



Universidade Federal do Rio Grande  
Instituto de Ciências Biológicas  
Pós-graduação em Biologia de  
Ambientes Aquáticos Continentais



# **Efeitos da agricultura sobre a diversidade beta de comunidades de insetos aquáticos em riachos subtropicais**

**Julio Cesar Serrano Huiñocana**

Orientador: Luiz Ubiratan Hepp  
Co-orientador: Edélti Faria Albertoni

Rio Grande  
2018



Universidade Federal do Rio Grande  
Instituto de Ciências Biológicas  
Pós-graduação em Biologia de Ambientes  
Aquáticos Continentais



## **Efeitos da agricultura sobre a diversidade beta de comunidades de insetos aquáticos em riachos subtropicais**

**Aluno:** Julio Cesar Serrano Huiñocana

**Orientador:** Luiz Ubiratan Hepp

**Co-orientador:** Edélti Faria Albertoni

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande  
2018

## **DEDICATÓRIA**

Quero dedicar este trabalho a meus pais Dionicio e Ricardina, que com sua dedicação e esforço, me lograram dar a educação suficiente para meu desenvolvimento, apesar de ter crescido em um entorno difícil e muito pobre, como são muitos lugares de nossa região. Também quero dedicar este trabalho a meus irmãos Wilbert e Elizabeth que demostraram que, apesar das dificuldades e desvantagens que nos impõe a vida, se pode sair adiante, utilizando como ferramenta a educação. Seu apoio e exemplo me estimularam a me esforçar para conseguir lograr cumprir meus objetivos sem deixar que as dificuldades me impedissem disto.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço aos meus professores do Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientas Aquáticos Continentais da FURG, que me deram todos os conhecimentos necessários para poder realizar este trabalho. Quero agradecer especialmente aos meus orientadores, os professores Edélti Faria Albertoni e Luiz Ubiratan Hepp que, com suas orientações e conselhos eu pude, ao fim, obter o título de mestre. Agradecer a Organização dos Estados Americanos, Universidade Federal do Rio Grande e ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento, instituições que me deram a oportunidade de realizar os estudos no Brasil. Aos meus amigos do Laboratório de Biomonitoramento da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões em Erechim, pelo seu apoio no trabalho de campo e identificações. Agradecer aos meus colegas que me ajudaram e fizeram sentir minha estadia no Brasil mais cômoda apesar das inevitáveis saudades da casa. Também gostaria de agradecer à Maria Chaves e Robert Blanco por seu apoio e parceria. E, finalmente, agradecer à todas as pessoas que conheci na minha estadia no Brasil e que me permitiram ter novas experiências, as quais só se aprende no caminhar da vida.

## 1- RESUMO

A agricultura é uma atividade importante para o desenvolvimento da população. Porém, nos últimos anos foram observados efeitos negativos das atividades agrícolas sobre os riachos. Os principais efeitos são a fragmentação de hábitat, input de fertilizantes, no entanto, o desmatamento da vegetação ripária é um dos mais importantes para a qualidade ambiental. Estes efeitos causam variações nas condições ambientais quando comparadas a riachos com alta heterogeneidade ambiental. Em consequência disto, há uma elevada dissimilaridade na composição das comunidades aquáticas. Esta dissimilaridade (diversidade beta) pode ser particionada nos componentes *turnover* (substituição de espécies) e *aninhamento* (perda de espécies). O objetivo geral desta dissertação foi avaliar o efeito da agricultura na diversidade beta de assembléias de insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em riachos com impactos agrícolas. Foram amostrados 13 riachos de cabeceira onde foram coletados os organismos, além da mensuração das variáveis limnológicas e classificação do uso da terra na área de entorno dos riachos. Foram quantificadas a abundância, riqueza rarefeita e calculados os índices de diversidade de Shannon e Equabilidade. Também foram utilizadas modelos de regressão lineais para determinar relações causais entre as variáveis ambientais e geográficas com a diversidade beta. A riqueza rarefeita e o índice de Shannon foram relacionados positivamente com melhores condições ambientais. A diversidade beta foi relacionada com a heterogeneidade ambiental e não assim com a distância geográfica. A partição da diversidade mostra que a diversidade beta esteve estruturado principalmente pelo componente turnover. Estes resultados mostram a importância da conservação das características naturais dos riachos para o mantimento da diversidade.

**Palavras-chave:** Turnover, heterogeneidade ambiental, beta diversidade, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, qualidade ambiental.

## 2- ABSTRACT

Agriculture is an important activity for the development of the population. However, in recent years negative effects of agricultural activities on the streams have been observed. The main effects are the fragmentation of habitat, fertilizer input, however, deforestation of riparian vegetation is one of the most important for environmental quality. These effects cause variations in environmental conditions when compared to streams with high environmental heterogeneity. As a result, there is a high dissimilarity in the composition of aquatic communities. This dissimilarity (beta diversity) can be partitioned into the components turnover and nestedness (loss of species). The general objective of this dissertation was to evaluate the effect of agriculture on the beta diversity of aquatic insect assemblages of the orders Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) in streams with agricultural impacts. We sampled 13 bedside streams where the organisms were collected, beside the measurement of the limnological variables and classification of land use in the area surrounding the streams. We quantified the abundance, rarefied richness, and calculated the diversity index of Shannon and Equability. Linear regression models were also used to determine causal relationships between environmental and geographic variables with beta diversity. The rarefied richness and the Shannon were positively related to better environmental conditions. Beta diversity was related to environmental heterogeneity and not to geographic distance. The diversity partition shows that beta diversity was structured mainly by turnover component. These results show the importance of conserving the natural characteristics of the streams for the maintenance of diversity of insects aquatics.

**Key-words:** Turnover, environmental heterogeneity, beta diversity, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, environmental quality.

### **3- APRESENTAÇÃO**

Esta dissertação teve como objetivo geral avaliar padrões de diversidade beta de insetos aquáticos que vivem em riachos sob impacto agrícola. Esta dissertação apresenta informações baseadas em questões sobre como está composta a diversidade beta de insetos aquáticos que habitam em paisagens agrícolas e quais fatores influenciam a geração da diversidade beta. A dissertação apresenta uma Introdução Geral contendo informações conceituais sobre o tema do trabalho, um capítulo estruturado em forma de manuscrito, onde são apresentados os resultados e discussões sobre os dados coletados durante o desenvolvimento da dissertação. Ao final é apresentada uma Conclusão Geral com as considerações finais sobre o trabalho e perspectivas de desdobramentos. O manuscrito foi preparado conforme as normas do periódico *Hydrobiologia* (Qualis/CAPES A1, área de Biodiversidade), sendo que o mesmo já foi submetido para apreciação da revista. No entanto, para facilitar a leitura, as figuras e tabelas foram incluídas no corpo do texto.

## SUMÁRIO

1- RESUMO.....	5
2- ABSTRAC.....	6
3- APRESENTAÇÃO.....	7
4- LISTA DE FIGURAS.....	9
5- LISTA DE TABELAS.....	10
6- INTRODUÇÃO GERAL.....	11
7- REFERÊNCIAS DA INTRODUÇÃO GERAL.....	21
8-CAPÍTULO 1.....	35
ABSTRACT.....	37
INTRODUCTION.....	38
MATERIAL & METHODS	
Estudy area.....	40
Collection of aquatic insects.....	41
Environmental variables.....	41
Data analysis.....	42
RESULTS.....	43
Environmental and landscape variables.....	43
Aquatics insects.....	43
Turnover and nestedness of EPT assemblages.....	46
DISCUSSION.....	46
ACHNOWLEDGEMENTS.....	50
REFERENCES.....	51
9- CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS.....	64
10- ANEXOS.....	66



#### 4- LISTA DE FIGURAS

<b>Figure 1.</b> Geographic location of the 13 streams in southern of Brazil.....	40
<b>Figura 2.</b> Principal Component Analysis where the distribution of the sampled streams according to the environmental variables. DO (dissolved oxygen), TDS (Total dissolved solids), DOC (dissolved organic carbon), DTN (dissolved total nitrogen), PO4 (phosphate), NO2 (nitrite), EC (electric conductivity), Temp (water temperature), Turb (turbidity), veg (vegetation), Past (pasture), Agri (agriculture).....	44
<b>Figura 3.</b> Linear regression plots showing the relationship between the explanatory variable PC1 and the variables response rarefied richness, abundance, Shannon index and equability of EPT assemblages collected in streams in the north of Rio Grande do Sul.....	45
<b>Figura 4.</b> Linear regression plots showing the relationship of beta diversity with explanatory environmental dissimilarities and the spatial dissimilarity of the EPT assemblages of the streams collected in the northern region of Rio Grande do Sul.....	45
<b>Figura 5.</b> Partition of the total beta diversity ( $\beta_{sor}$ ) in Turnover ( $\beta_{sim}$ ) and Nestedness ( $\beta_{sne}$ ) of the EPT assemblages of the streams collected in the northern region of the Rio Grande do Sul. Clustering analysis using arithmetic mean of $\beta_{sim}$ and $\beta_{nes}$ of dissimilarity of the EPT assemblages.....	47

## 5 - LISTA DE TABELAS

**Table 1.** Physical-chemical characterization of studied streams in Southern Brazil.....66

**Table 2.** Taxa of the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera sampling in streams of Southern Brazil.....67

## **6- INTRODUÇÃO GERAL**

### **Expansão agrícola**

Em meados do século 20, observou-se um aumento da população mundial devido à alta taxa de fertilidade e ao aumento da expectativa de vida (Bongaarts, 2009). Estudos demonstram o desenvolvimento desta tendência no aumento populacional mundial, projetando para os próximos 30 anos um incremento de 2,3 bilhões de pessoas, principalmente nos países em desenvolvimento (FAO, 2009). Assim, devido à crescente demanda de alimentos e desenvolvimento da indústria agrícola foram incrementadas as áreas de agricultura (Osuna et al., 2015; Silveira et al., 2017). Como consequência, grandes áreas com vegetação nativa foram desflorestadas em diferentes regiões e biomas (Zamorano-Elgueta et al., 2015; le Polain de Waroux et al., 2016), sendo previsto o uso destas áreas para cultivos relacionados ao biocombustível, como a cana de açúcar, canola, soja, milho, palma oleosa (Biondi et al., 2008; Lapola et al., 2014). Isto é evidente em muitos países, porém mais notório em países como a Argentina, EUA e Brasil que desenvolvem uma agricultura intensiva. O Brasil supera em produção aos outros países, principalmente no cultivo de soja (Soares-Filho et al., 2012). Isto acarreta em preocupação com o desenvolvimento destas atividades e seus efeitos sobre a biodiversidade e o clima global (Martinelli & Filoso, 2008; Stoms et al., 2012).

### **Riachos e suas características**

Os riachos são sistemas fluviais que se caracterizam por terem dimensões reduzidas, vegetação riparia densa, temperatura da água baixa e alta correnteza (Castro, 1999). Segundo Vannote et al. (1980) na teoria do rio contínuo, os sistemas lóticos, como os riachos, tem um gradiente de variáveis ecológicas e biológicas que são previsível a longo de seu percurso. Desse modo, as características dos sistemas fluviais como a largura, o volume de água, a profundidade, a temperatura, o tipo de material suspenso transportado e a estrutura das comunidades mudam desde as cabeceiras até as porções mais baixas do rio.

As características químicas dos riachos estão relacionadas com o tipo de rochas que constituem a bacia de drenagem, sendo que podem influenciar o pH e a composição iônica da água (Miller, 1967; Schmidt et al., 2012). O leito dos riachos está composto por rochas, seixos e cascalhos que são erodidos e o material suspenso é transportado rio abaixo onde será depositados (Allan & Castillo, 2007). Outra característica dos riachos é o maior teor de oxigênio dissolvido na água, decorrente da presença de corredeiras que produz turbulência e, conseqüentemente, ingresso de oxigênio na água (Renöfält et al., 2007). Além disso, a

presença da cobertura vegetal ripária minimiza o ingresso da luz solar ao interior dos riachos, diminuindo assim, a temperatura da água e reduzindo a produtividade primária (Nadai-Monoury et al., 2014).

Nos últimos tempos se realizaram muitos estudos sobre os efeitos das atividades agrícolas nos ecossistemas aquáticos. Assim, foram observados o *input* de nutrientes (e.g. nitrogênio e fósforo) aos riachos como resultado da fertilização dos campos de cultura (Gabellone et al., 2013; Bu et al., 2014). Esta situação provoca a diminuição da qualidade da água e o incremento da produtividade primária (Figuerola-Nieves et al., 2006; Munn et al., 2010). Além disso, também é observada a canalização das águas dos riachos, o que causa alterações hidrológicas (Feio et al., 2014). Do mesmo modo, se observa a fragmentação do habitat aquático, o que cria um conjunto de manchas isoladas na paisagem da bacia hidrográfica (Kirkham & Fisher, 2004; Kornis et al., 2015), conduzindo a uma descontinuidade das comunidades biológicas (Houghton & Wasson, 2013; Gray et al., 2016). Em complemento, todas estas alterações conduzem a homogeneização biótica e diminuição da biodiversidade de invertebrados nos riachos (Benstead et al., 2003; Fugère et al., 2016).

### **Vegetação ripária**

A vegetação ripária se desenvolve na zona de transição entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, sendo importante para o funcionamento dos sistemas aquáticos fluviais (Svejcar, 1997). Esta vegetação gera sombreamento, o que conseqüentemente diminui o ingresso da luz solar, causando uma baixa temperatura da água (Hamada et al., 2014; Luke et al., 2017) e menor taxa de produtividade primária ao controlar o desenvolvimento do perifíton (Munn et al., 2010; Stovall et al., 2009). Além disso, também evita o colapso das margens que leva ao assoreamento e conseqüentemente ingresso do sedimento ao riacho que causa perda de microhabitats (Carlson et al., 2014). A vegetação ripária também controla o ingresso de fertilizantes e inseticidas agindo desse modo como uma zona *buffer* (Lowrance et al., 1984, Ranalli & Macalady, 2010). Assim mesmo, é uma fonte importante para o *input* de matéria orgânica alóctone, a qual constitui-se em fonte de energia para os invertebrados aquáticos fragmentadores (Moretti et al., 2009). Em adição, contribui para o incremento da complexidade do habitat ao criar microhabitats que atuam como refúgios para os organismos aquáticos e desse modo incrementando a diversidade de espécies (Egler et al., 2012; Moraes et al., 2014). Por último, a vegetação ripária cria corredores ecológicos onde as espécies podem se movimentar, facilitando o processo de dispersão das espécies que habitam nela (Naiman et al., 1993; Rykken et al., 2007; Luke et al., 2017).

## **Insetos aquáticos como indicadores**

Os invertebrados bentônicos são constituídos de diversos grupos animais como oligochaetas, moluscos, crustáceos, insetos aquáticos, entre outros (Esteves 2011). Eles cumprem funções ecológicas muito importantes como a reciclagem da matéria orgânica (Covich et al., 1999) e ser base da cadeia alimentar em sistemas fluviais (Buria et al., 2007; Vimos et al., 2015). Os insetos aquáticos constituem uma maior porcentagem desta comunidade principalmente no estágio imaturo e entre os membros mais conspícuos temos as ordens: Trichoptera, Plecoptera, Ephemeroptera, Odonata, Coleoptera, Hemiptera, entre outros.

