



UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS NATURAIS E TECNOLÓGICAS
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE NOVA XAVANTINA



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

DENIS SILVA NOGUEIRA

**ECOLOGIA DE TRICHOPTERA KIRBY, 1813 (INSECTA) DO
LESTE DE MATO GROSSO, BRASIL: DISTRIBUIÇÃO,
COMPOSIÇÃO E PADRÕES LOCAIS E REGIONAIS DE
DIVERSIDADE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientadora: Dr^a. Helena S. R. Cabette

NOVA XAVANTINA
MATO GROSSO – BRASIL

2011

DENIS SILVA NOGUEIRA

**ECOLOGIA DE TRICHOPTERA KIRBY, 1813 (INSECTA) DO
LESTE DE MATO GROSSO, BRASIL: DISTRIBUIÇÃO,
COMPOSIÇÃO E PADRÕES LOCAIS E REGIONAIS DE
DIVERSIDADE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientadora: Dr^a. Helena S. R. Cabette.

NOVA XAVANTINA
MATO GROSSO – BRASIL

2011

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
GPT/BC/UFG

N778e Nogueira, Denis Silva.
Ecologia de Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) do leste de Mato Grosso, Brasil [manuscrito] : distribuição, composição e padrões locais e regionais de diversidade / Denis Silva Nogueira. - 2011.
vii, 92 f. : il., figs, tabs.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Helena Ramos Cabette.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado de Mato Grosso, Mestrado em Ecologia e Conservação, 2011.

Bibliografia.

Inclui lista de tabelas e figuras.

Apêndices.

1. Trichoptera (Insecta). 2. Ecologia de riachos. 3. Transição Cerrado – Floresta Amazônica – Mato Grosso (Estado). 4. Biodiversidade – Conservação – Mato Grosso (Estado). 5. Teoria Neutra. I. Título.

CDU: 595.7:574.1(817.2)

**Ecologia de Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) do leste de Mato
Grosso, Brasil: distribuição, composição e padrões locais e regionais
de diversidade**

DENIS SILVA NOGUEIRA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso como requisito à obtenção do título de mestre.

APROVADA em 17 de fevereiro de 2011, pela BANCA EXAMINADORA:

Prof.^a Dr.^a Helena Soares Ramos Cabette
Departamento de Ciências Biológicas
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT

Prof. Dr. Jorge Luiz Nessimian
Departamento de Zoologia
Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ

Prof. Dr. Frederico Falcão Salles
Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas
Universidade Federal de Espírito Santo - UFES

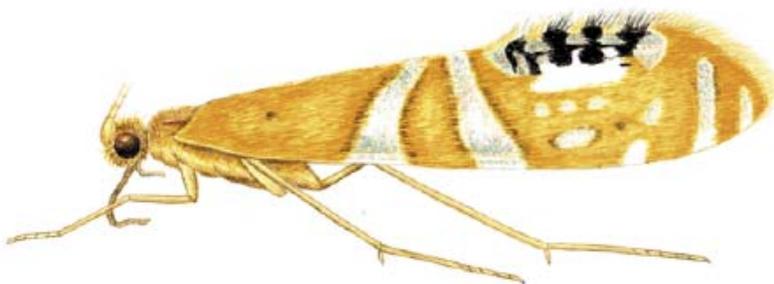
Dr.^a Joana Darc Batista
Laboratório de Entomologia
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT

“A coisa mais injusta sobre a vida é a maneira como ela termina. Eu acho que o verdadeiro ciclo da vida está todo de trás pra frente. Nós deveríamos morrer primeiro, nos livrar logo disso.

Daí viver num asilo, até ser chutado pra fora de lá por estar muito novo. Ganhar um relógio de ouro e ir trabalhar. Então você trabalha 40 anos até ficar novo o bastante pra poder aproveitar sua aposentadoria. Aí você curte tudo, bebe bastante álcool, faz festas e se prepara para a faculdade.

Você vai para colégio, tem várias namoradas, vira criança, não tem nenhuma responsabilidade, se torna um bebezinho de colo, volta pro útero da mãe, passa seus últimos nove meses de vida flutuando. E termina tudo com um ótimo orgasmo! Não seria perfeito?”

Charles Chaplin



Nectopsyche sp.

*A meus pais, que apesar das dificuldades
nunca mediram esforços para que
minha irmã e eu pudéssemos nos
dedicar aos estudos. Dedico não só estes
mas todos os méritos desta árdua caminhada.*

AGRADECIMENTOS

A meus pais, Maria Aparecida e José Eugênio, que sempre me incentivaram, me fomentaram e possibilitaram concretizar este sonho... pela força que me deram sempre mesmo sem compreender minha ausência... por acreditarem no meu trabalho... por me ensinarem o verdadeiro significado da dignidade e do respeito, agradeço.

À minha orientadora e amiga Helena Cabette, conselheira de todos os momentos... exemplo de amor à ciência, à sua profissão de Professora, à Biologia. Obrigado por acreditar no meu potencial... por confiar no meu trabalho... por ter me ensinado tanto de biologia, de ciência e principalmente da vida.

Ao Leandro Juen, exemplo de determinação, de dedicação... pelo incentivo, pelos conselhos, pelo companheirismo e principalmente pela amizade. Você é sem dúvida responsável pelo meu crescimento profissional nos últimos anos... Obrigado por confiar no meu trabalho... pela ajuda nas análises estatísticas, pelas idéias, pelas teorias... por sempre se preocupar conosco...

