., & Lake, P.S. (2010). Conserving macroinvertebrate diversity in headwater streams: the importance of knowing the relative contributions of α and β diversity. *Diversity and Distributions*, 16, 725-736.
- Clarke, A.; Nally, R.M.; Bond, N. & Lake, P.S. (2008). Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology*, 53, 1707-1721.

- Costa, S.S., & Melo, A.S. (2008). Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: amongsite and among-microhabitat components. *Hydrobiologia*, 598, 131–138.
- 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 and Urban Planning*, 105, 336–344.
- Daga, V.S., Gubiani, E.A., Cunico, A.M., & Baumgartner, G. (2012). Effects of environmental variables on fish assemblage distributions in urban-rural streams of southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10, 643–652.
- Day, J., Westphal, A., Pratt, R., Hyfield, E., Rybczyk, J., Kemp, G.P., Day, J.N., & Marx, B. (2006). Effects of long-term municipal effluent discharge on the nutrient dynamics, productivity, and benthic community structure of a tidal freshwater forested wetland in Louisiana. *Ecological Engineer*, 27, 242–257.
- De Bisthoven, L.J., Gerhardt, A., & Soares, A.M.V.M. (2005). Chironomidae larvae as bioindicators of an acid mine drainage in Portugal. *Hydrobiologia*, 532, 181–191.
- Epler, J. (2001). Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. Orlando: Department of Environmental and Natural Resource.
- Ferrington, L.C. (2008). Global diversity of non-biting midges (Chironomidae, Insecta-Diptera) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 447–455.
- Gutiérrez-Cánovas, C., Millán, A., Velasco, J., Vaughan, I.P., & Ormerod, S.J. (2013). Contrasting effects of natural and anthropogenic stressors on beta diversity in river organisms. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 796–805.
- Helson, J.E., Williams, D.D., & Turner, D. (2006). Larval Chironomid community organization in four tropical rivers: human impacts longitudinal zonation. *Hydrobiologia*, 559, 413–431.
- Henriques-Oliveira, A.L., Sanseverino, A.M., & Nessimian, J.L. (1999). Larvas de Chironomidae (Insecta:Diptera) de substrato rochoso em dois riachos em diferentes estados de preservação na Mata Altântica, RJ. *Acta Limnológica Brasiliensia*, 11, 17–28.
- Hepp, L.U., Landeiro, V.L., & Melo, A.S. (2012). Experimental Assessment of the Effects of Environmental Factors and Longitudinal Position on Alpha and Beta Diversities. *International Review of Hydrobiology*, 97, 157–167.
- Hepp, L.U., & Melo, A.S. (2013). Dissimilarity of stream insect assemblages: effects of multiple scales and spatial distances. *Hydrobiologia*, 703, 239–246.
- Jones, E.L., Leather, S.R. (2012). Invertebrates in urban areas: a review. *European Journal of Entomology*, 109, 463–478.
- Kraft, N.J.B., Comita, L.S., Chase, J.M., Sanders, N.J., Swenson, N.G., Crist, T.O., Stegen, J.C., Vellend, M., Boyle, B., Anderson, M.J., Cornell, H.V., Davies, K.F., Freestone, A.L., Inouye, B.D., Harisson, S.P., & Myers, J.A. (2011). Disentangling the drivers of β diversity along latitudinal and elevational gradients. *Science*, 333, 1755–1758.
- Legendre, P., Borcard, D., & Peres-Neto, P.R. (2005). Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75, 435–450.
- Li, L.; Zheng, B., & Liu, L. (2010). Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 1510–1524.

- Magura, T., Lövei, G.L., & Tóthmérész, B. (2008). Time-consistent rearrangement of carabid beetle assemblages by an urbanisation gradient in Hungary. *Acta Oecologica*, 34, 233–243.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., & Williams, P.H. (2002). Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of BioSciences*, 27, 309–332.
- McCulloch, D.L. (1986). Benthic macroinvertebrate distribution in the riffle-pool communities of two east Texas streams. *Hydrobiologia*, 135, 61–70.
- Meyer, J.L., Paul, M.J., & Taulbee, W.K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 602–612.
- Millán, A., Velasco, J., Gutiérrez-Cánovas, C., Arribas, P., Picazo, F., Sánchez-Fernández, D., & Abellán, P. (2011). Mediterranean saline streams in southeast Spain: what do we know? *Journal of Arid Environments*, 75, 1352–1359.
- Milosevic, D., Simic, V., Stojkovic, M., & Zivic, I. (2012). Chironomidae faunal composition represented by taxonomic distinctness index reveals environmental change in a lotic system over three decades. *Hydrobiologia*, 683, 69–82.
- Moreno, P., França, J.S., Ferreira, W.R., Paz, A.D., Monteiro, D.A., & Callisto, M. (2010). Factors determining the structure and distribution of benthic invertebrate assemblages in a tropical basin. *Neotropical Biology and Conservation*, 5, 135–145.
- Moreno, P., França, J.S., Ferreira, W.R., Paz, A.D., Monteiro, I.M., & Callisto, M. (2009). Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in a neotropical basin. *Hydrobiologia*, 630, 231–242.
- Mykra, H., Heino, J., Oksanen, J., & Muotka, T. (2011). The stability-diversity relationship in stream macroinvertebrates: influences of sampling effects and habitat complexity. *Freshwater Biology*, 56, 1122–1132.
- Nogueira, I.S., Nabout, J.C., Ibanez, M.S.R., & Bourgoïn, L.M. (2010). Determinants of beta diversity: the relative importance of environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities in an Amazonian floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22, 247–256.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R.B., Simpson, G.L, Stevens, M.H.H., & Wagner, H. (2012). Vegan: community ecology package. R Package, version 2.0-4. Available from: <<http://cran.r-project.org/web/packages/vegan>>
- Overton, J.Mc.C., Barker, G.M., & Price, R. (2009) Estimating and conserving patterns of invertebrate diversity: a test case of New Zealand land snails. *Diversity and Distributions*, 15, 731–741.
- Paul, M., & Meyer, J.L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 333–365.
- Queiroz, D.R.E. (2003). Atlas geoambiental de Maringá – da análise a síntese: a cartografia como subsídio ao planejamento de uso e ocupação do espaço. Maringá: Clichetec.
- R Development Core Team. (2012). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing. Available from: <<http://www.R-project.org>>.
- Ruaro, R., & Gubiani, E.A. (2013). A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic. *Ecological Indicators*, 29, 105–110.