Muitos insetos aquáticos de diversos grupos têm diferentes graus de tolerância às perturbações e estresses ambientais diferentes (Dominguez & Fernandez, 2009). O *input* de matéria orgânica nos ambientes aquáticos, em decorrência das atividades antrópicas, causa o aumento de organismos fotossintetizadores como a comunidade de perifíton e as macrófitas em riachos sem mata ripária (Munn et al., 2010). Estes organismos, ao se decomporem, reduzem a quantidade de oxigênio na água, além de criar outros compostos como os sulfurados, tornando o ambiente menos habitável para as espécies sensíveis (Cleto-Filho & Walker, 2001). Assim, os grupos de insetos, como dípteros da família Chironomidae são caracterizados por suportar ecossistemas impactados por eutrofização de tipo antrópica (Cordeiro et al., 2016). Outros grupos suportam moderadamente o impacto, assim como os coleópteros, hemípteros e megalópteros. Aqueles que vivem em uma faixa de condições físico-química mais restrita, sendo considerados intolerantes aos impactos, são principalmente pertencentes ao grupo EPT (Bispo et al., 2006; Móra et al., 2011; Selvakumar et al., 2014).

Os insetos aquáticos das ordens EPT se caracterizam por viver em zonas de riachos de primeiras ordens, com margens estreitas, alta velocidade da água, presença de mata ripária que permite o ingresso de material alóctone e água de temperatura baixa e muito oxigenada (Bispo et al., 2006; Hrovat et al., 2014). Assim, os EPT se caracterizam por viver em riachos com boas condições físicas e químicas e ser sensíveis a suas variações, pelo que são considerados bons bioindicadores da qualidade de ecossistemas aquáticos (Crisci-Bispo et al., 2007; Hepp & Melo, 2013; Bertaso et al., 2015).

A ordem Ephemeroptera (efêmeros: curta duração; pteron: asa) é composta por insetos holometábolos que, em estado larval se caracterizam por ter três cercos caudais, corpo achatado, e ter aparelhos bucais adaptados para raspar perifíton (Dominguez & Fernandez, 2009, Hamada et al., 2014). No estágio adulto as partes bucais são não funcionais pelo que tem poucas horas de vida, tem tórax dividido em três regiões e o abdômen composto por 10

segmentos (Merritt et al., 2008). A ordem Trichoptera (tricho=cerda, pteron=asas), compreende insetos de desenvolvimento holometábolos (Springer, 2010). As larvas têm corpo cilíndrico, aparelho bucal tipo mastigador, algumas famílias apresentam brânquias e constroem casulo pupal. Os adultos têm asas com cerdas e abdômen com 10 segmentos. São de hábitos crepusculares e voam procurando lugares para desovar (Dominguez & Fernandez, 2009; Hammada et al., 2014). Por sua vez, a ordem Plecoptera (pleco=dobra; pteron=asa) compreende insetos hemimetábolos onde os estádios imaturos são de forma achatada, tem brânquias filamentosas, abdômen de 10 segmentos e dois cercos caudais multissegmentadas pelo que são facilmente reconhecíveis. Os adultos têm dois pares de asas e podem apresentar ocelos (Hammada et al., 2014).

Os EPT se distribuem nos riachos de acordo com suas adaptações biológicas aos diversos mesohabitats, que se apresentam alternados nos riachos (Allan & Castillo, 2007; Ferro & Site, 2007, Pastuchova et al., 2008). Um mesohabitat é uma área que se caracteriza pelo tipo de substrato e velocidade da corrente da água (Fidelis et al., 2008; Hamada et al., 2014). No riacho se observa a sequencia corredeira-remanso onde o mesohabitat de corredeira está na parte mais elevada do leito, tem pendente alta, é superficial, está composto principalmente por blocos e matacões e tem grande correnteza de água o que causa turbulência que oxigena a água (Allan & Castillo, 2007). Estas características fazem que o material orgânico fique preso entre as rochas (Nakajima et al., 2006; Quinn et al., 2007) e conseqüentemente haja desenvolvimento de biofilme e musgo cobrindo as rochas, o que faz um ambiente muito estável e heterogêneo (Allan & Castillo., 2007; Gibbins et al., 2010). Assim muitas famílias de EPT que preferem aqueles habitats estão adaptadas para ficar fortemente aderidos ao substrato, entre elas Leptophlebiidae, Baetidae, Hydropsychidae que maioritariamente são dos grupos funcionais raspadores e coletores (Hammada et al., 2014). O mesohabitat de remanso é caracterizado por se localizar numa depressão do leito, ter menor fluxo de água, ser área de deposição de materiais como folhas senescentes da mata ripária, onde se encontram muitas famílias dos grupos EPT considerados especialistas, tais como a família Calamoceridae (Trichoptera) que utiliza o folhiço como alimento e refúgio (Moretti et al., 2009; Hamada et al., 2014).

A manutenção da integridade ambiental, portanto, tem influência sobre as assembléias de EPT. As modificações do habitat, como a perda de vegetação ripária, com conseqüente assoreamento e homogeneização do leito dos riachos causa perda de micro-habitats (Nessiman et al., 2008; Greenwood et al., 2012; Hamada et al., 2014; Fugère et al., 2016). Fatores hidrológicos também afetam a diversidade das assembléias de EPT, assim, as

temporadas chuvosas causam diminuição da abundância e diversidade de taxas devido à deriva dos organismos e a deslocamento do substrato que decorre a instabilidade estrutural dos meso-habitats (Bispo et al., 2006; Gibbins et al., 2010; Yokoyama et al., 2012).

Além disso, os efeitos da conversão de áreas nativas em campos de cultura trazem efeitos negativos para esta comunidade principalmente pela supressão da mata ripária (Harding et al., 2006; Zhang et al., 2013; Selvakumar et al., 2014; Theodoropoulos-Geodrokalis., 2010). Na região sul do Brasil foi relacionado efeitos da urbanização e agricultura sobre a comunidade EPT (Biasi et al., 2008; Hepp et al., 2010; De Oliveira et al., 2017). Também foram observados efeitos negativos como a perda de matéria orgânica alóctone da vegetação e o ingresso de sedimentos ao riacho (Moraes et al., 2014; Bertaso et al., 2015). Resultados similares foram reportados por Souza et al. (2011) e Siegloch et al. (2014). No entanto, Egler et al. (2012) adicionam o uso de pesticidas como variável que influencia negativamente na comunidade de invertebrados aquáticos nos ecossistemas aquáticos.

### **Componentes da diversidade biológica**

A partição da diversidade biológica foi proposta inicialmente por Whittaker nos anos 1960, desde então é utilizada para medir a biodiversidade estudada em diferentes escalas espaciais (Whittaker, 1960). De acordo com este autor, a partição da diversidade foi proposta como tendo os componentes alfa (diversidade local), beta (dissimilaridade entre locais) e gama (escala regional (Whittaker, 1972).

O componente alfa mede a diversidade num local em pequenas escalas. Há diferentes métodos para sua medição, e os mais simples estão baseados na riqueza de espécies que é o número de táxons registrados numa amostra (Moreno et al., 2001). Outros métodos estão baseados na composição das espécies e sua abundancia especifica relacionada com a abundância total como os índices de Shannon-Wiener, Pielou, entre outros (Whittaker, 1972; Magurran, 2013). A diversidade beta mede a dissimilaridade na composição de espécies entre diferentes locais, medidas em uma escala paisagística Whittaker (1972), onde se mede a porcentagem de mudanças em perda de espécies e a substituição destas por outras. Diferentes metodologias foram criadas para medir a dissimilaridade entre comunidades e entre os mais utilizados se tem: o coeficiente de dissimilaridade de Jaccard (usando dados de presença/ausência), índice de Sorensen, índice de Whittaker, todos eles medindo esta dissimilaridade baseados em distâncias (Moreno et al., 2001). A magnitude desta dissimilaridade está influenciada por diferentes fatores, tais como presença de barreiras

ecológicas, mudanças nos padrões ambientais e a capacidade de dispersão dos organismos (Calderon-Patron et al., 2012).

Muitos estudos discutem as diferentes abordagens conceituais da diversidade beta que surgiram ao longo dos anos e a evolução de novas metodologias para medir a diversidade beta (Melo et al., 2009, Baselga, 2010; Legendre & de Cáceres., 2013). Nos últimos anos, muitas investigações ecológicas foram feitas no âmbito de diversidade beta para diferentes comunidades, isto em decorrência das novas metodologias atualizadas que se tem para detectar mudanças na composição de comunidades biológicas através de gradientes de integridade ambiental, temporais e distâncias geográficas (Anderson et al., 2010; Astorga et al., 2012; Hepp et al., 2012; Heino et al., 2015a). Assim são ótimas ferramentas para estudos de ecologia de comunidades e conservação biológica (Baselga, 2008; Calderon-Patron et al., 2012).

Dentre os fatores que podem influenciar a diversidade beta de comunidades, estudos relatam a relação da distância geográfica e o decaimento da similaridade na composição de comunidades de diversos grupos de organismos em muitas áreas geográficas (Morlon et al., 2008; Astorga et al., 2012). Os padrões ecológicos são influenciados pela distância espacial e dependem da escala espacial em estudo (Maloney & Munigua, 2011). Assim ao nível local se tem fatores como a topografia, altitude do solo que podem influenciar a diversidade beta (Ferreira et al., 2011). Em geral, a diversidade beta é dependente do tamanho da unidade de observação comumente conhecido como grão (Koblitz et al., 2011; Keil et al., 2012). Também as barreiras geográficas afetam a faixa de deslocamento e com isso a distância de dispersão das espécies, afetando a diversidade beta (Rodriguez-Artigas et al., 2016).

A heterogeneidade ambiental está positivamente relacionada com o decréscimo da similaridade da composição de espécies que decorre no incremento da diversidade beta (Astorga et al., 2014; da Silva et al., 2017; Zorsal-Almeida et al., 2017). Segundo Heino et al. (2015b) esta heterogeneidade se define como diferenças ambientais entre dois ou mais locais. Esta heterogeneidade ambiental afeta diretamente a riqueza de espécies (Yang et al., 2015; Stein et al., 2014). Assim as espécies são filtradas pela heterogeneidade ambiental através de extinções locais e colonização, modificando e estruturando a composição de espécies das comunidades (Astorga et al., 2014; Heino et al., 2015b)

A fragmentação de habitat é outro fator que influencia na geração da beta diversidade de comunidades biológicas. A fragmentação se produz quando um habitat homogêneo e contínuo é transformado em um conjunto de manchas relativamente isoladas (Sodhi & Ehrlich., 2010). Esta fragmentação implica fenômenos como: o efeito da borda que está



associado ao incremento de novas bordas decorrente da geração de manchas que apresentam novas características ambientais, o efeito da matriz que está associada ao tipo de uso da terra (pastagem, cultura, etc.) neste habitat fragmentado, entre outros (Laurence & Vasconcelos, 2009). Esta fragmentação do habitat afeta a habilidade dos organismos para se dispersar e dessa forma espécies com pouca capacidade de dispersão ficam totalmente isoladas, enquanto outras se podem movimentar livremente entre as manchas (Sodhi & Ehrlich, 2010). Também os efeitos estocásticos que são aqueles que têm possibilidade de ocorrer como a variação de temporadas de chuvas, alagamento, incêndios, tornados afetam a diversidade beta (Sodhi & Ehrlich, 2010). Por último também há um efeito relacionado à área da mancha onde há uma relação positiva entre o tamanho do fragmento e a riqueza de espécies, então algumas espécies poderiam tolerar viver em grandes manchas mais que em pequenas. Assim, insetos com baixa capacidade de dispersão podem sobreviver em manchas com grande área (Collige, 2009).

Fatores biológicos, como a capacidade de dispersão tem influência na diversidade beta das comunidades e são dependentes do grupo biológico a que se faz referência. Assim, grupos de animais que se movimentam mediante voo ou percorrendo grandes distâncias tem alta capacidade de dispersão o que contribui no mantimento da similaridade entre locais, diminuindo a diversidade beta (Qian, 2009; Cornelius et al., 2017). Por outro lado grupos restritos aos seus microhabitats e que se deslocam em curtas distâncias, tem menor capacidade de dispersão e mostram uma diversidade beta maior (Astorga et al., 2012; Heino et al., 2017; da Silva et al., 2017).

### **Mecanismos geradores de diversidade beta**

A diversidade beta pode ocorrer a partir de mecanismos como o *turnover* ou aninhamento. Faz alguns anos se propôs uma nova abordagem para avaliar a diversidade beta através de um modelo aditivo onde a diversidade beta será a dissimilaridade total ( $B_{sor}$ ) baseado no índice Sorensen (Baselga 2010; 2012). Este modelo se compõe de dois distintos fenômenos: *turnover* ( $B_{sim}$ ) que vem ser a substituição de espécies por outras e o aninhamento ( $B_{nes}$ ) que é a perda de espécies analisadas através de gradientes do tipo ambiental, temporal ou espacial (Baselga 2010; 2012). Assim este modelo permite conhecer qual daqueles componentes estruturadores da diversidade beta contribui para a diversidade beta total e os processos ecológicos que os estruturam.

Há muitos fatores que influenciam os dois componentes da diversidade beta. Assim, o *turnover* pode ser gerado quando o habitat é reestruturado por eventos impactantes de tipo naturais ou antrópicos, além dos eventos de tipo histórico que isolam as comunidades como a

formação de cordilheiras (Calderon-Patron et al., 2012). A escala espacial também tem importância na variação do *turnover*. A latitude, associada à longevidade e o ciclo de vida rápido nos trópicos e o tamanho corporal também exercem influência na substituição de espécies, sendo visto que em gradientes latitudinais os trópicos apresentam altas taxas de *turnover* (Soininen, 2010). Assim, organismos com tamanho corporal menor em geral mostram altos valores de *turnover* já que poderiam ter uma eficiente capacidade de dispersão (Korhonen et al., 2010). Também a relação espécie-área influencia os estudos temporais de *turnover* de espécies, esta relação é positiva e mostra que há incremento no número de espécies enquanto se incrementa a área (Mcglinn & Hurlbert, 2012). Além disso, nos últimos anos se observou a relação heterogeneidade ambiental e *turnover* de organismo aquáticos (Astorga et al., 2012; Heino et al., 2015b).

O aninhamento da composição de espécies em comunidades biológicas é causado por perda de espécies (Almeida-Neto et al., 2011). Segundo Calderon-Patron et al. (2012) os fatores que influenciam o aninhamento podem obedecer à fragmentação de habitat e isolamento espacial. Como se explicou anteriormente, a fragmentação se dá pela degradação de habitats grandes e contínuos que ao dividir-se perdem conectividade, e as espécies que sobrevivem se encontram em um novo habitat mais reduzido, com novas fronteiras ecológicas e em geral isolado (Rocha et al., 2008). Neste cenário, podem ocorrer extinção local de espécies especialistas e a persistência de espécies mais generalistas, que representarão a parte maior da assembléia de espécies (Xingfeng et al., 2015). Observou-se em aranhas que a baixa capacidade de dispersão também é um fator que gera aninhamento em espécies de baixa movimentação, e que por sua vez apresentam dependência restrita a seus habitats (Rodriguez-Artigas et al., 2016).