À grande amiga, colega de Mestrado e parceira de Laboratório Yulie Shimano... Obrigado por todas as discussões, pelas sugestões neste e em outros trabalhos... pelos puxões de orelha... pelas palavras de incentivo. Você em traduz competência em tudo o que faz! À Karina Dias, Lourivaldo Castro, Joana Darc, Mariana, Mayla, Núbia, Thiago Mendes, Leandro Brasil e a toda equipe do Laboratório de Entomologia, pelo suporte em campo e por compartilharem do amor aos insetos aquáticos... Aos novatos, Thiago Faustino e Andrezza Sayuri, pedala calouros!

Aos meus amigos e colegas de Mestrado, Edmar, grande amigo e parceiros de muitos momentos... à Priscylla Mattos por sua amizade, ao Leandro Santos, por seu um exemplo de dedicação a todos. À Andrezza por ter me aturado falando e falando e falando deste trabalho e de várias outras questões neste último ano... Aos amigos que compreendem (ou não) as razões da minha ausência.

Ao Programa de Mestrado em Ecologia e Conservação, da Universidade do Estado de Mato Grosso, por ter fomentado os recursos necessários à realização da dissertação. À secretária do Programa Núbia Giehl, por cuidar da nossa vida burocrática.

Ao Laboratório de Limnologia da Universidade Federal de Goiás, e ao Professor Paulo de Marco Jr. Pelas dicas e por ter me aberto as portas de seu Laboratório.

Aos colaboradores desse trabalho Leandro Juen, Yulie Shimano, Helena Cabette, por todas as correções e dicas que com certeza enriqueceram a dissertação.

À Dra. Joana Darc Batista e ao Prof. Dr. Ricardo Keichi Umetsu pelas correções e sugestões a uma versão prévia da dissertação e ao Dr. Frederico F. Salles e à Dra. Ana Maria O. Pes pela correção prévia do primeiro capítulo.

Aos membros da banca examinadora Dr. Jorge Luiz Nessimian, Dr. Frederico F. Salles e à Joana Darc Batista pelas contribuições e disponibilidade.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente com este trabalho, com minha formação profissional e pessoal.

SUMÁRIO

RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	2
LISTA DE TABELAS.....	3
LISTA DE FIGURAS.....	4
INTRODUÇÃO GERAL.....	6
FORMATAÇÃO.....	10
CAPÍTULO 1 - Novos registros e notas sobre distribuição geográfica de espécies de Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) do Estado de Mato Grosso, Brasil.....	11
Abstract.....	11
Resumo.....	12
Introdução.....	12
Material e Métodos.....	13
Resultados.....	15
Discussão.....	19
Referências.....	24
CAPÍTULO 2 - Efeitos da distância espacial, integridade e variáveis ambientais sobre a diversidade alfa e beta em comunidades de Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) em riachos do Cerrado do Mato Grosso, Brasil.....	27
Resumo.....	27
Abstract.....	28
Introdução.....	29
Material e métodos.....	32
Resultados.....	37
Discussão.....	45
Referências.....	51
Apêndice.....	58
CAPÍTULO 3 - O papel de fatores ambientais e espaciais na estruturação de comunidades de Trichoptera em rios da transição Cerrado - Floresta Amazônica.....	60
Resumo.....	60
Abstract.....	61
Introdução.....	61
Material e Métodos.....	63
Resultados.....	68
Discussão.....	74
Referências.....	77
CONCLUSÃO GERAL.....	80
ANEXOS.....	81

RESUMO

A ordem Trichoptera Kirby, 1813 representa um das mais abundantes e diversos grupos de insetos aquáticos viventes nos ecossistemas de água doce do mundo. Aproximadamente 13.500 espécies são descritas, sendo aproximadamente 480 espécies para o Brasil, mas estima-se que apenas cerca de 20 a 25% da fauna mundial seja atualmente conhecida. As larvas são importantes componentes da dinâmica trófica e fluxo de energia nos córregos, rios e lagos onde habitam e são sensíveis a diversos níveis de poluição. O presente estudo teve como objetivos inventariar a fauna formalmente conhecida e prover novos registros de Trichoptera para o estado de Mato Grosso; descrever os padrões de diversidade e estrutura das comunidades em escalas local e regional, sob hipóteses das teorias neutra e do nicho. Neste estudo são providos os primeiros registros da ocorrência de 11 espécies, incluindo *Nectopsyche quatourguttata* e *N. nigricapilla*, registradas pela primeira vez para o Brasil, sendo a lista de espécies conhecidas para o estado de Mato Grosso atualizada, totalizando assim 31 espécies. Dois importantes efeitos dos fatores ambientais locais e de processos regionais foram verificados neste estudo. Primeiro, foi possível evidenciar efeitos significativos da dissimilaridade ambiental e das distâncias espacial sobre a diversidade beta de Trichoptera, sendo melhor explicada por processos neutros. Segundo, foi possível evidenciar que na escala estudada a estruturação, ou seja, a composição e número de indivíduos de cada espécie nas comunidades foi exclusivamente associados a fatores ambientais locais, mostrando um maior efeito de processos do nicho das espécies na organização das comunidades. Apesar de conflitantes, estes resultados não podem ser vistos como mutuamente exclusivos, pois revelam que tanto processos neutros como do nicho atuam para estruturar as comunidades locais, mas direcionam a comunidade a estágios diferentes de equilíbrio. Estes resultados estão de acordo com as hipóteses que conciliam aspectos neutros (dispersão) e do nicho como potenciais explanatórios para a estruturação e diversidade beta das comunidades.