Salvarrey, A.V.B., Kotzian, C.B., Spies, M.R., & Braun, B. (2014). The influence of natural and anthropic environmental variables on the structure and spatial distribution along longitudinal gradient of macroinvertebrate communities in southern Brazilian streams. *Journal of Insect Science*, 14, 1–23. Available online: <<http://www.insectscience.org/14.13>>.

Simpson, G.L. (2012) Permute: functions for generating restricted permutations of data. R Package, version 0.7–0. Available online: <<http://cran.rproject.org/package=permute>>

Strahler, A.N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions - American Geophysical Union*, 38, 913-920.

SOKAL, R.R.; & ODEN, N.L. (1978). Spatial autocorrelation in biology. 1. Methodology. *Biological Journal of the Linnean Society*, 10, 199-228.

Szivak, I., Mora, A., Mehes, N., Bereczki, C., Ortmann-Ajkai, A., & Csabai, Z. (2013). Highly variable abiotic environment induced changes in taxonomic and functional composition of headwater Chironomid assemblages within a small mountain range. *Fundamental and Applied Limnology*, 182, 323-335.

Trivinho-Strixino, S. (2011). Larvas de Chironomidae: Guia de identificação. São Carlos: gráfica UFScar. Trivinho-Strixino, S., & Strixino, G. (1995). Larvas de Chironomidae (Diptera) do estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose de gêneros. São Carlos: PPGRN/UFSCAR.

Trivinho-Strixino, S., & Strixino, G. (1995). Larvas de Chironomidae (Diptera) do estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose de gêneros. São Carlos: PPGRN/UFSCAR.

Tuomisto, H., Ruokolainen, K., & Yli-Halla, M. (2003). Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. *Science*, 299: 241–244.

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

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. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 706-723.

APÊNDICE A –

Tabela 1. Ocorrência das larvas de Chironomidae nos riachos rurais e urbanos.

Gêneros	Riachos	
	Rurais	Urbanos
Subfamília Chironomidae		
<i>Apedilum</i> Townes, 1945	X	
<i>Chironomus</i> Meigen, 1803		X
<i>Cladotanytarsus</i> Kieffer, 1921	X	
<i>Cryptochironomus</i> Kieffer, 1918	X	X
<i>Demicryptochironomus</i> (?) Lenz, 1941		X
<i>Dicrotendipes</i> Kieffer, 1913		X
<i>Goeldichironomus</i> Fittkau, 1965		X
<i>Endotribelos</i> Grodhaus, 1987	X	X
<i>Lauterborniella</i> Thienemann & Bause, 1913	X	
<i>Nilothauma</i> Kieffer, 1921	X	
<i>Parachironomus</i> Lenz, 1921		X
<i>Polypedilum</i> Kieffer, 1912	X	X
<i>Rheotanytarsus</i> Thienemann & Bause, 1913	X	X
<i>Saetheria</i> Jackson, 1977	X	
<i>Stenochironomus</i> Kieffer, 1919	X	
<i>Tanytarsus</i> v.d. Wulp 1874		X
Subfamília Orthoclaadiinae		
<i>Antillocladius</i> Saether, 1981		X
<i>Corynoneura</i> Winnertz, 1846	X	X
<i>Cricotopus</i> v. d. Wulp 1874	X	X
<i>Lopescladius</i> Oliveira, 1967	X	
<i>Nanocladius</i> Kieffer, 1913	X	X
<i>Onconeura</i> Andersen & Sæther, 2005	X	X
<i>Paracladius</i> Hirvenoja, 1973	X	X
<i>Parametriocnemus</i> Goetghebuer, 1932	X	X
<i>Thienemanniella</i> Kieffer, 1911		X
Subfamília Tanypodinae		
<i>Djalmabatista</i> Fittkau, 1968		X
<i>Fittkauimyia</i> Karunakaran, 1969	X	X
<i>Larsia</i> Fittkau, 1962	X	X
<i>Paramerina</i> Fittkau, 1962	X	
<i>Pentaneura</i> Philippi, 1865	X	X
<i>gr.Thienemannimyia</i> Fittkau, 1957		X