Nos últimos anos foram realizadas pesquisas de diversidade beta em ecossistemas aquáticos utilizando conceitos metacomunitários para auxiliar na explicação dos mecanismos que geram estes dois componentes da diversidade beta (Heino et al., 2015a; Hill et al., 2017; Heino et al., 2017; Wojciechowski et al., 2017). As metacomunidades são grupos de comunidades estruturadas em manchas e que interagem por processos de dispersão de diferentes espécies que as compõem (Leibold et al., 2004; Heino et al., 2015c). Dentro da teoria metacomunitária existem processos que explicam sua dinâmica e entre elas o processo de seleção de espécie está muito difundido em estudos de beta diversidade (Astorga et al., 2012; Astorga et al., 2014; Heino et al., 2015c). Esta explica como as espécies são filtradas por fatores ambientais, sendo importante a escala local e intermediária (Heino et al., 2015b). Assim em locais com habitat fragmentados e heterogêneos as espécies especialistas sofreriam

uma extinção de tipo local enquanto espécies generalistas podem subsistir e colonizar novos locais nesse cenário (Heino et al., 2015b).

Muitos estudos foram feitos nos últimos anos assim, avaliando o efeito da distância em microhabitats. Costa & Melo (2008) determinam as condições ambientais como fator importante na beta diversidade de assembleias de organismos em riachos. Estudando o *turnover* em comunidades ao longo de uma gradiente ambiental, se observa que este é mais bem explicado utilizando inventário de espécies comuns que utilizando espécies raras (Heino & Soininen, 2010).

Estudos com uma abordagem de diversidade beta em comunidades aquáticas foram feitos recentemente. Assim, estudando macroinvertebrados bentônicos de riachos se viu que a diversidade beta depende do tipo de substrato e que os inventários deveriam ser feitos amostrando diferentes microhabitats (Ligeiro et al., 2010). Resultados similares foram encontrados num estudo experimental onde se relata que os fatores ambientais especialmente a heterogeneidade de substrato tem um peso importante na alfa e beta diversidade nas assembleias de insetos aquáticos (Hepp et al., 2012). Além da heterogeneidade do habitat como principal fator que determina a beta diversidade, também se toma em conta os efeitos estocásticos (Astorga et al., 2012).

O efeito da escala espacial na diversidade beta de invertebrados aquáticos também foi testado, encontrando uma débil relação da dissimilaridade biológica com a distância decorrente do tipo de distribuição dos invertebrados bentônicos em riachos (Hepp & Melo, 2013). Assim, mesmo estudando a distância latitudinal e a diminuição da beta diversidade, observou-se que a beta diversidade de insetos aquáticos não apresenta o esperado decréscimo com a latitude (Heino et al., 2015a).

Avaliando a contribuição do componente aninhamento em insetos aquáticos se observou uma fraca contribuição deste componente para a diversidade beta relacionado ao tamanho do riacho e gradiente ambiental, sugerindo que as assembleias de invertebrados aquáticos compõem uma gama de espécies com forte capacidade de dispersão (Heino et al., 2010). A variação climática estacional e a beta diversidade de invertebrados e peixes em riachos foram testadas, observando-se que a perda de conectividade durante secas aumenta a beta diversidade (Rolls et al., 2016).

Diante do exposto, o objetivo geral desta dissertação foi avaliar a diversidade beta e os fatores estruturadores de assembléias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em riachos localizados em uma paisagem predominantemente agrícola no sul do Brasil. Especificamente, os objetivos foram (i) determinar se a diversidade beta das assembléias de EPT é estruturada por *turnover* ou aninhamento e (ii) determinar quais fatores são mais importantes na composição da diversidade beta da assembleia de EPT em riachos agrícolas.

## 7- REFERENCIAS

Allan, J. D & M. M. Castillo, 2007. Stream ecology: structure and function of running waters. 2<sup>nd</sup> edition. Springer. 436 p.

Almeida-Neto, M., D. M. B. Frensel & W. Ulrich, 2011. Rethinking the relationship between nestedness and beta diversity: a comment on Baselga. *Global Ecology and Biogeography* 21: 772-777.

Anderson, M. J., T. O. Crist, J. M. Chase, M. Vellend, B. D. Inouye, A. L. Freestone, N. J. Sanders, H. V. Cornell, L. S. Comita, K. F. Davies, S. P. Harrison, N. J. B. Kraft, J. C. Stegen & N. G. Swenson, 2010. Navigating the multiple meanings of  $\beta$  diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology letters* 14: 19-28.

Arnaiz, O. L., A. L. Wilson, R. J. Watts & M. M. Stevens, 2011. Influence of riparian condition on aquatic macroinvertebrate communities in an agricultural catchment in south-eastern Australia. *Ecological Research* 26: 123-131

Astorga A., J. Okasnen, M. Luoto, J. Soininen, R. Virtanen & T. Muotka, 2012. Distance decay of similarity in freshwater communities: do macro-and microorganisms follow the same rules?. *Global ecology and Biogeography* 21: 365-375.

Astorga, A., R. Death, F. Death, R. Paavola, M. Chakraborty & T. Muotka, 2014. Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. *Ecology and Evolution* 4: 2693-2702.

Baselga, A., 2008. Determinants of species richness, endemism and turnover in European longhorn beetles. *Ecography* 31: 263-271.

Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134-143.

Baselga., A. & C. D. L. Orme, 2012. Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 808-812.

- Bertaso, T.R. N., M. R. Spies, C. B. Kotzian & M. L. T. Flores, 2015. Effects of forest conversion on the assemblages structure of aquatic insect in subtropical regions. *Biology, Ecology and Diversity* 59: 43-49.
- Benstead, J. P., M. M. Douglas & C. M. Pringle, 2003. Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern Madagascar. *Ecological Applications* 13: 1473-1490
- Biasi, C., S. V. Milesi, R. M. Restello & L. U. Hepp, 2008. Ocorrência e distribuição de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) em riachos de Erechim/RS. *Perspectiva* 32:171-183.
- Biondi, A., M. M. Filho & V. Glass, 2008. Brazil of Biofuels Impacts of Crops over Land, Environment and Society - Palms, cotton, corn, and jatropha. Biofuel Watch Center NGO Repórter Brasil.
- Bispo, P. C., L. G. Oliveira, L. M. Bini & K. G. Sousa, 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Brazilian Journal of Biology* 66: 611-622.
- Bongaarts J. 2009. Human population growth and the demographic transition. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 364: 2985–2990.
- Buria, L., R. Albariño, V. D. Villanueva, B. Modenutti & E. Balseiro, 2007. Impact of exotic rainbow trout on the benthic macroinvertebrate community from Andean Patagonian headwater streams. *Fundamental and Applied Limnology* 168: 145–154.
- Bu, H., W. Meng, Y. Zhang & J. Wan, 2014. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological indicators* 41: 187-197.
- Calderón-Patrón, J. M., C. E. Moreno & I. Zuria, 2012. La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 879-891.

Castro, R.M.C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In *Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas* (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni, C.R.S.F. Bizerril, P.R. Peres-Neto, eds.). *Oecologia Brasiliensis* 6: 139-155.

Carlson, K. M., L. M. Curran, A. G. Ponette-Gonzales, D. R. Ruspita, N. Lisnawati, Y. Purwanto, K. A. Brauman & P. A. Raymond, 2014. Influence of watershed-climate interactions on stream temperature, sediment yield, and metabolism along a land use intensity gradient in Indonesian Borneo. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 119: 1110–1128.

Cleto-Filho, S. E. N & I. Walker, 2001. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um Igarapé da cidade de Manaus/AM-Amazônia central. *Acta amazônica* 31: 69-89.

Crisci-Bispo, V. L., P. C. Bispo & C. G. Froehlich, 2007. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Rainforest streams, Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 312-318.

Covich, A. P., M. A. Palmer & T. A. Crowl, 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *BioScience* 49: 119-127.

Cordeiro, G. G., N. M. Guedes, T. B. Kisaka & G. B. Nardoto, 2016. Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-Oeste do Brasil. *Revista Ambiente & Água* 11: 703-709.

Cornelius, C., M. Awade, C. Cândia-Gallardo, K. E. Sieving & J. P. Metzger, 2017. Habitat fragmentation drives inter-population variation in dispersal behavior in a Neotropical rainforest bird. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15: 3-9

Collinge, S. K., 2009. *Ecology of fragmented landscape*. The Johns Hopkins University Press. 333 pp.

Costa, S. S & A. S. Melo, 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia* 598: 131-138.

Da Silva, V. X., M. Sacramento, E. Hasui, R. G. T. da Cunha & F. N. Ramos, 2017. Taxonomic groups with lower movement capacity may present higher beta diversity. *Iheringia, Série Zoológica* 107: 1-20

De Oliveira, M. B., P. L. Lazari, L. U. Hepp & R. M. Restello, 2017. Distribuição de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em riachos do Alto Uruguai Gaúcho. *Perspectiva, Erechim* 41: 135-146.

Dominguez, E & H. R. Fernandez, 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. *Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina*. 656 p.

Egler, M., D. F. Buss, J. C. Moreira & D. F. Baptista, 2012. Influence of agricultural land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 72: 437-443.

Esteves, F. D. A. 1988. *Fundamentos de limnologia* 3ed. Rio de Janeiro, Interciência, 826 p.

FAO. 2009. High Level Expert Forum - How to Feed the World in 2050 Office of the Director, Agricultural Development Economics Division Economic and Social Development Department Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Rome, Italy.

Feio, M. J., F. C. Aguiar, S. F. P. Almeida, J. Ferreira, M. T. Ferreira, C. Elias, S. R. Serra, A. Buffagni, J. Cambra, C. Chauvin, F. Delmas, G. Dorflinger, S. Erba, N. Flor, M. Ferreol, M. Germ, L. Mancini, P. Manolaki, S. Marcheggiani, M. R. Minciardi, A. Munne, E. Papastergiadou, N. Prat, C. Puccinelli, J. Rosebery, S. Sabater, S. Ciadamidaro, E. Tornes, I. Tziortzis, G. Urbanic & C. Vieira, 2014. Least disturbed condition for european mediterranean rivers. *Science of the Total environment* 476: 745-756

Ferro, M. L & R. W. Sites, 2007. The Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera of Missouri State Parks, with notes on biomonitoring, mesohabitat associations, and distribution. *Journal of the Kansas Entomological Society* 80: 105-129.



Ferreira, L. V., R. P. Salomão, D. C. L. Matos & J. L. G. Pereira, 2011. Similaridade de espécies arbóreas em função da distancia em uma floresta ombrófila na Floresta Nacional de Saraca-Taquera, Pará. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi. Ciências Naturais* 6: 259-306.

Fidelis, L., J. L. Nessimian & N. Hamada, 2008. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. *Acta Amazonica* 38: 127 – 134.

Figueroa-Nieves, D., T. V. Royer & M. B. David, 2006. Controls on chlorophyll-a in nutrient-rich agricultural streams in Illinois, USA. *Hydrobiologia* 568: 287-298.

Fugère, V., A. Kasangaki & L. J. Chapman, 2016. Land use changes in an afro-tropical biodiversity hotspot affect stream alpha and beta diversity. *Ecosphere* 7: 1-18.

Gabellone, N. A., M. C. Claps, L. C. Solari, N. C. Neschuk & D. M. Ardohain, 2013. Spatial and temporal distribution pattern of phosphorus fractions in a saline lowland river with agricultural land use (Salado River, Buenos Aires, Argentina). *Fundamental and Applied Limnology* 183: 271-286.

Gray, C. L., B. I. Simmons, T. M. Fayle, D. J. Mann & E. M. Slade, 2016. Are riparian forest reserves sources of invertebrate biodiversity spillover and associated ecosystem functions in oil palm landscapes? *Biological Conservation* 194: 176-183

Gibbins, C. N., D. Vericat & R. J. Batalla, 2010. Relations between invertebrate drift and flow velocity in sand-bed and riffle habitats and the limits imposed by substrate stability and benthic density. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 945-958.

Greenwood, M. J., J. S. Harding, D. K. Niyogi & A. R. McIntosh, 2012. Improving the effectiveness of riparian management for aquatic invertebrates in a degraded agricultural landscape: stream size and land-use legacies. *Journal of Applied Ecology* 49: 213–222.

Harding, J. S., K. Claasen & N. Evers, 2006. Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refuge for forest stream invertebrates?. *Hydrobiologia* 568: 391-402.

- Hamada, N., J. L. Nessimian & R. Barbosa, 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus, Editora do INPA. 724 p.
- Hepp, L. U., S. V. Milesi, C. Biasi & R. M. Restello, 2010. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia (Curitiba)* 27: 106-113.
- Hepp, L. U., V. L. Landeiro & A. S. Melo, 2012. Experimental assessment of the effects of environmental factors and longitudinal position on alpha and beta diversities of aquatic insects in a neotropical stream. *International Review of Hydrobiology* 97: 157-167.
- Hepp, L. U., & A. S. Melo, 2013. Dissimilarity of stream insect assemblages: effects of multiple scales and spatial distances. *Hydrobiologia* 703: 239-246.
- Heino, J & J. Soininen, 2010. Are common species sufficient in describing turnover in aquatic metacommunities along environmental and spatial gradients?. *Limnology and Oceanography* 55: 2397-2402.
- Heino, J., H. Mykrä & J. Rintala, 2010. Assessing patterns of nestedness in stream insect assemblages along environmental gradients. *Ecoscience*, 17: 345-355.
- Heino J., A. S. Melo, L. M. Bini, F. Alternatt, S. A. Al-Shami, D. G. Angelar, N. Bonada, C. Brand, M. Callisto, K. Cottenie, O. Dangles, D. Dudgeon, A. Encalada, E. Gothe, M. Gronroos, N. Hamada, D. Jacobsen, V. L. Landeiro, R. Ligeiro, R. T. Martins, M. L. Miserendino, C. S. M. Rawi, M. E. Rodrigues, F. O. Roque, L. Sandin, D. Schmera, L. F. Sgarbi, J. P. Simaika, T. Siqueira, R. M. Thompson & C. R. Townsend, 2015. A comparative analysis reveals weak relationship between ecological factors and beta diversity of stream insect metacommunities at two spatial levels. *Ecology and Evolution* 5: 1235-1248.a
- Heino, H., A. S. Melo & L. M. Bini, 2015. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology* 60: 223-235.b

Heino, J., A. S. Melo, T. Siqueira, J. Soininen, S. Valanko & L. M. Bini, 2015. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology* 60: 845-869.c

Heino, J., J. Soininen, J. Alahuhta, J. Lappalainen & R. Virtanen, 2017. Metacommunity ecology meets biogeography: effects of geographical region, spatial dynamics and environmental filtering on community structure in aquatic organisms. *Oecologia* 183: 121-137.

Hill, M. J., J. Heino, I. Thornhill, D. B. Ryves, & P. J. Wood, 2017. Effects of dispersal mode on the environmental and spatial correlates of nestedness and species turnover in pond communities. *Oikos*. In press.

Houghton, D. C & J. L. Wasson, 2013. Abrupt biological discontinuity in a small Michigan (USA) stream due to historical riparian canopy loss. *Journal of Freshwater Ecology* 28: 293-306

Hrovat, M., G. Urbanič, & I. Sivec, 2014. Aquatic insects along environmental gradients in a karst river system: a comparative analysis of EPT larvae assemblage components. *International Review of Hydrobiology* 99: 222-235.