Palavras chave: Trichoptera, ecologia de riachos, padrões de diversidade, teoria neutra, teoria do nicho, biodiversidade e conservação.

ABSTRACT

The Trichoptera Kirby, 1813 represent one of the most abundant and diverse groups of aquatic insects living in freshwater ecosystems of the world. Approximately 13.500 species are described, being approximately 480 species to Brazil, but estimates that just about 20 to 25% of the world's fauna is known. The larvae are important components of the trophic dynamics and energy flow in streams, rivers and lakes where inhabit and are sensitive at several pollution levels. The objective this study was to inventory the fauna formally known and provide new registers of Trichoptera from Mato Grosso state; to describe patterns of diversity and structure of the communities in local and regional scale, under the hypothesis of neutral and niche theories. In this study are provided the first record of 11 Trichoptera species, including *Nectopsyche quatourguttata* and *N. nigricapilla*, registered for the first time to Brazil, updating the list of species known from Mato Grosso to 31 species. Two important effects of local environmental and regional processes were verified in this study. First, was possible to evidence significant effects of space distance and environmental dissimilarity on beta diversity of Trichoptera, being explained better by neutral processes. Second, was possible to evidence that in studied scale the structuring, in other words, the composition and number of individuals of each species in the communities, were exclusively associated to environmental factor, showing a larger effect of processes of the niche of the species in the communities organization. In spite of conflict, these results cannot be mutually exclusive, because they reveal that as neutral as niche processes act to structure the local communities, but they address the community to apprenticeships differentiate of balance. These results are in agreement with the hypotheses that reconcile neutral (dispersion) and niche (environment) aspects as potentials explanatory for the beta diversity and structuring communities.

Keywords: Trichoptera, stream ecology, diversity patterns, neutral theory, niche theory, biodiversity and conservation.

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1. Lista dos sítios de amostragem, suas respectivas siglas e coordenadas geográficas dos tributários com novas ocorrências para o leste de Mato Grosso, Brasil, 1999/2008.

Tabela 2 - Lista das espécies de Trichoptera registradas para Mato Grosso, incluindo novos registros e distribuição nos estados do Brasil.

Capítulo 2

Tabela 1 – Lista dos pontos de coleta, com suas respectivas sub-bacias, localização geográfica e índice de integridade de hábitat (IIH) (CO - Rio Corrente; PI - Rio Pindaíba; SM - Rio Suiá-Miçú).

Tabela 2 – Médias e desvios padrão (DP), mínima e máxima e os valores do coeficiente de determinação e o nível de significância para o teste de autocorrelação espacial obtido através do coeficiente I de Moran para todas as variáveis ambientais coletadas nos locais das sub-bacias dos Rios Corrente, Pindaíba e Suiá-Miçú, MT, Brasil.

Tabela 3 – Variação da Abundância, riqueza estimada pelo *jackknife* (média e desvio padrão) e da diversidade beta (β , média e desvio padrão), entre os locais das três bacias estudadas. (As siglas dos locais e bacias estão representadas na Tabela 1).

Tabela 4 – Relação linear da abundância e riqueza estimada de espécies com as variáveis ambientais amostradas nas sub-bacias do Rio Corrente, Pindaíba e Suiá-Miçú, Mato Grosso, Brasil.

Tabela 5 – Testes de Mantel e Mantel parcial, avaliando o efeito das matrizes ambiental e espacial sobre a diversidade beta da comunidade de Trichoptera de rios e córregos da região leste de Mato Grosso.

Tabela 6 – Efeito das variáveis ambientais sobre a média de diversidade beta de cada sítio amostrado em três sub-bacias do leste de Mato Grosso, Brasil. (Beta – Coeficiente Beta, DP: desvio padrão, p: nível de significância 95%).

Capítulo 3

Tabela 1 – Lista dos pontos de coleta, com suas respectivas sub-bacias, localização geográfica e Índice de Integridade de Hábitat (IIH). (CO - Rio Corrente; PI - Rio Pindaíba; SM - Rio Suiá-Miçú).

Tabela 2 – Médias e desvios padrão (DP), mínima e máxima e os valores do coeficiente de determinação e o nível de significância para o teste de autocorrelação espacial obtido através do coeficiente I de Moran para todas as variáveis ambientais coletadas nos locais das sub-bacias dos Rios Corrente, Pindaíba e Suiá-Miçú, MT, Brasil.

Tabela 3 - Resultados das Análises de Redundância parcial (RDAP) para os dados de abundância, presença/ausência e riqueza de espécies. A variância foi significativa a um nível inferior a 0,05%, e a importância relativa de cada parâmetro está representada pelo R^2 ajustado. (A: variação exclusivamente ambiental; B: variação ambiental espacialmente estruturada; C: variação estritamente espacial; D: variação residual).

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1 – Mapa de distribuição dos sítios de amostragem com novos registros de Trichoptera para a região leste de Mato Grosso, Brasil.

Capítulo 2

Figura 1 – Locais amostrados nas bacias do Rio Pindaíba, Corrente e Suiá-Miçú, região leste de Mato Grosso (legendas dos locais e sub-bacias na Tabela 1).