Keil, P., O. Schweiger, I. Kuhn, W. E. Kunin, M. Kuussaari, J. Settele, K. Henle, L. Brotons, G. Pe'er, S. Lengyel, A. Moustakas, H. Steinicke & D. Storch, 2012. Patterns of beta diversity in Europe: the role of climate, land cover and distance across scale. *Journal of Biogeography* 39: 1473-1486.

Kirkham K. G & R. U. Fisher, 2004. The effects of riparian zone fragmentation on algal growth potential and fish growth rates. *Journal of the British Institute of Organ Studies* 75: 2-11.

Korhonen, J. J., J. Soininen & H. Hillebrand, 2010. A quantitative analysis of temporal turnover in aquatic species assemblages across ecosystems. *Ecology* 91: 508-517.

Koblitz, R. V., S. J. P. Junior, R. C. A. Ajuz & C. E. V. Grelle, 2011. Ecología de paisagens e licenciamento ambiental. *Natureza & Conservação* 9: 244-248.

Kornis, M. S., B. C. Weidel, S. M. Powers, M. W. Diebel, T. J. Cline, J. M. Fox & J. f. Kitchell, 2015. Fish community dynamics following dam removal in a fragmented agricultural stream. *Aquatic Science* 77: 465-480.

Laurance, W. F & H. L. Vasconcelos, 2009. Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis* 13: 434-451.

Lapola, D. M., L. A. Martinelli, C. A. Paredes, J. P. H. Ometto, M. E. Ferreira, C. A. Nobre, A. P. D. Aguiar, M. M. C. Bustamante, M. F. Cardoso, M. H. Costa, C. A. Joly, C. C. Leite, P. Moutinho, G. Sampaio, B. B. N. Strassbur & I. C. G. Vieira, 2014. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature climate change* 4: 27-35.

Le Polain de Waroux, Y., R. D. Garrett, R. Heilmayra & E. F. Lambim, 2016. Land-use policies and corporate investments in agriculture in the gran chaco and chiquitano. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: 4021-4026.

Legendre, P & M De Caceres, 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* 16: 951-963.

Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Hoit, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. Gonzales, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters* 7: 601-613.

Ligeiro, R., A. S. Melo & M. Callisto, 2010. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology* 55: 424-435.

Lowrance, R., R. Todd, J. J. Fail, O. Hendrickson, R. Leonard & L. Asmussen, 1984. Riparian forest as Nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience* 34: 374-377.

Luke, S. H., H. Barclay, K. Bidin, V. K. Chey, R. M. Ewers, W. A. Foster, A. Nainar, M. Pfeifer, G. Reynolds, E. C. Turner, R. P. D. Walsh & D. C. Aldridge, 2017. The effects of

catchment and riparian forest quality on stream environmental conditions across a tropical rainforest and oil palm landscape in Malaysian Borneo. *Ecohydrology* 4: 1-14

Martinelli, L. A & S. Filoso, 2008. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. *Ecological Applications* 18: 885–898.

Maloney, K. O & P. Munguia, 2011. Distance decay of similarity in temperate aquatic communities: effects of environmental transition zones, distance measure and life histories. *Ecography* 34: 287-295.

Magurran, A. E., 2013. *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons.

Merritt, R.W. K. W. Cummins & M. B. Berg, 2008. *An introduction to the aquatic insects of North America*. EEUU: Kendall/Hunt Publishing Company.

Melo, A. S., T. F. L. V. Rangel & J. A. F. Diniz-Filho, 2009. Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. *Ecography* 32: 226-236.

Miller, W. R. 1967. Influence of rock composition on the geochemistry of stream and spring waters from mountainous watersheds in the Gunnison, Unconpahgre, and Grand Mesa National Forest, Colorado. U.S. Geological Survey professional paper.

Moreno, C. E., 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

Morlon, H., G. Chuyong, R. Condit, S. Hubbell, D. Kenfack, D. Thomas, R. Valencia & J. L. Green, 2008. A general framework for the distance-decay of similarity in ecological communities. *Ecology Letters* 11: 904-917.

Moretti, M. S., R. D. Loyola, B. Becker & M. Callisto, 2009. Leaf abundance and phenolic concentrations codetermine the selection of case-building materials by *Phylloicus* sp.(Trichoptera, Calamoceratidae). *Hydrobiologia* 630: 199-206.

- Móra, A., I. Szivák, C. Deák, R. Boda, Z. Csabai, P. Sály, P. Takacs, T. Eros & P. Bíró, 2011. Environmental factors influencing the distribution of EPT assemblages in streams of Lake Balaton's catchment area, Hungary. *Zoosymposia* 5: 360-371.
- Moraes, A. B., A. E. Wilhelm, T. Boelter, C. Stenert, U. H. Schulz & L. Maltchik, 2014. Reduced riparian zone width compromises aquatic macroinvertebrate communities in streams of southern Brazil. *Environmental monitoring and assessment* 186: 7063-7074.
- Munn, M., J. frey & A. Tesoriero, 2010. The influence of nutrients and physical habitat in regulating algal biomass in agricultural streams. *Environmental Management* 45: 603-615.
- McGlenn, D. J & A. H. Hurlbert, 2012. Scale dependence in species turnover reflects variance in species occupancy. *Ecology* 93: 294-302.
- Nadai-Monoury, E., F. Gilbert & A. Lecerf, 2014. Forest canopy cover determines invertebrate diversity and ecosystem process rates in depositional zones of headwater streams. *Freshwater Biology* 59: 1532-1545.
- Nakajima, T., T. Asaeda, T. Fujino & A. Nanda, 2006. Coarse particulate organic matter distribution in the pools and riffles of a second-order stream. *Hydrobiologia* 559: 275-283.
- Naiman, R. J., H. Decamps & M. Pollock, 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological applications* 3: 209-212
- Nakajima T., T. Asaeda, T. Fujino & A. Nanda, 2006. Coarse particulate organic matter distribution in the pools and riffles of a second-order stream. *Hydrobiologia* 559: 275-283
- Nessiman, J. L., E. M. Venticinque, J. Zuanon, P. de Marco Jr, M. Gordo, L. Fidelis, J. D. Batista & L. Juen, 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonia stream. *Hydrobiologia* 614: 117-131.
- Osuna, A. K., J. J. D. Torres, J. A. Sanchez, E. V. Garcia, J. G. Valdez & G. D. Vazquez, 2015. Evaluación de cambio de cobertura vegetal y uso de suelo en la cuenca del río Tecolutla, Veracruz, México; periodo 1994-2010. *Revista Ambiente & Água* 10: 349-362.

- Pastuchová, Z., M. Lehotský & A. Grešková, 2008. Influence of morphohydraulic habitat structure on invertebrate communities (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera). *Biologia* 63: 720-729.
- Quinn, J. M., N. R. Phillips & S. M. Parkyn, 2007. Factors influencing retention of coarse particulate organic matter in streams. *Earth Surface Processes and Landforms* 32: 1186-1203.
- Qian, H., 2009. Global comparisons of beta diversity among mammals, birds, reptiles, and amphibians across spatial scales and taxonomic ranks. *Journal of Systematics and Evolution* 47: 509-514.
- Ranalli, A. J & D. L. Macalady, 2010. The importance of the riparian zone and in-stream processes in nitrate attenuation in undisturbed and agricultural watersheds-a review of the scientific literature. *Journal of Hydrology* 389: 406-415.
- Renöfält, B. M., D. M. Merrit & C. Nilsson, 2007. Connecting variation in vegetation and stream flow: the role of geomorphic context in vegetation response to large floods along boreal rivers. *Journal of Applied Ecology* 44: 147-157.
- Rolls, R. J., J. Heino & B. C. Chessman, 2016. Unravelling the joint effects of flow regime, climatic variability and dispersal mode on beta diversity of riverine communities. *Freshwater Biology* 61: 1350-1364.
- Rocha, C. F. D., F. H. Hatano, D. Vrcibradic & M. Vansluys, 2008. Frog species richness, composition and B-diversity in coastal Brazilian restinga habitats. *Brazilian Journal of Biology* 68: 101-107
- Rodriguez-Artigas, S. M., R. Ballester & J. A. Corronca, 2016. Factors that influence the beta-diversity of spider communities in northwestern Argentinean Grasslands. *Peerj* 4: 1-19
- Rykken, J. J., A. R. Moldenke & D. H. Olson, 2007. Headwater riparian forest-floor invertebrate communities associated with alternative forest management practices. *Ecological Applications* 17: 1168-1183

Selvakumar, C., K. G. Sivaramakrishnan, S. Janarthanan, M. Arumugam & M. Arunachalam, 2014. Impact of riparian land-use patterns on Ephemeroptera community structure in river basins of the southern Western Ghats, India. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 412: 1-11.

Svejcar, T. 1997. Riparian zones: 1) what are they and how do they work?. *Rangelands* 19: 4-7.

Stein, A., K. Gerstner & H. Kreft, 2014. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology letters* 17: 866-880.

Stovall, J. P., W. S. Keeton & C. E. Kraft, 2009. Late- successional riparian forest structure results in heterogeneous periphyton distributions in low-order streams. *Canadian Journal of forest research* 39: 2343-2354

Schmidt, T. S., W. H. Clements, R. B. Wanty, P. L. Verplanck, S. E. Church, C. A. San Juan, D. L. Frey, B. W. Rockwell, E. H. DeWitt & T. L. Klein, 2012. Geologic processes influence the effects of mining on aquatics ecosystems. *Ecological Applications* 22: 870-879.

Stoms, D. M; F. W. Davis, M. W. Jenner, T. M. Nogeire & S. R. Kafka, 2012. Modeling wildlife and other trade-off with biofuel crop production. *Global Change Biology Bioenergy* 4: 330-341.

Siegloch, A. E., M. Suriano, M. Spies & A. Fonseca-Gessner, 2014. Effect of land use on mayfly assemblages structure in Neotropical headwater streams. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 86: 1735-1747.

Silveira, V. C. P., J. A. Gonzáles & E. L. da Fonseca, 2017. Land use changes after the period commodities rising price in the Rio Grande do Sul State, Brazil. *Ciência Rural* 47: 1-7.

Siquerira, T., C. G. L. T. Lacerda & V. S. Saito, 2015. How does landscape modification induce biological homogenization in tropical stream metacommunities?. *Biotropica* 47: 509-516.

Sodhi, N. S & P. R. Ehrlich, 2010. *Conservation biology for all*. Oxford University Press, 344 pp.



Soininen, J, 2010. Species turnover along abiotic and biotic gradients: patterns in space equal patterns in time?. *BioScience* 60: 433-439.

Soares-Filho, B., L. Lima, M. Bowman & L. Viana, 2012. Challenges for low-carbon agriculture and forest conservation in Brazil. Inter-American Development Bank. Environmental Safeguards Unit (VPS/ESG) TECHNICAL NOTES No. IDB-TN-385.

Souza, H. M. L., H. R. S. Cabette & L. Juen, 2011. Baetidae (Insecta, Ephemeroptera) em córregos do cerrado mato-grossense sob diferentes níveis de preservação ambiental. *Iheringia. Serie Zoologica* 101: 189-190.

Springer, M. 2010. Capítulo 3: Biomonitorio acuático. *Revista de Biología Tropical* 58: 53-59.

Theodoropoulos, C & J. Iliopoulou-Georgudaki, 2010. Response of biota to land use changes and water and water quality degradation in two medium-sized river basins in southwestern Greece. *Ecological Indicators* 10: 1231-1238.

Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & G. E. Cushing, 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 37: 130-137

Vimos, D. J., A. C. Encalada, B. Rios-Touma, E. Suarez & N. Prat, 2015. Effects of exotic trout on benthic communities in high-Andean tropical streams. *Freshwater Science* 34: 770-783.

Whittaker, R. H., 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological monographs* 30: 279-338.

Whittaker, R. H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.

Wojciechowski, J., J. Heino, L. M. Bini & A. A. Padial, 2017. Temporal variation in phytoplankton beta diversity patterns and metacommunity structures across subtropical reservoirs. *Freshwater Biology* 62: 751-766.

Si, X., A. Baselga & P. Ding, 2015. Revealing beta-diversity patterns of breeding bird and lizard communities on inundated land-bridge islands by separating the turnover and nestedness components. *Plos One* 10: 1-19

Yang, Z., X. Liu, M. Zhou, D. Ai, G. Wang, Y. Wang, C. Chu & J. T. Lundholm, 2015. The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. *Scientific reports* 5: 1-7

Yokoyama, E., G. P. Paciencia, P. da Conceição Bispo, L. G. Oliveira & P. da Conceição Bispo, 2012. A sazonalidade ambiental afeta a composição faunística de Ephemeroptera e Trichoptera em um riacho de Cerrado do Sudeste do Brasil?. *Ambiência Guarapuava* 8: 73-84.

Zamorano-Elgueta, C., J. M. R. Benayas, L. Cayuela, S. Hantson & D. Armenteras, 2015. Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985–2011) and partial compensation by natural regeneration. *Forest Ecology and Management* 345: 10–20.

Zhang, Y., R. Zhao, W. Kong, S. Geng, C. N. Bentsen & X. Qu, 2013. Relationships between macroinvertebrate communities and land use types within different riparian widths in three headwater streams of Taizi River, China. *Journal of freshwater ecology*, 28: 307-328.

Zorzal-Almeida, S., L. M. Bini & D. C. Bicudo, 2017. Beta diversity of diatoms is driven by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity. *Hydrobiologia* 800: 7-16.

## **8 - CAPÍTULO 1**

### **ENVIRONMENTAL HETEROGENEITY FROM LAND USES GENERATES AQUATICS INSECTS TURNOVER IN ATLANTIC FOREST STREAMS**

“Manuscrito submetido para a revista *Hydrobiologia*.”

**Environmental heterogeneity from land uses generates aquatic insects turnover  
in Atlantic Forest streams**

Júlio Cesar Serrano Huinocana<sup>1</sup>, Edélti Faria Albertoni<sup>1</sup>, Luiz Ubiratan Hepp<sup>1,2,\*</sup>

<sup>1</sup> Laboratório de Limnologia, Programa de Pós-graduação em Ambientes Aquáticos Continentais – GBAC, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália, Km 8, s/n, CEP 96203-900, Bairro Carreiros, Rio Grande, RS, Brazil.

<sup>2</sup> Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim. Av. Sete de Setembro, 1621. Erechim, RS, CEP 99709–910, Brasil.

\* Corresponding Author: [luizuhepp@gmail.com](mailto:luizuhepp@gmail.com)

## **Abstract**

Agricultural land use causes fragmentation of habitats and removal of riparian vegetation, driving dissimilarity in the composition of assemblages of aquatic insects in streams. This dissimilarity reflects on changes in the functioning of these environments and can be generated by turnover and nestedness mechanisms. We explored the effect of agriculture on the beta diversity of insect assemblages of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) in headwater streams in an agricultural landscape. We measured the physical and chemical variables of the water and quantified the land use of the streams' drainage area to determine the environmental integrity of the streams. We found that biological dissimilarity was influenced by the environmental heterogeneity, but not by the geographical distance between streams. The beta diversity of EPT assemblages was structured by turnover. The variation in the agricultural intensity that occurs in the streams generated a more intense environmental heterogeneity, which caused the substitution of taxa in the streams as well as the reduction of taxonomic richness.

Keywords: beta diversity; stream insects; nestedness; stream integrity

## Introduction

Demographic explosion and the increased demand for food cause an increase of agricultural cultivation areas all over the world (Pongratz et al., 2008; Hooke et al., 2012; Ellis et al., 2013). As a consequence, large areas with native vegetation have been deforested in several regions of the world (Pongratz et al., 2008; Le Polain de Waroux et al., 2016). In cultivated areas, there are important aquatic ecosystems with innumerable ecosystem services, which are essential for the maintenance of aquatic and terrestrial biodiversity (Vigerstol & Aukema, 2011; Vidal-Abarca & Suarez, 2013).

Many studies report the negative effects of agriculture on small-scale streams. Deforestation of riparian vegetation by agricultural practices increases the temperature of the water and facilitates the input of agricultural chemicals into the streams, affecting the processing of pollutants and the habitat structure, increasing the sedimentation of the margins, and, consequently, causing the elimination of trophic groups of aquatic invertebrates (Sweeney et al., 2004; Studinki et al., 2012; Hamada et al., 2014). Effects of degradation of riparian zones on the composition of benthic invertebrates have been reported in studies in which the authors observed a decrease in the diversity and dominance of some groups more tolerant to anthropic changes (Benstead et al., 2003; Arnaiz et al., 2011; Selvakumar et al., 2014; Valente-Neto et al., 2015). The diversity (composition) and abundance of sensitive aquatic insects, especially the orders Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT), are altered by riparian deforestation in streams (Kasangaki et al., 2008; Ferreira et al., 2017).

Beta diversity is a component of gamma diversity (Whittaker, 1960) and can be defined as the variation in species composition in a community between different locations or time periods (Anderson et al., 2011). Beta diversity can be manifested by two mechanisms: (i) turnover, which is the substitution of species between communities, or (ii) nestedness, which occurs when the observed community is part of a larger community (Baselga, 2010). Both

mechanisms can be analysed along a spatial (Astorga et al., 2012; Rouquette et al., 2013), environmental (Gianuca et al., 2017), or temporal gradient (Korhonen et al., 2010). Thus, studies on the beta diversity of different communities have been carried out according to a partitioning model based on the Sorensen index ( $\beta_{sor}$ ), which calculates the percentage of dissimilarity that is explained by turnover ( $\beta_{sim}$ ) or nestedness ( $\beta_{nes}$ ) (Baselga & Orme, 2012; Ferreira et al., 2017). In this context, aquatic insect communities with low dispersion capacity may present beta diversity patterns generated by turnover (Astorga et al., 2012; Iversen et al., 2017). In addition, the beta diversity of communities with efficient dispersion capacity that occur in heterogeneous landscapes (Gianuca et al., 2017) or areas with strong environmental gradients (Hoverman et al., 2011) can also be structured by turnover. On the other hand, nested communities have been observed in fragmented habitats (Hill et al., 2011; Rubio & Simonetti, 2011; Buhk et al., 2017), where local extinction occurs, with species of low dispersion capacity (Hu et al., 2011; Rodriguez-Artigas et al., 2016; Gianuca et al., 2017).

In recent years, there has been an increase in ecological research on beta diversity, especially because of its usefulness in the establishment of conservation areas (Leaper et al., 2011; Jewitt et al., 2016; Sclar et al., 2016; Bergamin et al., 2017). Approaches to studies with beta diversity are effective in assessing the effect of habitat fragmentation (Collins et al., 2017; Hu et al., 2011), among other negative effects caused by anthropisation. In this study, we determined the structural mechanisms of beta diversity (turnover or nestedness) in EPT assemblages in subtropical streams. These streams are located in an agricultural landscape and present different conditions of riparian zone integrity. Whereas EPT assemblages are sensitive to human disturbances (Merritt et al., 2008; Domínguez & Fernández, 2009; Theodoropoulos & Iliopoulou-Georgudaki, 2010), the dissimilarity of the assemblages increases with the degradation of riparian zones. Still, we believe that the assemblages of streams most affected by agriculture will be nested to assemblages of less degraded streams. Finally, the limited

dispersion capacity observed in EPT (Hepp & Melo, 2013) will provide a dependence on biological dissimilarity with the geographic distance of the streams in the studied hydrological units.

## Material & Methods

### *Study area*

We collected samples of water, aquatic insects, and landscape information in 13 small-order streams (<3<sup>rd</sup> order) located in Southern Brazil (Figure 1). The climate is classified as humid subtropical, with an average precipitation of 1,781 mm and one mean annual temperature of 18.7°C (Biasi et al., 2008). The streams are located in the Atlantic Forest biome (Oliveira-Filho et al., 2013) in a fragmented matrix that is predominantly agricultural with small forest remnants (Decian et al., 2010). The vegetation is characterised as a mix between semi-deciduous seasonal forest and mixed ombrophilous forest (Loregian et al., 2012).

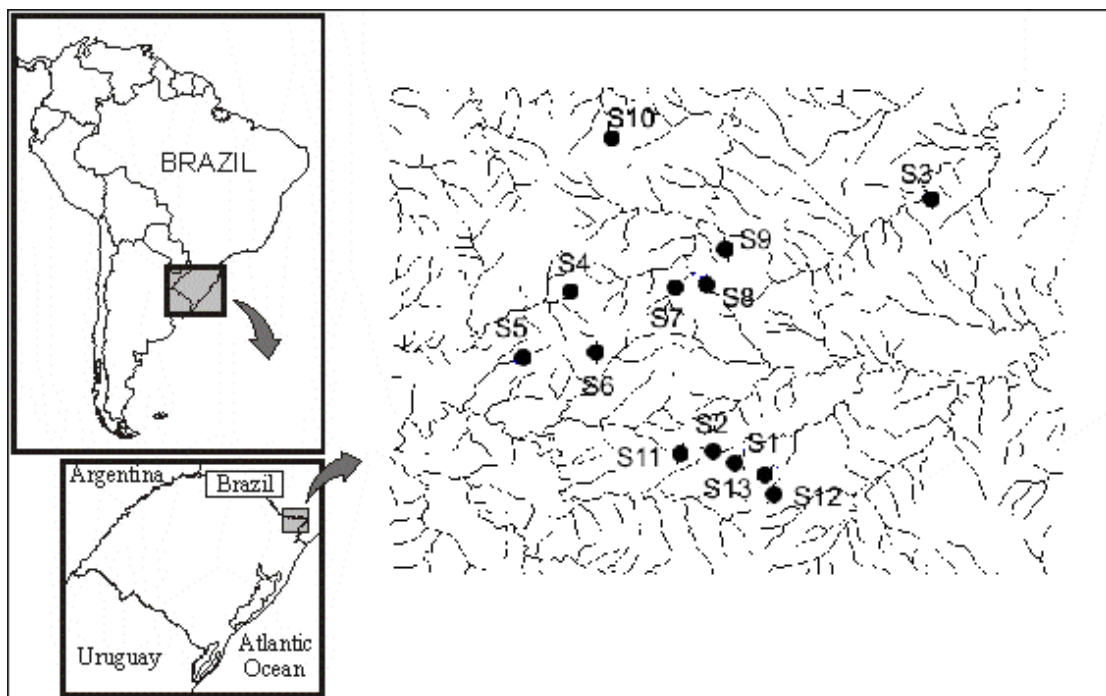


Figure 1. Geographic location of the 13 streams in southern of Brazil.



### *Collection of aquatic insects*

We collected the insects with a Surber sampler (area: 0.09 m<sup>2</sup>; mesh: 0.250 mm) in riffle stream with stony substratum (three subsamples) and leaf litter substratum (three subsamples) during the month of November 2016. We obtained a total of 78 sample units (13 streams x 2 types of microhabitat x 3 samples in each). We fixed the samples in the field with 96% ethanol and performed the screening of the organisms under a stereomicroscope. We identified the larvae of EPT up to the genus taxonomic level according to Olifiers et al. (2004), Pes et al. (2005), Merritt et al. (2008), Mugnai et al. (2010), and Segura et al. (2011). After identification, the organisms were stored in glass pots containing 70% alcohol and deposited in the Aquatic Invertebrate Collection of the Regional Museum of Alto Uruguay of Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões.

### *Environmental variables*

In the streams, we measured *in situ* the variables of water temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen, and turbidity using a HORIBA® multiparameter analyser. Also, we collected water samples to determine the concentrations of total dissolved nitrogen and dissolved organic carbon using a TOC Analyser (SHIMADZU®) and total phosphorus by spectrophotometry. All methodologies followed the recommendations described in Standard Methods (APHA, 2012).

We quantified the land-use classes in tree vegetation, agriculture, and pasture in the drainage area of each of the 13 streams studied. The classification of land uses followed the method of the supervised classification by maximum likelihood (maxlike). For demarcation of the land uses of riparian zones, we used the Brazilian Environmental Legislation (Brazilian Law 12,651/2012) and the Environmental Conflicts Charter. The calculation of the drainage areas and the classification of land uses were performed through the software MapInfo 8.5

and Idrisi 32. The cartographic base was used in a scale of 1:35,000, composed of articulated leaves and an ETM + sensor image of Landsat 7 satellite from the year 2016, with spatial resolution of 15 m; spectral bands 3, 4, 5; and a panchromatic view.

### *Data analysis*

Initially, we standardised the environmental variables using decostand (range: 0 to 1) of the „vegan“ package (Oksanen et al., 2017) and then ordered the streams according to their environmental characteristics using principal component analysis (PCA). We calculated the taxonomic richness (based on the number of EPT genera), abundance of organisms, Shannon diversity index ( $H' = \sum p_i \cdot \log p_i$ ), and Pielou equability. Also, due to the variability in the abundance of organisms among the streams, we calculated the rarified richness for each stream based on the lowest abundance found. Subsequently, we evaluated the environmental effects (scores of PC1, as previously described) on these metrics calculated from the use of linear regressions.

Afterwards, we evaluated the biological dissimilarity (beta diversity) from an abundance matrix (log-transformed;  $\log [x + 1]$ ) using the Bray–Curtis coefficient. In the same way, we calculated environmental heterogeneity (environmental data matrix) and spatial distance (geographic coordinates) using the Euclidean distance method. We evaluated the effects of environmental and spatial dissimilarity on biological dissimilarity using linear regressions. In addition, we partitioned the beta diversity into components turnover ( $\beta_{sim}$ ) and nestedness ( $\beta_{nes}$ ) according to the methodology proposed by Baselga and Orme (2012). Finally, we performed a hierarchical clustering analysis using the UPGMA method with the  $\beta_{sim}$  and  $\beta_{nes}$  components. All analyses were performed with the statistical programme R (R Core Team, 2017), using „vegan“ (Oksanen et al., 2017) and „betapart“ (Baselga & Orme, 2012) packages.

## Results

### *Environmental and landscape variables*

In the drainage area of the streams, we observed a low percentage of vegetation (<48%; Table 1, Supplementary Material) and a predominance of agricultural land use (from 19% to 88%). In streams with a higher percentage of agricultural occupation, we observed higher values of electrical conductivity and higher concentrations of nitrite and phosphate (Table 1, Supplementary Material). On the other hand, in streams with a higher percentage of natural vegetation, we observed neutral pH values (pH ~ 7) and higher oxygenation (> 8 mg L<sup>-1</sup>) (Table 1, Supplementary Material).

The first two principal components (PCs) explained 72% of the total variation of the environmental data (Figure 2). The PC1 explained 39.7% of the data variability and was associated with dissolved oxygen, pH, and percentage of vegetation (Figure 2). The PC2 explained 32.9% and was associated with the variables of electrical conductivity, turbidity, and percentage of agriculture (Figure 2).

### *Aquatic insects*

We collected a total of 3,603 individuals distributed in 31 genera, being 15 genera belonging to the order Ephemeroptera, 14 genera to the order Trichoptera, and five genera to the order Plecoptera (Table 2, Supplementary Material). Trichoptera was the most abundant order (59% of the total), followed by Ephemeroptera (38.6%) and Plecoptera (2.2%). The most abundant genera were *Smicridea* (Trichoptera, 34.7%), *Itaura* (Trichoptera, 17.4%), and *Caenis* (Ephemeroptera, 22%). On the other hand, the least abundant genera were *Marilia* (Trichoptera), *Nectopsyche* (Trichoptera), *Askola* (Ephemeroptera), and *Callibaetis* (Ephemeroptera), with only one specimen collected.

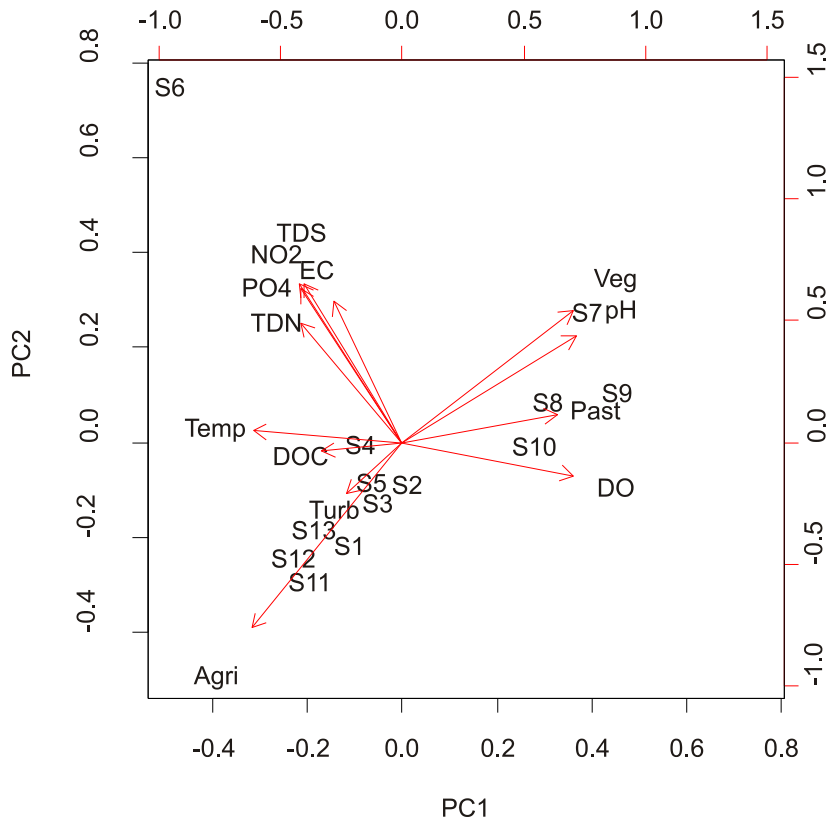


Figure 2. Principal Component Analysis where the distribution of the sampled streams according to the environmental variables. DO (dissolved oxygen), TDS (total dissolved solids), DOC (dissolved organic carbon), DTN (dissolved total nitrogen), PO4 (phosphate), NO2 (nitrite), EC (electric conductivity), Temp (water temperature), Turb (turbidity), Veg (vegetation), Past (pasture), Agri (agriculture).

The rarefied richness and the Shannon diversity index were positively influenced by the environmental quality of the riparian zones from the use of the PC1 scores ( $F_{1,11} = 7.2$ ,  $p = 0.02$ ,  $R^2 = 0.34$ ;  $F_{1,11} = 5.9$ ,  $p = 0.03$ ,  $R^2 = 0.29$ ; respectively; Figure 3). In addition, only environmental variability influenced the biological dissimilarity of EPT assemblies ( $F_{1,76} = 27.3$ ,  $p < 0.001$ ,  $R^2 = 0.26$ ; Figure 4).