Figura 2 - Diagrama do padrão de autocorrelação espacial para as variáveis e riqueza de espécies de Trichoptera da região leste de Mato Grosso, mostrando as sete classes de distância geográfica obtidas a partir do coeficiente de autocorrelação I de Moran.

Figura 3 – Relação entre a abundância logaritimizada e integridade de hábitat (A) e pH (B), em riachos do Cerrado da região leste de Mato Grosso, Brasil (Os valores de R^2 , P, e a equação da reta são apresentados para todas as variáveis na Tabela 4).

Figura 4 – Relação entre a abundância e a amplitude de distribuição das larvas de Trichoptera em riachos do Cerrado da região leste de Mato Grosso, Brasil.

Figura 5 – Riqueza de Trichoptera nas sub-bacias dos rios Corrente, Suiá-Miçú e Pindaíba, Mato Grosso, mostrando a variação da riqueza estimada pelo *jackknife* para as três sub-bacias (A) e a riqueza de espécies de Trichoptera obtida pelo método “exato” com número padronizado de amostras (N=540 amostras) (B). As barras representam os limites dos intervalos de confiança de 95%.

Figura 6 – Variação da riqueza de Trichoptera estimada pelo procedimento *jackknife* entre riachos dentro das sub-bacias do R. Corrente, Pindaíba e Suiá-Miçú, respectivamente. As barras representam os limites intervalos de confiança de 95% e os números acima das barras as ordens (1^a - 6^a ordem) dos corpos d’água.

Figura 7 – Relação entre a riqueza estimada de espécies e o Índice de Integridade de Hábitat (A), dureza (B), ph (C) e temperatura da água (D), em riachos do Cerrado da região leste de Mato Grosso (Os valores de R^2 , P, e a equação da reta são apresentados para todas as variáveis na Tabela 4).

Capítulo 3

Figura 1. - Pontos de coletas em córregos e rios das sub-bacias do Rio Corrente e Pindaíba (à esquerda) e do Suiá-Miçú (à direita), região leste de Mato Grosso, Brasil, 1999/2008 (Na Tabela 1 estão representados as siglas dos locais e sub-bacias).

Figura 2 – Diagrama da Análise de Componentes Principais das variáveis ambientais amostradas nas sub-bacias do Rio Corrente, Pindaíba e Suiá-Miçú, mostrando a ordenação das médias de cada variável.

Figura 3 – Diagrama gerado a partir da análise de Correspondência Destendenciada (DCA), baseada em dados de incidência das comunidades de Trichoptera de locais das sub-bacias do Rio Corrente, Pindaíba e Suiá-Miçú, Mato Grosso, Brasil. (As porcentagens de explicação dos dois primeiros eixos são apresentadas em seus respectivos títulos).

Figura 4 – Resultado da análise de partição de variância mostrando as frações de explicação para estrutura da comunidade de Trichoptera baseada em dados de abundância e incidência estimadas pela análise de redundância parcial (RDAP), bem como para a riqueza de espécies obtida através da análise de regressão múltipla parcial. O diagrama mostra a fração explicada pelo ambiente (A) pela estruturação espacial das variáveis ambientais (B), pelo espaço (C) e a variação residual (D), para o modelo com todos os pontos de coleta das três sub-bacias estudadas.

INTRODUÇÃO GERAL

A ordem Trichoptera Kirby, 1813 representa um das mais abundantes e diversos grupos de insetos aquáticos em quase todos os ecossistemas lênticos e lóticos de água doce do mundo, são amplamente distribuídos e não ocorrem somente nas regiões polares e pequenas ilhas isoladas (Holzenthal et al. 2007). Aproximadamente 13.500 espécies são conhecidas atualmente, mas estima-se que apenas cerca de 20 a 25% da fauna mundial seja conhecido (De Moor & Ivanov 2008).

No Brasil são conhecidas cerca de 480 espécies, registradas principalmente nas regiões Sul, Sudeste e para alguns estados da Amazônia (Paprocki et al. 2004; Dumas et al. 2010; Santos et al. 2010). Contudo, a fauna da região nordeste e centro-oeste do país é pouco conhecida (Calor 2008). Por exemplo, no estado de Mato Grosso apenas oito espécies foram formalmente registradas até 2003 (Paprock et al. 2004), mas novos estudos tem mostrado que a fauna é bem mais diversa o que revela a necessidade de maiores esforços, para melhor entendimento da diversidade de Trichoptera nessas regiões.

Os Trichoptera são insetos holometábolos anfibióticos, que apresentam geralmente, desenvolvimentos embrionário, larval e pupal aquáticos e estágio adulto terrestre (Morse 1997). Os adultos são de vida breve, inconspícuos ao observador comum, vivem de dias a algumas poucas semanas e são geralmente mais ativos à noite (Flint et al. 1999; Holzenthal et al. 2007). As larvas podem ser diferenciadas da maioria dos outros insetos por apresentarem falsas pernas abdominais com garras no último segmento abdominal, antenas dotadas de um único segmento e pelo corpo geralmente cilíndrico e curvado (larvas eruciformes ou campodeiformes) (De Moor & Ivanov 2008). Na fase imatura, os Trichoptera constroem casas portáteis ou abrigos fixos, com exceção dos grupos de vida livre (Wiggins 1996).

As larvas dispõem de uma ampla diversidade de adaptações tróficas (Flint et al. 1999), principalmente no que concerne a aquisição de alimentos (Wiggins & Mackay 1978; Mackay & Wiggins 1979; Wiggins 1996), podendo ser classificadas nas categorias funcionais alimentares (Cummins & Klug 1979), nos seguintes grupos: raspadoras, fragmentadoras, coletoras apanhadoras, coletoras filtradoras, sugadoras herbívoras e predadoras. Tal diversidade alimentar é atribuída ao uso da seda (Mackay & Wiggins 1979), utilizada pelas larvas para construção de casas, abrigos fixos, linhas de âncora pelas espécies de vida livre e de redes de retenção de partículas (Wiggins 1996).

O hábito alimentar e o comportamento de construção de casas e abrigos têm sido considerados importantes aspectos da evolução do grupo (Weaver & Morse 1986). Em virtude dessa diversificação de hábito alimentar, esses organismos podem viver desde em pequenas nascentes a grandes rios (Flint et al. 1999), tendo sua maior diversidade em ambientes frios (Wiggins 1996).

Os Trichoptera são filogeneticamente relacionados à megadiversa ordem de insetos Lepidoptera (Holzenthal et al. 2007), formando com este grupo a superordem Amphiesmenoptera. As linhagens que deram origem a Trichoptera derivam supostamente da Subordem Protomeropina, parte de Amphiesmenoptera, mas os registros fósseis datados do Triássico médio e superior revelam que a diversificação basal de Trichoptera provavelmente divergiu das famílias extintas Necrotaulidae e Prorhyacophilidae e de algumas espécies relacionadas à Philopotamidae à aproximadamente 230 milhões de anos (De Moor & Ivanov 2008). Um caráter bastante notável na cladogênese de Amphiesmenoptera é a permeabilidade da parede da casa da pupa, sendo a parede semipermeável uma sinapomorfia de Trichoptera, o que provavelmente capacitou o ancestral de Trichoptera a invadir o ambiente aquático e fez da ordem a primeira entre os holometábola a apresentar estágio pupal aquático (Calor 2009).

As larvas são importantes componentes da dinâmica trófica e fluxo de energia nos córregos, rios e lagos onde habitam (Resh & Rosenberg 1984; Rosenberg & Resh 1993), sendo sensíveis a diversos níveis de poluição e muitas vezes indicadoras de diferentes tipos de habitat e de impactos ambientais (Merritt & Cummins 1984; Nogueira et al., submetido). Apesar de sua importância nos ecossistemas aquáticos e da sua sensibilidade frente a alterações ambientais, poucos estudos têm dado ênfase à ecologia e taxonomia da tricopterofauna brasileira, sendo assim merecedora de maior atenção para que possamos melhor entender sua sistemática, bem como os padrões ecológicos e biogeográficos na Região Neotropical.

Apesar da abundância, riqueza e importância ecológica, os padrões de distribuição de insetos em macroescalas ecológicas e evolutivas têm recebido muito pouca atenção em reflexo da carência de estudos taxonômicos, e isto cria sérias dificuldades para análise dos padrões macroecológicos e seus mecanismos direcionadores (Diniz-Filho et al. 2010). Segundo Harrison & Cornell (2008), uma forma de compreender os padrões de diversidade é através da ligação simultânea dos múltiplos fatores ambientais influenciando a riqueza local e regional de espécies, bem como os efeitos recíprocos da riqueza local sobre a diversidade regional e da diversidade regional sobre a riqueza local.

A ligação entre as escalas locais e regionais ou entre as comunidades e a metacomunidade foi primariamente proposta por MacArthur & Wilson (1967) na Teoria de Biogeografia de Ilhas (TBI). Na TBI, estes autores propunham que as populações locais se mantinham conectadas a populações isoladas através de migração, sendo o número de indivíduos e espécies residentes localmente

controlado pelo tamanho da área das ilhas, pela distância do continente e por processos de extinção e especiação local. Recentemente, Hubbell (2001), partindo das idéias da TBI e dos modelos gerais sobre a distribuição da abundância das espécies formalizou estas idéias num mesmo arcabouço teórico para explicar os padrões da Biogeografia e da Biodiversidade, a chamada Teoria Neutra da Biogeografia e Biodiversidade (TNBB). Antes de Hubbell formalmente contextualizar suas idéias, os padrões observados na natureza eram vistos inteiramente de forma determinística (Casseiro & Padial 2008), sendo a diversidade local de espécies atribuído a fatores ambientais, ao efeito negativo de predadores e competidores (Chase & Leibold 2003). Com o advento da TNBB, o caráter estocástico das populações locais ganhou lugar nas discussões a respeito dos padrões da biodiversidade. Atualmente, dois dos principais campos teóricos que tentam explicar os padrões de distribuição da biodiversidade ao longo dos gradientes espaciais se baseiam nas teorias de nicho ecológico e nas teorias neutras (Casseiro & Padial 2008).

Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo geral contribuir para o conhecimento da taxonomia e ecologia de Trichoptera do estado de Mato Grosso. Especificamente, os objetivos consistiram em: (i) inventariar a fauna formalmente conhecida e prover novos registros de Trichoptera para o estado de Mato Grosso; (ii) descrever a importância relativa de fatores ambientais locais e de processos regionais (dispersão) sobre a diversidade da comunidade de Trichoptera, com enfoque nas teorias de nicho e neutra; e (iii) avaliar a importância relativa de fatores ambientais locais e de processos regionais sobre a riqueza local e estrutura das comunidades de Trichoptera sob o escopo das teorias de nicho e neutra.