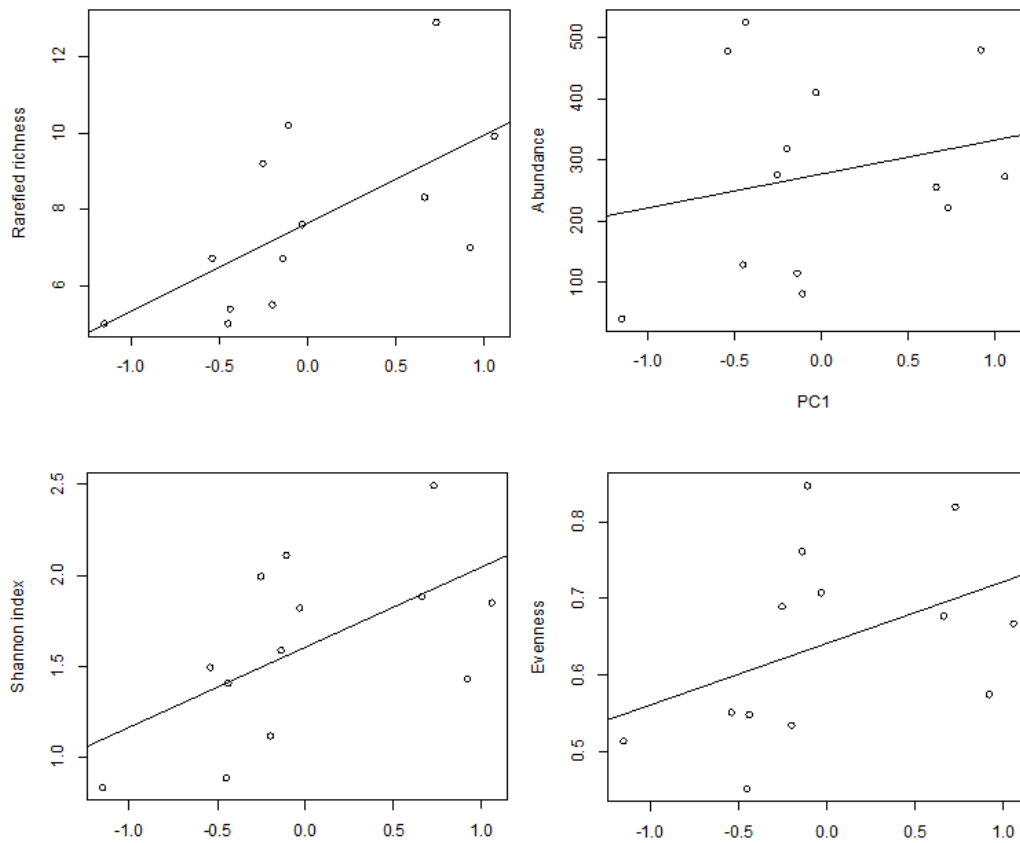


Figure 3. Linear regression plots showing the relationship between the explanatory variable PC1 and the variables response rarefied richness, abundance, Shannon index and equability of EPT assemblages collected in streams in the north of Rio Grande do Sul.

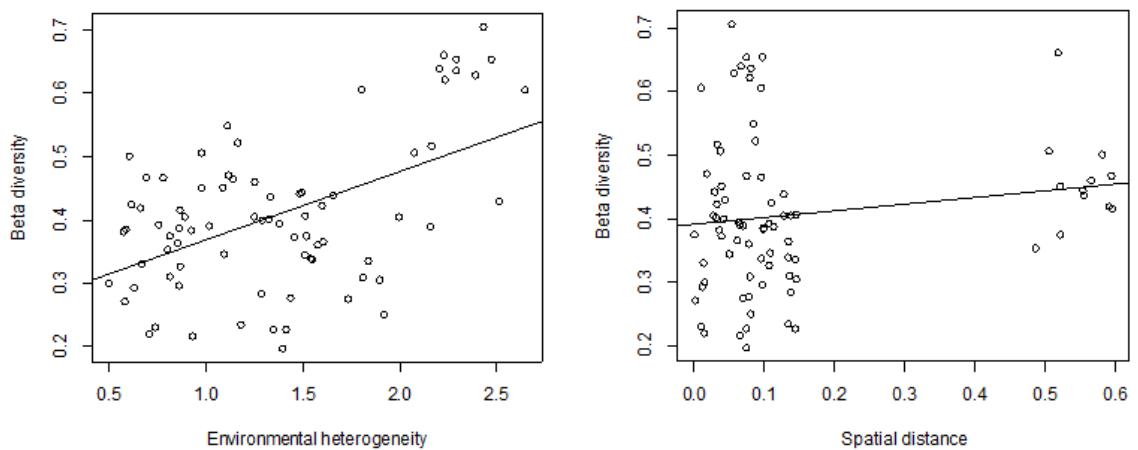


Figure 4. Linear regression plots showing the relationship of beta diversity with explanatory environmental dissimilarities and the spatial dissimilarity of the EPT assemblages of the streams collected in the northern region of Rio Grande do Sul.

### *Turnover and nestedness of EPT assemblages*

The largest proportion of the beta diversity of EPT assemblages was generated by turnover (Figure 5). The  $\beta_{sim}$  and  $\beta_{nes}$  quantifications for assemblages in the streams did not present clear patterns of clustering and were similar to the ordering of environmental variables (Figure 5). The streams with the least environmental integrity had EPT assemblages nested in streams of the highest environmental integrity.

### **Discussion**

We observed a positive effect of the riparian integrity of the studied streams on the diversity of EPT assemblages. The positive relationship between riparian vegetation and the diversity of EPT (rarefied richness and Shannon diversity index) is explained by the favourable ecological functions of riparian zones to aquatic systems. The regulation of temperature, creation of micro-habitat, and mainly the supply of allochthonous organic matter generate favourable conditions for the establishment of these organisms that are sensitive to environmental disturbances (Kasangaki et al., 2008; Bertaso et al., 2015; Bruno et al., 2014). In contrast, streams with adjacent areas impacted by agricultural land use present losses in the input of allochthonous organic matter and increases in the input of chemical fertilisers (Riseng et al., 2011; Bu et al., 2014; Astudillo et al., 2016). Likewise, riparian deforestation negatively affects the abundance and diversity of aquatic insects both specialist and sensitive, as well as some genera of EPT families (Kasangaki et al., 2008; Nessimian et al., 2008; Kabore et al., 2016).

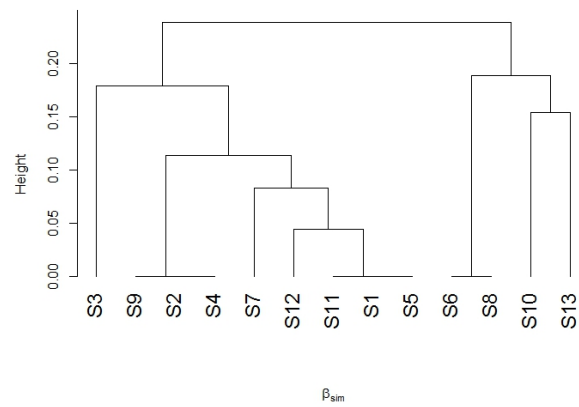
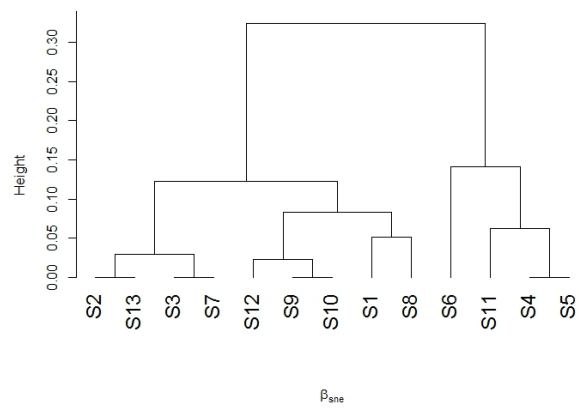
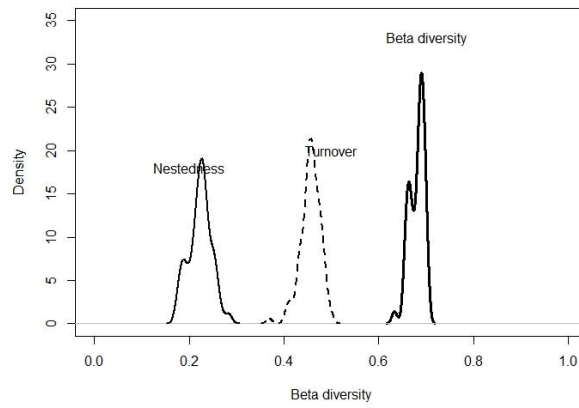


Figure 5. Partition of the total beta diversity ( $\beta_{sor}$ ) in Turnover ( $\beta_{sim}$ ) and Nestedness ( $\beta_{sne}$ ) of the EPT assemblages of the streams collected in the northern region of Rio Grande do Sul. Clustering analysis using arithmetic mean of  $\beta_{sim}$  and  $\beta_{sne}$  of dissimilarity of the EPT assemblages.

In our study, only environmental dissimilarity influenced biological dissimilarity. In general, environmental dissimilarity produces a decrease in the similarity of species composition (Astorga et al., 2014; Heino et al., 2015a) and selects the species that may or may not occur in a locality (Heino et al., 2015b; Zorzal-Almeida et al., 2017) and which species can co-occur in the same locality (Bar-Massada, 2015; Ulrich et al., 2016). Thus, the streams influenced by agriculture present homogeneous habitat, decreasing alpha diversity (Zeni & Casatti, 2014; Fugère et al., 2016; Sueyoshi et al., 2016). As observed in our study, conversion of land to agriculture reduced the alpha diversity of invertebrate assemblages in streams, causing an increase in beta diversity at EPT assemblages (Astorga et al., 2014; Fugère et al., 2016; Gimenez & Higuti, 2017). As EPT assemblages are characterised by existing in environments with good environmental conditions (Bispo et al., 2006), the environmental factors that we analysed in this study, mainly associated with agriculture, pasture, nutrient input, and riparian cover, were the main ones responsible for structuring these assemblies.

The absence of an effect of the geographic distance on the biological dissimilarity observed in our study was due to the low spatial scale in which the streams are located. Some studies have demonstrated that the geographic distance generates dissimilarity in the composition of the community of aquatic macroinvertebrates in streams (Hepp et al., 2012, 2013). On the other hand, Keilt et al. (2012) explain that beta diversity depends on the size of the observation unit. This suggests that our spatial scale was not large enough to observe its influence on the distribution of EPT assemblages. Moreover, the strong environmental variability observed in our streams may represent structuring effects much larger than the spatial variability. In a large-scale study, Astorga et al. (2012) demonstrated that invertebrates with efficient dispersion capacity are more related to environmental distances than to geographic distances.



In our study, the largest proportion of the beta diversity of EPT assemblies was explained by species turnover. This result coincides with recent studies evaluating other factors and scales in aquatic communities (Astorga et al., 2014; Heino et al., 2017; Langer et al., 2016). The turnover can be generated by environmental gradients (Aschonitis et al., 2016; Dimitriadis & Koutsoubas, 2011; Leaper et al., 2011) and the presence of barriers that limit the dispersion range (Hablützel & Pantel, 2017; Wen et al., 2016). Moreover, environmental heterogeneity (environmental dissimilarity) may contribute to turnover in aquatic organisms (Astorga et al., 2014; Heino et al., 2015b; Zorzal-Almeida et al., 2017). Thus, turnover in the EPT assemblages would be due to the environmental variation between natural and agricultural streams.

The intensity of agricultural activity associated with physical and chemical water alterations and the loss of riparian vegetation led to environmental heterogeneity, resulting in the replacement of specialist species by generalists. The environmental factors act as filters for species selection (sorting species) (Heino et al., 2015c), and this process could be responsible for the dissimilarity of species composition between sites within a given spatial scale (streams, in our case) (Heino et al., 2015b). Also, this process could be important on a small spatial scale such as ours (Heino et al., 2015b; Hill et al., 2017). In this study, the genus specialists *Phylloicus* and *Anacroneuria* were affected by habitat modifications expressed in riparian forest loss, decrease in allochthonous organic matter, and increase in temperature and luminosity caused by deforestation. However, *Itaura*, a genus of scraping habit, was favoured in these modified habitats. With the increase in light intensity, there is also an increase in primary productivity in the stream due to the deforestation of riparian forest (Allan & Castillo, 2007; Hamada et al., 2014) increasing the abundance of *Itaura*, occupying the space available due to the local extinction of the species specialists.

On the other hand, we observed a low proportion of beta diversity generated by nestedness, a result that coincides with a study evaluating patterns of nestedness in aquatic insects (Heino et al., 2010). Although the fragmentation of habitats generates nestedness (Buhk et al., 2017; Hill et al., 2011), the high dispersion capacity causes a decrease of this component (Heino et al., 2010; Korhonen et al., 2010), increasing the turnover component in a heterogeneous landscape (Gianuca et al., 2017). A recent study observed that some adult individuals of EPT assemblages have the potential to recolonize relatively distant areas (Graham et al., 2017); therefore, in our study, some species could fly between forest patches looking for environments with better environmental conditions and thus colonize places where species extinction occurred.

Our results demonstrate the importance of maintaining the characteristics of aquatic environments at the local and landscape levels for the conservation of their regional biodiversity. Future studies should cover a larger spatial scale to test the decay of similarity of assemblages of aquatic insects within a fragmented landscape. Studies about the theory of intermediate disturbance in beta diversity and the effect of the size of forest patches and the distance between them could clarify the patterns of extinction and colonization of insects of the EPT orders located in fragmented environments related to agriculture.

### **Acknowledgements**

We thank the support of Maiane Bury de Oliveira, Mayara Breda, Mariana Menegat, Patricia Lira Lazari, Rayana Caroline Picolotto and Wanessa Deliberalli to support in the field and laboratory works. We thank to Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) for scholarship for first author. LUH received financial support of the Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento (CNPq).

## References

Anderson, M. J., T. O. Crist, J. M. Chase, M. Vellend, B. D. Inouye, A. L. Freestone, N. J. Sanders, H. V. Cornell, L. S. Comita, K. F. Davies, S. P. Harrison, N. J. B. Kraft, J. C. Stegen & N. G. Swenson, 2011. Navigating the multiple meanings of  $\beta$  diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology letters* 14: 19-28.

Arnaiz, O. L., A. L. Wilson, R. J. Watts & M. M. Stevens, 2011. Influence of riparian condition on aquatic macroinvertebrate communities in an agricultural catchment in south-eastern Australia. *Ecological Research* 26: 123–131.

APHA, 2012. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. Washington DC.

Astorga, A., R. Death, F. Death, R. Paavola, M. Chakraborty & T. Muotka, 2014. Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. *Ecology and Evolution* 4: 2693–2702.

Astorga, A., J. Oksanen, M. Luoto, J. Soininen, R. Virtanen & T. Muotka, 2012. Distance decay of similarity in freshwater communities: do macro- and microorganisms follow the same rules? *Global Ecology and Biogeography* 21:365–375.