Referências

- Calor, A. R. 2009. Considerações Acerca da Filogenia de Trichoptera Kirby 1813: da Análise dos Dados para as Hipóteses ou dos Cenários para os Dados. *EntomoBrasilis* 2:1-10.
- Casemiro, F. A. S. & A. A. Padial. 2008. Teoria Neutra da Biodiversidade e Biogeografia: aspectos teóricos, impactos na literatura e perspectivas. *Oecologia Brasiliensis* 12:706-719.
- Chase, J. M. & M. A. Leibold. 2003. *Ecological niche*. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Cummins, K. W. & M. J. Klug. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 10:147-172.
- De Moor, F. C. & V. D. Ivanov. 2008. Global diversity of caddisflies (Trichoptera: Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:393-407.
- Diniz-Filho, J. A. F., P. Jr. De Marco & B. A. Hawkins. 2010. Defying the curse of ignorance: perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. *Insect Conservation and diversity* Doi: 10.1111/j.1752-4598.2010.00091x:1-8.
- Dumas, L. L. & J. L. Nessimian. 2006. Description of the immature stages of *Anastomoneura guahybae* Huamantínco & Nessimian, 2004 (Trichoptera: Odontoceridae), with a new record for the genus and keys to larvae and pupae of Neotropical genera. *Zootaxa* 1362: 43-53.
- Flint, O. S. Jr., R. W. Holzenthal, & S. C. Harris. 1999. *Catalog of the Neotropical Caddisflies (Insecta: Trichoptera)*. Ohio Biological Survey, Columbus.
- Harrison, S. and H. Cornell. 2008. Toward a better understanding of the regional causes of local community richness. *Ecology Letters* 11:969-979.
- Holzenthal, R. W., R. J. Blahnik, A. L. Prather & K. M. Kjer. 2007. Order Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta), Caddisflies*. *Zootaxa* 1668:639-698.
- Hubbell, S. P. 2001. *The unified neutral theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton and Oxford.
- MacArthur, R. H. and E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Mackay, R. J. & G. B. Wiggins. 1979. Ecological diversity in Trichoptera. *Annual Review of Entomology* 24:185-208.
- Morse, J. C. 1997. Phylogeny of Trichoptera. *Annu. Rev. Entomol.* 42:427-450.
- Resh, V. H. & D. M. Rosenberg. 1984. *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger Publ., NY.
- Rosenberg, D. M. & V. H. Resh. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: D. M. Rosenberg & V. H. Resh (Eds.) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. pp. 1-9. Chapman & Hall, New York.
- Santos, A. P. M., Dumas, L. L., Jardim, G. A. & Nessimian, J. L. 2010. Brazilian Caddisflies: Checklists and Bibliography. URL: <https://sites.google.com/site/braziliancaddisflies> [acessado em 20/09/2010]
- Weaver, J. S. & J. C. Morse. 1986. Evolution of feeding and case-making behavior in Trichoptera. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 5:150-158.
- Wiggins, G. B. 1996. *Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera)*. University of Toronto Press, Toronto.
- Wiggins, G. B. & R. J. Mackay. 1978. Some relationships between systematics and trophic ecology in Nearctic aquatic insects, with special references to Trichoptera. *Ecology* 59:1211-1220.

FORMATAÇÃO

A dissertação foi dividida em três capítulos abordando diferentes aspectos da fauna de Trichoptera da região leste de Mato Grosso, e foi formatada de acordo com o escopo das revistas endereçadas para publicação. No primeiro capítulo, intitulado “Novos registros e notas sobre distribuição geográfica de espécies de Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) do Estado de Mato Grosso, Brasil”, uma lista das espécies, gêneros e famílias conhecidas para o Mato Grosso é apresentada, incluindo o registro de 12 espécies, duas das quais são novos registros para o Brasil. Este artigo foi formatado de acordo com a norma da revista *Biota Neotrópica*, de circulação nacional. Algumas modificações no tamanho das fontes foram feitas para facilitar a avaliação pela banca (texto padronizado em Times New Roman tamanho 12). Neste capítulo, as Tabelas foram mantidas em fonte tamanho 10.

No segundo capítulo, intitulado “Efeitos da distância geográfica, integridade e variáveis ambientais sobre a diversidade beta em comunidades de Trichoptera (Insecta) em riachos do Cerrado do Mato Grosso, Brasil”, são abordados aspectos ecológicos da distribuição e variação da composição das comunidades de Trichoptera em riachos de três sub-bacias da região leste de Mato Grosso, com enfoque nos efeitos de integridade e variáveis ambientais e geográficos no padrão espacial de diversidade beta, utilizando as abordagens de matrizes de distâncias. Este artigo foi preparado para ser enviado para a revista *Hydrobiologia*, sendo as referências e citações configuradas para tal finalidade, e será possivelmente submetido, após a tradução para a língua inglesa, conforme exigência do corpo editorial.

No terceiro capítulo e último capítulo, intitulado “O papel de fatores ambientais e espaciais na estruturação de comunidades de Trichoptera em rios da transição Cerrado – Floresta Amazônica”, os efeitos das variáveis ambientais e espaciais, utilizadas respectivamente como preditoras das teorias do nicho e neutra, respectivamente, sobre a riqueza e estrutura das comunidades são avaliadas utilizando dados brutos nas análises de partição de variância. Este capítulo assim como o anterior foi configurado conforme as normas da revista *Hydrobiologia*, no mesmo formato descrito acima.

Os endereços eletrônicos dos sítios constando as normas das revistas as quais os artigos serão endereçados seguem no anexo 4.

CAPÍTULO 1

Novos registros e notas sobre distribuição geográfica de espécies de Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) do Estado de Mato Grosso, Brasil

New records and notes on geographic distribution of Trichoptera species Kirby, 1813 (Insecta) from Mato Grosso state, Brazil

Denis S. Nogueira^{1,3} & Helena S. R. Cabette²

¹Universidade do Estado de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Caixa Postal 08, 78690-000, Nova Xavantina, MT, Brasil.

²Departamento de Ciências Biológicas, Universidade do Estado de Mato Grosso, Caixa Postal 08, 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

³Corresponding author dnogueira_bio@yahoo.com.br

Abstract: New records and notes on geographic distribution of Trichoptera species Kirby, 1813 (Insecta) from Mato Grosso state, Brazil. The Trichoptera fauna comprises one of the most diverse and abundant groups among aquatic insects found in streams ecosystems around the world. Currently, about 480 species are known from Brazil, but only eight species have been recorded from Mato Grosso to 2003 and since then, only eight records have been added. The present article provides a list of known species and new records of caddisflies collected in the eastern region over the past 10 years, and incorporated in the entomological section of the Collection Zoobotânica “James A. Ratter” de Nova Xavantina (CZNX), Mato Grosso. Specimens were recorded from tributaries of the Xingu River, from the middle Mortes River and in lakes and rivers from Pantanal do Araguaia River in Bananal floodplain. Altogether 31 species are reported from Mato Grosso state, and are provided, for the first time, the record of 11 species, including *Nectopsyche quatourguttata* and *N. nigricapilla*, the first records from Brazil.

Key words: Amazonia-Cerrado transition, aquatic insects, inventories, aquatic ecosystems.

Resumo: Novos registros e notas sobre distribuição geográfica de espécies de Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) do Estado de Mato Grosso, Brasil. A fauna de Trichoptera compreende uma das mais diversas e abundantes dentre todos os grupos de insetos aquáticos encontrados em rios ao redor do mundo. Atualmente, cerca de 450 espécies são conhecidas no Brasil, mas apenas oito espécies foram registradas para Mato Grosso até 2003 e, desde então, somente três registros foram adicionados. O presente estudo traz uma lista das espécies conhecidas e de novos registros, coletados na região leste nos últimos 10 anos, e incorporadas à seção entomológica da Coleção Zoobotânica “James A. Ratter” de Nova Xavantina (CZNX). Foram registrados espécimes de tributários do Rio Xingu, do médio Rio das Mortes e em lagos e rios do Pantanal do Araguaia, na planície do Bananal. Ao todo são reportadas 31 espécies para o estado de Mato Grosso, e são providos os primeiros registros da ocorrência de 11 espécies, incluindo *Nectopsyche quatourguttata* e *N. nigricapilla*, registradas pela primeira vez para o Brasil.

Palavras-chave: transição Amazônia-Cerrado, insetos aquáticos, inventários, ecossistemas aquáticos.

Introdução

A ordem Trichoptera (Insecta) é uma das mais abundantes e diversas que habitam ecossistemas aquáticos, apresenta distribuição cosmopolita, não ocorrendo somente nas regiões polares e pequenas ilhas isoladas (De Moor & Ivanov 2008). Extremamente importantes para a dinâmica trófica dos ecossistemas aquáticos, sua contribuição em termos de biomassa tem sido enfatizada como uma das maiores dentre todos os insetos aquáticos (Flint et al. 1999, Wiggins 1996). Aproximadamente 13.500 espécies são descritas atualmente para a ordem no mundo, com 2530 na região Neotropical (Morse 2011), e cerca de 480 no Brasil, registradas principalmente nas regiões Sul, Sudeste e para os estados da Amazônia (Paprocki et al. 2004, Dumas et al. 2010, Santos et al. 2010).

Apesar do aumento substancial do número de espécies descritas e registradas para o Brasil nos últimos cinco anos (Blahnik et al. 2004, Blahnik 2005, Calor et al. 2006, Dumas & Nessimian 2009a, 2009b, Dumas et al. 2010, Holzenthal & Robertson 2006, Nessimian & Dumas 2010, Pes et al. 2008, Robertson & Holzenthal 2005, 2006, Santos et al. 2010), poucos registros de ocorrência de espécies de Trichoptera têm sido acrescentadas às regiões nordeste e centro-oeste do país (Paprocki et al. 2004, Calor 2008a, 2008b), revelando muitas vezes uma distribuição disjunta das espécies em reflexo da carência de pesquisas com a fauna destas regiões. Apesar da falta de conhecimento da tricopterofauna, as estimativas indicam que o número de espécies possa chegar a mais de 50.000,

mas apenas cerca de 20 a 25% da fauna mundial é atualmente conhecida, revelando uma carência de estudos principalmente nas regiões tropicais (De Moor & Ivanov 2008).