Astudillo, M. R., R. Novelo-Gutiérrez, G. Vázquez, J. G. García-Franco & A. Ramírez, 2016. Relationships between land cover, riparian vegetation, stream characteristics, and aquatic insects in cloud forest streams, Mexico. *Hydrobiologia* 768: 167-181.

Aschonitis, V. G., C. K. Feld, G. Castaldelli, P. Turin, E. Visona & E. A. Fano, 2016. Environmental stressor gradients hierarchically regulate macrozoobenthic community turnover in lotic systems of Northern Italy. *Hydrobiologia* 765: 131-147.

Allan, J. D. & M. M. Castillo, 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*. 2<sup>nd</sup> edition. Springer Science & Business Media.

Bar-Massada, A, 2015. Complex relationships between species niches and environmental heterogeneity affect species co-occurrence patterns in modelled and real communities. *Proceedings of the royal society B* 282: 20150927.

Baselga, A, 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134–143.

Baselga, A. & C. D. L. Orme, 2012. Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 808-812.

Bertaso, T. R. N., M. R. Spies, C. B. Kotzian & M. L.T. Flores, 2015. Effects of forest conversion on the assemblages structure of aquatic insects in subtropical regions. *Revista Brasileira de Entomologia* 59: 43-49.

Bergamin, R. S., V. A. G. Bastazini, E. Vélez-Martin, V. Debastiani, K. J. Zanini, R. Loyola & S. C. Muüller, 2017. Linking beta diversity patterns to protected areas: lessons from the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biodiversity and Conservation* 26: 1557-1568.

Benstead, J. P., M. M. Douglas & C. M. Pringle, 2003. Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern Madagascar. *Ecological Applications* 13: 1473-1490.

Biasi, C., S. V. Milesi, R. M. Restello & L. U. Hepp, 2008. Ocorrência e distribuição de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) em riachos de Erechim/RS. *Perspectiva* 32 : 171-183.

Bu, H., W. Meng, Y. Zhang & J. Wan, 2014. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators* 41: 187–197.

Buhk, C., M. Alt, M. J. Steinbauer, C. Beierkuhnlein, S. D. Warren & A. Jentsch, 2017. Homogenizing and diversifying effects of intensive agricultural land-use on plant species beta diversity in Central Europe – A call to adapt our conservation measures. *Science of the Total Environment* 576: 225-233.

Bruno, D., O. Belmar, D. Sacher-Fernandez, S. Guareschi, A. Millan & J. Velasco, 2014. Responses of mediterranean aquatic and riparian communities to human pressures at different spatial scales. *Ecological Indicators* 45: 456–464.

Bispo, P. C., L. G. Oliveira, L. M. Bini & K. G. Sousa, 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Brazilian Journal of Biology* 66: 611-622.

Collins, C. D., C. Banks-Leite, L. A. Brudvig, B. L. Foster, W.M. Cook, E. I. Damschen, A. Andrade, M. Austin, J. L. Camargo, D. A. Driscoll, R. D. Holt, W. F. Laurence, A. O. Nicholls & J. I. Orrock, 2017. Fragmentation affects plant community composition over time. *Ecography* 40 : 119-130.

Decian, V. S., E. M. Zanin, C. H. de Oliveira & F. Rosset, 2010. Diagnóstico ambiental do COREDE norte, RS: mapeamento do uso da terra na região Alto Uruguai e obtenção de banco de dados relacional de fragmentos de vegetação arbórea. *Ciência e Natura* 32 : 119-134.

Dimitriadis, C. & D. Koutsoubas, 2011. Functional diversity and species turnover of benthic invertebrates along a local environmental gradient induced by an aquaculture unit: the contribution of species dispersal ability and rarity. *Hydrobiologia* 670: 307-315.

Domínguez, E. & H. Fernández, 2009. Macroinvertebrados sudamericanos: Sistemática y biología. Tucumán, Fundación Miguel Lillo.

Ellis, E. C., J. O. Kaplan, D. Q. Fuller, S. Vavrus, K. K. Goldewijk & P. H. Verburg, 2013. Used planet: A global history. *PNAS* 110: 7978-7985.

Ferreira, W. R., L. U. Hepp, R. Ligeiro, D. R. Macedo, R. M. Hughes, P. R. Kaufmann & M. Callisto, 2017. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. *Ecological Indicators* 72: 365-373.

Fugère, V., A. Kasangaki & L. J. Chapman, 2016. Land use changes in an afrotropical biodiversity hotspot affect stream alpha and beta diversity. *Ecosphere* 7: 1-18.

Gimenez, B. C. G & J. Higuti, 2017. Land use effects on the functional structure of aquatic insect communities in Neotropical streams. *Inland Waters* 7: 305-313.

Gianuca, A. T., S. A. J. Declerck, P. Lemmens & L. De Meester, 2017. Effects of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of  $\beta$ -diversity. *Ecology* 98: 525-533.

Graham, S. E., R. Storey R & B. Smith, 2017. Dispersal distances of aquatic insects: upstream crawling by benthic EPT larvae and flight of adult Trichoptera along valley floors. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 51: 146-164.

Hablütze, P. L & J. H. Pantel, 2017. Strong spatial turnover in cichlid fish assemblages in the upper rio Madera (Amazon basin) despite the absence of hydrological barriers. *Hydrobiologia* 791: 221-235.

Hamada, N.; J. L. Nessimian & R. B. Querino, 2014. *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA Manaus.

Heino, J., H. Mykrä & J. Rintala, 2010. Assessing patterns of nestedness in stream insect assemblages along environmental gradients. *Ecoscience* 17: 345-355.

Heino, J., A. S. Melo, L. M. Bini, F. Altermatt, S. A. Al-Shami, D. G. Angeler, N. Bonada, C. Brand, M. Callisto, K. Cottenie, O. Dangles, D. Dudgeon, A. Encalada, E. Göthe, M. Groönroos, N. Hamada, D. Jacobsen, V. L. Landeiro, R. Ligeiro, R. T. Martins, M. L. Miserendino, C. S. M. Rawi, M. E. Rodrigues, F. O. Roque, L. Sandin, D. Schmera, L. F.

Sgarbi, J. P. Simaika, T. Siqueira, R. M. Thompson & C. R. Townsend, 2015a. A comparative analysis reveals weak relationship between ecological factor and beta diversity of stream insect metacommunities at two spatial levels. *Ecology and Evolution* 5: 1235-1248.

Heino, J., A. S. Melo & L. M. Bini, 2015b. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology* 60: 223-235.

Heino, J., A. S. Melo, T. Siqueira, J. Soininen, S. Valanko & L. M. Bini, 2015c. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology* 60: 845-869.

Heino, J., J. Soininen, J. Alahuhta, J. Lappalainen & R. Virtanen, 2017. Metacommunity ecology meets biogeography: effects of geographical region, spatial dynamics and environmental filtering on community structure in aquatic organisms. *Oecologia* 183: 121-137.

Hill, M. J., J. Heino, I. Thornhill, D. B. Ryves & P. J. Wood, 2017. Effects of dispersal mode on the environmental and spatial correlates of nestedness and species turnover in pond communities. *Oikos*. In press.

Hill, J. K., M. A. Gray, C. V. Khen, S. Benedick, N. Tawatao & K. C. Hamer, 2011. Ecological impacts of tropical forest fragmentation: how consistent are patterns in species richness and nestedness? *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 366: 3265-3276.



Hepp, L. U., V. L. Landeiro & A. S. Melo, 2012. Experimental assessment of the effects of environmental factors and longitudinal position on alpha and beta diversities of aquatic insects in a neotropical stream. *Hydrobiologia* 97: 157-167.

Hepp, L. U. & A. S. Melo, 2013. Dissimilarity of stream insect assemblages: effects of multiple scales and spatial distances. *Hydrobiologia* 703: 239–246.

Hooke, R. L., J. F. Martín-Duque & J. Pedraza, 2012. Land transformation by humans: a review. *GSA today* 22: 4-10.

Hoverman, J. T., C. J. Davis, E. E. Werner, D. K. Skelly, R. A. Relyea & K. L. Yurewicz, 2011. Environmental gradients and the structure of freshwater snail communities. *Ecography* 34: 1049-1058.

Hu, G., K. F. Feeley, J. Wu, G. Xu & M. Yu, 2011. Determinants of plant species richness and patterns of nestedness in fragmented landscapes: evidence from land-bridge islands. *Landscape Ecology* 26: 1405-1417.

Iversen, L. L., R. Rannap, L. Briggs & K. Sand-Jensen, 2017. Time-restricted flight ability influences dispersal and colonization rates in a group of freshwater beetles. *Ecology and Evolution* 7: 824-830.

Jewitt, D., P. S. Goodman, T. G. O'Connor, B. F. N. Erasmus & E. T. F. Witkowski, 2016. Mapping landscape beta diversity of plants across KwaZulu-Natal, South Africa, for aiding conservation planning. *Biodiversity and Conservation* 25: 2641-2654.

Kasangaki, A., L. J. Chapman & J. Balirwa, 2008. Land use and the ecology of benthic macroinvertebrate assemblages of high-altitude rainforest streams in Uganda. *Freshwater Biology* 53: 681-697.

Keil, P., O. Schweiger, I. Kühn, W. E. Kunin, M. Kuussaari, J. Settele, K. Henle, L. Brotons, G. Pe'er, S. Lenyel, A. Moustakas, H. Steinicke & D. Storch, 2012. Patterns of beta diversity in Europe: the role of climate, land cover and distance across scales. *Journal of Biogeography* 39: 1473–1486.

Kaboré, I., O. Moog, M. Alp, W. Guenda, T. Koblinger, K. Mano, A. Ouéda, R. Quédraogo, D. Trauner & A. H. Melcher, 2016. Using macroinvertebrates for ecosystem health assessment in semi-arid streams of Burkina Faso. *Hydrobiologia* 766: 57-74.

Korhonen, J. J., J. Soininen & H. Hillebrand, 2010. A quantitative analysis of temporal turnover in aquatic species assemblages across ecosystems. *Ecology* 91: 508–517.

Langer, T. A., B. A. Murry, K. L. Pangle & D. G. Uzarski, 2016. Species turnover drives  $\beta$ -diversity patterns across multiple spatial and temporal scales in Great Lake coastal wetland communities. *Hydrobiologia* 777: 55-56.

Leaper, R., N. A. Hill, G. J. Edgar, N. Ellis, E. Lawrence, C. R. Pitcher, N. S. Barrett & R. Thomson, 2011. Predictions of beta diversity for reef macroalgae across southeastern Australia. *Ecosphere* 2: 1-18.

Le Polain da Waroux, Y., R. D. Garrett, R. Heilmayr & E. F. Lambin, 2016. Land-use policies and corporate investments in agriculture in the Gran Chaco and Chiquitano. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: 4021-4026.

Loregian, A. C., B. B. Silva, E. M. Zanin, V. S. Decian, C. Henke-Oliveira & J. C. Budke, 2012. Padrões espaciais e ecológicos de espécies arbóreas refletem a estrutura em mosaicos de uma floresta subtropical. *Acta Botanica Brasilica* 26: 593-606.

Merritt, R. W., K. W. Cummins & M. B. Berg, 2008. An introduction to the aquatic insects of North America. Hunt Publishing Company.

Mugnai, R., J.L. Nessimian & D.F. Baptista, 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos. Technical Books Editora, Rio de Janeiro. 174p.

Nessimian, J. L., E. M. Venticinque, J. Zuanon, P. De Marco Jr, M. Gordo, L. Fidelis, J. D. Batista & L. Juen, 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614: 117-131.

Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. R. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens & H. Wagner. 2017. Vegan: community ecology package. <https://cran.r-project.org>, <https://github.com/vegandevs/vegan>

Oliveira-Filho, A.T., J. C. Budke, J. A. Jarenkow, P. V. Eisenlohr & D. R. M. Neves, 2013. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology* 8: 242-260.

Olfiers, M. H., L. F. M. Dorville, J. L. Nessiman & N. Hamada, 2004. A key to Brazilian genera of Plecoptera (Insecta) based on nymphs. *Zootaxa* 651: 1–15.

Prongratz, J., C. Reick, T. Raddatz & M. Claussen, 2008. A reconstruction of global agricultural areas and land cover for the last millennium. *Global Biogeochemical Cycles* 22: GB3018.

Pes, A. M. O., N. Hamada & J. L. Nessimian, 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 49: 181-204.

Riseng, C. M., M. J. Wiley, R. W. Black & M. D. Munn, 2011. Impacts of agricultural land use on biological integrity: a causal analysis. *Ecological Applications* 21: 3128-3146.

Rouquette, J. R., M. Dallimer, P. R. Armsworth, K. J. Gaston, L. Maltby & P. H. Warren, 2013. Species turnover and geographic distance in an urban river network. *Diversity and Distributions* 19: 1429-1439.

Rodriguez-Artigas, S. M., R. Ballester & J. A. Corronca, 2016. Factors that influence the beta-diversity of spider communities in northwestern Argentinean Grasslands. *PeerJ* 4: 1-19.

Rubio, A. V. & J. A. Simonetti, 2011. Lizard assemblages in a fragmented landscape of central Chile. *European Journal of Wildlife Research* 57:195:199.

R Core Team, 2017. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna,

Selvakumar, C., K. G. Sivaramakrishnan, S. Janarthanan, M. Arumugam & M. Arunachalam, 2014. Impact of riparian land-use patterns on Ephemeroptera community structure in river basins of the southern Western Ghats, India. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 412: 1-11.

Segura, M. O., F. Valente-Neto & A. A. Fonseca-Gessner, 2011. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 11: 394-412.

Sueyoshi, M., N. Ishiyama & F. Nakamura, 2016.  $\beta$ -diversity decline of aquatic insects at the microhabitat scale associated with agricultural land use. *Landscape and Ecological Engineering* 12: 187–196.

Scolar, J. B., J. J. Gilroy, W. E. Kunin & D. P. Edwards, 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation?. *Trends in Ecology & Evolution* 31: 67-80.

Sweeney, B. W., T. L. Bott, J. K. Jackson, L. A. Kaplan, J. D. Newbold, L. J. Standley, W. C. Hession & R. J. Horwitz, 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101: 14132-14137.

Studinski, J. M., K. J. Hartman, J. M. Niles & P. Keyser, 2012. The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology. *Hydrobiologia* 686: 107-117.

Theodoropoulos, C. & J. Iliopoulou-Georgudaki, 2010. Response of biota to land use changes and water and water quality degradation in two medium-sized river basins in southwestern Greece. *Ecological Indicators* 10: 1231-1238.

Ulrich, W., L. Lens, J. A. Tobias & J. C. Habel, 2016. Constrasting patterns of species richness and functional diversity in bird communities of east African cloud forest fragments. *PlosOne* 11 : 1-16

Valente-Neto, F., R. Koroiva, A. A. Fonseca-Gessner & F. O. Roque, 2015. The effect of riparian deforestation on macroinvertebrates associated with submerged woody debris. *Aquatic Ecology* 49: 115–125.

Vidal-Abarca, M, R. G. & M. L. A. Suarez, 2013. Which are, what is their status and what can we expect from ecosystem services provided by Spanish rivers and riparian areas?. *Biodiversity and Conservation* 22: 2469-2503.

Vigerstol, K. L. & J. E. Aukema, 2011. A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services. *Journal of Environmental Management* 92: 2403-2409.

Whittaker, R. H, 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279-338.

Wen, Z., Q. Quan., Y. Du, L. Xia, D. Ge & Q. Yang, 2016. Dispersal, niche, and isolation processes jointly explain species turnover patterns of nonvolant small mammals in a large mountainous region of China. *Ecology and evolution* 6: 946-960.

Zeni, J. O. & L. Casatti, 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia* 726: 259-270.

Zorzal-Almeida, S., L. M. Bini & D. C. Bicudo, 2017. Beta diversity of diatoms is drive by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity. *Hydrobiologia* 800: 7-16.

## 9- CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

Os resultados desta dissertação mostraram o impacto das atividades agrícolas sobre a dissimilaridade da composição de espécies de insetos aquáticos, além da importância da manutenção das características dos riachos e suas zonas ripárias. A manutenção de serviços ecológicos como o sombreamento, ingresso de matéria orgânica alóctone, purificação de água, estabilidade das margens, formação de micro-habitat, entre outros (Lovett et al., 2004; Parron et al., 2015) permitem a existência da fauna que habita nos riachos e o funcionamento normal destas comunidades. Assim, esta investigação gera subsídios para pensar que em geral a diversidade beta de comunidades de riachos está estruturada majoritariamente por *turnover* de espécies, conduzido principalmente, pela heterogeneidade ambiental. Ainda, ao longo desta dissertação podemos observar que estudos feitos sobre a diversidade beta em comunidades aquáticas ganharam um crescente interesse nos últimos anos (Astorga et al., 2014; Heino et al., 2015; Zorsal-Almeida et al., 2017; Heino et al., 2017). Desta forma, esperamos que o presente estudo contribua com maiores informações para a conservação das zonas ripárias, as quais são fundamentais para o funcionamento dos riachos.

Futuros estudos poderiam ser feitos complementando esta abordagem utilizada aqui, conjuntamente com estudos sobre os efeitos do distúrbio intermediário e processos e padrões ecológicos, considerando padrões de extinção e colonização de insetos aquáticos em riachos localizados em paisagens agrícolas. Esta abordagem de estudo poderia colaborar para a identificação de níveis de atividade agrícola que estejam mais próximos de um efeito que gere o mínimo de impacto ambiental possível.



## REFERÊNCIAS

- Astorga, A., R. Death, F. Death, R. Paavola, M. Chakraborty & T. Muotka, 2014. Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. *Ecology and Evolution* 4: 2693–2702.
- Heino, J., A. S. Melo & L. M. Bini, 2015. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology* 60: 223-235.
- Heino, J., J. Soininen, J. Alahuhta, J. Lappalainen & R. Virtanen, 2017. Metacommunity ecology meets biogeography: effects of geographical region, spatial dynamics and environmental filtering on community structure in aquatic organisms. *Oecologia* 183: 121-137.
- Lovett, S., Price, P. & Cork, S. 2004, „Riparian ecosystem services“, Fact Sheet 12, Land & Water Australia, Canberra.
- Parron, L. M; Garcia, J. R; De Oliveira, E. B; Gardner, C. B; Bardy, R. P. 2015. Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do bioma mata atlântica. Embrapa, 370 p.
- Zorzal-Almeida, S., L. M. Bini & D. C. Bicudo, 2017. Beta diversity of diatoms is drive by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity. *Hydrobiologia* 800: 7-16.

## 10- ANEXOS

**Table 1.** Physical-chemical characterization of studied streams in Southern Brazil.

Sites	Latitude	Longitude	Temp (oC)	pH	EC ( $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ )	Turbidez (UNT)	DO (mg/L)	TDS (mg/L)	NO <sub>2</sub> ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	PO <sub>4</sub> ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	DOC (mg/L)	DTN (mg/L)	Vegetation	Pasture	Agriculture
S1	27.4336	52.1445	17.2	6.7	104.0	5.5	7.76	0.067	2.220	46.175	2.174	1.67	0.161	0.152	0.683
S2	27.3259	52.716	16.6	6.4	77.6	4.1	8.41	0.036	3.380	58.000	2.161	2.586	0.227	0.063	0.704
S3	27.3653	52.2127	18.35	6.7	90.0	4.7	5.96	0.059	2.220	49.925	0.353	2.229	0.318	0.066	0.588
S4	27.3931	52.2343	17.7	7.0	80.0	4.2	6.87	0.058	2.220	68.675	1.103	2.032	0.189	0.057	0.730
S5	27.3616	52.1634	16.8	7.5	134.0	2.8	9.53	0.087	7.422	87.425	1.273	2.321	0.480	0.156	0.191
S6	27.4361	52.1619	16.7	7.2	77.0	2.5	8.33	0.05	10.023	54.925	1.051	0.78	0.473	0.095	0.339
S7	27.3055	52.1954	16.2	7.1	68.0	5.1	9.10	0.044	14.358	66.175	1.442	0.86	0.438	0.318	0.244
S8	27.3053	52.1953	15.0	7.0	75.0	3.1	8.75	0.049	2.220	73.675	2.072	1.519	0.295	0.175	0.451
S9	27.4315	52.1713	17.3	6.5	34.0	29.5	7.24	0.023	13.780	58.675	5.68	1.119	0.171	0.055	0.774
S10	27.4351	52.13	18.5	6.4	122.3	4.8	8.02	0.064	9.730	60.500	2.421	1.357	0.059	0.053	0.880
S11	27.4351	52.132	17.4	6.5	106.0	4.4	7.37	0.069	22.451	79.925	0.474	2.027	0.086	0.035	0.874
S12	27.4012	52.2031	18.4	6.7	233.0	6.3	5.76	151	235.700	968.000	3.6	3.808	0.277	0.051	0.332
S13	27.4248	52.1332	17.7	6.4	45.0	4.5	7.42	0.049	9.445	47.425	3.055	1.379	0.157	0.114	0.725

**Table 2.** Taxa of the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera sampling in streams of southern Brazil.

		Streams												
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13
<b>TRICHOPTERA</b>														
Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i> von Siebold													
	1856	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0
Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i> Mueller 1880	33	1	11	5	6	0	8	41	9	27	1	3	8
Hydropyichidae	<i>Smicridea</i> Mosely &													
	Kimmins 1953	54	151	22	30	44	31	284	13	118	61	98	202	143
Glossosomatidae	<i>Itaura</i>	54	55	2	5	3	3	45	28	14	34	5	168	212
Philopotamidae	<i>Chimarra</i> Stephens, 1829	9	8	2	0	5	0	9	0	1	0	0	2	0
Philopotamidae	<i>Wormaldia</i> McLachlan,													
	1865	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Hydroptilidae	<i>Ocrotrichia</i> Mosely, 1934	0	1	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0
Hydroptilidae	<i>Neotrichia</i> Morton, 1905	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	<i>Metrichia</i> Ross, 1938	0	2	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
Odontoceridae	<i>Marilia</i> Mueller, 1880	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i> Banks, 1905	2	1	14	0	0	0	1	6	5	0	0	1	0
Hydrobiosidae	<i>Nectopsyche</i> Mueller, 1879	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Polycentropodidae	<i>Cernotia</i>	0	0	4	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0
Polycentropodidae	<i>Cyrnellus</i> Banks, 1913	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0

**EPHEMEROPTERA**

Caenidae	<i>Caenis</i> Stephens, 1835	83	75	10	218	25	0	61	30	37	85	17	17	133	
Leptophlebiidae	<i>Massartella</i> Lestage, 1924	0	2	0	0	0	0	0	4	1	1	0	0	0	
Leptophlebiidae	<i>Farrodes</i> Peters, 1971	4	9	8	0	27	0	40	10	47	2	3	11	3	
Leptophlebiidae	<i>Hagenulopsis</i> Ulmer, 1919	1	0	0	0	0	0	0	4	2	10	0	0	4	
Leptophlebiidae	<i>Thraulodes</i> Ulmer, 1920	3	0	2	0	0	0	0	30	0	19	0	5	2	
Leptophlebiidae	<i>Askola froehlichii</i> Peters 1969	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
	<i>Genero4</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0	
Leptophlebiidae	<i>Perissopplebiodes</i> Savage, 1938	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	
Baetidae	<i>Tupiara</i> Salles, Iugo Ortiz, da Silva & Francischetti, 2003	1	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	
Baetidae	<i>Cloeodes</i> Traver, 1938	6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
Baetidae	<i>Callibaetis</i> Eaton, 1881	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Baetidae	<i>Americabaetis</i> Kluge, 1992	13	23	1	31	0	2	13	7	16	6	0	22	9	
Baetidae	<i>Baetodes</i> Needham & Murphy 1924	3	55	0	23	4	3	11	24	4	1	3	39	2	
Leptohyphide	<i>Leptohyphes</i> Eaton, 1882	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	
Leptohyphidae	<i>Tricorythopsis</i> Traver, 1958	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	
<b>PLECOPTERA</b>															
Gripopterygidae	<i>Tupiperla</i> Froehlich, 1969	6	27	3	5	1	0	2	0	3	4	2	2	6	
Perlidae	<i>Anacroneuria</i> Klapalek, 1909	0	0	2	0	0	0	0	6	11	0	0	1	0	

## **NORMAS DA REVISTA HYDROBIOLOGIA**

### **Instructions for authors**

#### **General**

Hydrobiologia publishes original articles in the fields of limnology and marine science that are of interest to a broad and international audience. The scope of Hydrobiologia comprises the biology of rivers, lakes, estuaries and oceans and includes palaeolimnology and oceanology, taxonomy, parasitology, biogeography, and all aspects of theoretical and applied aquatic ecology, management and conservation, ecotoxicology, and pollution. Purely technological, chemical and physical research, and all biochemical and physiological work that, while using aquatic biota as test objects, is unrelated to biological problems, fall outside the journal's scope.

#### **Manuscript submissions**

##### **Manuscript Submission**

Submission of a manuscript implies: that the work described has not been published before; that it is not under consideration for publication anywhere else; that its publication has been approved by all co-authors, if any, as well as by the responsible authorities – tacitly or explicitly – at the institute where the work has been carried out. The publisher will not be held legally responsible should there be any claims for compensation.

##### **Permissions**

Authors wishing to include figures, tables, or text passages that have already been published elsewhere are required to obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format and to include evidence that such permission has been granted when submitting their papers. Any material received without such evidence will be assumed to originate from the authors.

##### **Online Submission**

Please follow the hyperlink “Submit online” on the right and upload all of your manuscript files following the instructions given on the screen.

#### **Title page**

##### **Title Page**

The title page should include:

The name(s) of the author(s)

A concise and informative title

The affiliation(s) and address(es) of the author(s)

The e-mail address, telephone and fax numbers of the corresponding author

##### **Abstract**

Please provide an abstract of 150 to 200 words. Abstracts longer than 200 words cannot be uploaded. The abstract should not contain any undefined abbreviations or unspecified references.

The abstract should start with the aim of research, preferably a hypothesis to be tested, followed by the main methods used, major results obtained and implications of these findings that may be of interest to a wide and international, scientific audience. Numerical data in the abstract should be avoided as much as possible.

##### **Keywords**

Please provide 4 to 6 keywords which can be used for indexing purposes.

Keywords should not include any word or term that already appears in the title.

#### **Text**

##### **Text Formatting**

Manuscripts should be submitted in Word.

Use a normal, plain font (e.g., 10-point Times Roman) for text.

Use italics for emphasis.

Use the automatic page numbering function to number the pages.

Do not use field functions.

Use tab stops or other commands for indents, not the space bar.

Use the table function, not spreadsheets, to make tables.

Use the equation editor or MathType for equations.

Save your file in docx format (Word 2007 or higher) or doc format (older Word versions).

Manuscripts with mathematical content can also be submitted in LaTeX.

LaTeX macro package (zip, 182 kB)

##### **Headings**

Please use no more than three levels of displayed headings.

##### **Abbreviations**

Abbreviations should be defined at first mention and used consistently thereafter.

Footnotes

Acknowledgments of people, grants, funds, etc. should be placed in a separate section on the title page. The names of funding organizations should be written in full.

### **Scientific style**

Authors are urged to comply with the rules of biological nomenclature, as expressed in the International Code of Zoological Nomenclature, the International Code of Botanical Nomenclature, and the International Code of Nomenclature of Bacteria. When a species name is used for the first time in an article, it should be stated in full, and the name of its describer should also be given. Descriptions of new taxa should comprise official repository of types (holotype and paratypes), author's collections as repositories of types are unacceptable.

Genus and species names should be in italics.

### **Wording**

Please, do not use words as “physicochemical”, “physico.chemical”, “physiochemical”, etc. “Physical and chemical” or, when appropriated, “physiological and chemical” or “biochemical” should be preferred.

### **References**

References in the text will use the name and year system: Adam & Eve (1983) or (Adam & Eve, 1983). For more than two authors, use Adam et al. (1982). References to a particular page, table or figure in any published work is made as follows: Brown (1966: 182) or Brown (1966: 182, fig. 2). Cite only published items; grey literature (abstracts, theses, reports, etc) should be avoided as much as possible. Papers which are unpublished or in press should be cited only if formally accepted for publication.

References will follow the styles as given in the examples below, i.e. journals are NOT abbreviated (as from January 2003), only volume numbers (not issues) are given, only normal fonts are used, no bold or italic.

Engel, S. & S. A. Nichols, 1994. Aquatic macrophytes growth in a turbid windswept lake. *Journal of Freshwater Ecology* 9: 97–109.

- Horne, D. J., A. Cohen & K. Martens, 2002. Biology, taxonomy and identification techniques. In Holmes, J. A. & A. Chivas (eds), *The Ostracoda: Applications in Quaternary Research*. American Geophysical Union, Washington DC: 6–36.
- Maitland, P. S. & R. Campbell, 1992. *Fresh Water Fishes*. Harper Collins Publishers, London.
- Tatrai, I., E. H. R. R. Lammens, A. W. Breukelaar & J. G. P. Klein Breteler, 1994. The impact of mature cyprinid fish on the composition and biomass of benthic macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie* 131: 309–320.

### **Tables**

- All tables are to be numbered using Arabic numerals.
- Tables should always be cited in text in consecutive numerical order.
- For each table, please supply a table caption (title) explaining the components of the table.
- Identify any previously published material by giving the original source in the form of a reference at the end of the table caption.
- Footnotes to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data) and included beneath the table body.

### **Artwork and illustrations guidelines**

- Color Art
- Color art is free of charge for online publication.
- If black and white will be shown in the print version, make sure that the main information will still be visible. Many colors are not distinguishable from one another when converted to black and white. A simple way to check this is to make a xerographic copy to see if the necessary distinctions between the different colors are still apparent.
- If the figures will be printed in black and white, do not refer to color in the captions.
- Color illustrations should be submitted as RGB (8 bits per channel).

### **Electronic supplementary material**

Springer accepts electronic multimedia files (animations, movies, audio, etc.) and other supplementary files to be published online along with an article or a book chapter. This feature can add dimension to the author's article, as certain information cannot be printed or is more convenient in electronic form.

Before submitting research datasets as electronic supplementary material, authors should read the journal's Research data policy. We encourage research data to be archived in data repositories wherever possible.