Diante de sua vasta rede hidrográfica e do aumento constante dos impactos das atividades antrópicas sobre seus mananciais, o conhecimento da fauna de Trichoptera de Mato Grosso se faz essencial, devido à importância desses organismos no monitoramento da qualidade ambiental e na manutenção da integridade ecológica dos ecossistemas da região. Assim, nosso principal objetivo foi prover uma lista de espécies de Trichoptera para o estado de Mato Grosso, adicionando novos registros e informações sobre suas distribuições, a partir de larvas e adultos coletados em rios da região leste do estado de Mato Grosso.

Material e Métodos

Foram investigados adultos e larvas de 40 ambientes, numa área de aproximadamente 600 km de extensão na região leste de Mato Grosso, coletados em ambientes variados, desde grandes lagos naturais conectados a rios da Planície de Inundação do Bananal, próximo a confluência do Rio das Mortes e o Araguaia, a pequenos córregos com nascentes situadas nas encostas da Serra do Roncador, e em afluentes do Rio Xingu mais ao norte. Na bacia do rio Suiá-Miçú, afluente do rio Xingu, foram avaliadas larvas Trichoptera coletados em 11 locais na seca, chuva e vazante no período entre 2007 e 2008. Na bacia do rio Pindaíba, afluente da média Bacia do Rio das Mortes, foram avaliadas larvas e adultos coletados em 22 locais coletados na seca, chuva e vazante no período entre 2005 e 2008. Por fim, na planície de inundação do Bananal foram avaliados larvas e adultos de Trichoptera coletados em sete locais próximos à confluência do Rio das Mortes e Araguaia, incluindo lagos, corixos e grandes rios (Figura 1, Tabela 1). A maior parte desse material está ainda em análise, e encontra-se depositado e disponível na seção entomológica da Coleção Zoobotânica “James Alexander Ratter” (CZNX), ou com especialistas.

As larvas foram identificadas a gênero com auxílio de chaves dicotômicas de Angrisano & Korob (2005), Calor & Froehlich (2008) e de Pes et al. (2005), e ao nível de espécie através de descrições dos estágios imaturos (Albino 2009, Pes 2005, Pes et al. 2008, Holzenthal & Pes 2004). Os adultos foram identificados com base em chaves e descrições das espécies (Flint 1978, Flint et al. 1987, Flint & Wallace 1980), e auxílio de especialistas. As espécies registradas, suas localidades de coleta, coordenadas geográficas latitudinais e longitudinais, altitude, datas e alguns comentários sobre os locais de coleta e a distribuição das espécies são apresentados no tópico resultados. A lista das espécies e gêneros reportados para Mato Grosso, os novos registros de gêneros e espécies e a distribuição nos estados Brasileiros são apresentados na Tabela 2.

Tabela 1. Lista dos sítios de amostragem, suas respectivas siglas e coordenadas geográficas dos tributários com novas ocorrências para o leste de Mato Grosso, Brasil, 1999/2008.

Table 1 – List of samples sites, their respective abbreviaturies and geographical coordinates of tributaries with new occurrences recorded from east of Mato Grosso, Brazil, 1999/2008.

Sítios	Hidrografia	Local	Siglas	Latitude	Longitude
P1	Bacia R. Corrente	C. Taquaral 1ª ordem	CRT1	15°41'54"	52°20'03"
P2	Bacia R. Corrente	C. Taquaral 2ª ordem	CRT2	15°41'57"	52°19'56"
P3	Bacia R. Corrente	C. Taquaral 3ª ordem	CRT3	15°39'35"	52°13'52"
P4	Bacia R. Corrente	C. Taquaral 4ª ordem	CRT4	15°38'53"	52°12'53"
P5	Bacia R. Corrente	C. Papagaio 1ª ordem	CRP1	15°27'01"	52°24'30"
P6	Bacia R. Corrente	C. Papagaio 2ª ordem	CRP2	15°27'32"	52°24'42"
P7	Bacia R. Corrente	C. Papagaio 3ª ordem	CRP3	15°28'11"	52°24'32"
P8	Bacia R. Corrente	C. Papagaio 4ª ordem	CRP4	15°28'56"	52°21'47"
P9	Bacia R. Corrente	R. Corrente 5ª ordem	RICO5	15°31'14"	52°12'10"
P10	Bacia R. Pindaíba	C. da Mata 1ª ordem	CRM1	14°59'53"	52°28'42"
P11	Bacia R. Pindaíba	C. da Mata 2ª ordem	CRM2	14°59'18"	52°27'30"
P12	Bacia R. Pindaíba	C. da Mata 3ª ordem	CRM3	14°59'59"	52°26'29"
P13	Bacia R. Pindaíba	C. da Mata 4ª ordem	CRM4	15°01'32"	52°26'29"
P14	Bacia R. Pindaíba	C. Caveira 1ª ordem	CRCV1	14°59'06"	52°20'29"
P15	Bacia R. Pindaíba	C. Caveira 2ª ordem	CRCV2	14°59'53"	52°18'17"
P16	Bacia R. Pindaíba	C. Caveira 3ª ordem	CRCV3	14°57'28"	52°13'43"
P17	Bacia R. Pindaíba	R. Pindaíba 5ª ordem	RIP15	14°56'56"	52°04'17"
P18	Bacia R. Pindaíba	R. Pindaíba 6ª ordem	RIP16	14°54'10"	52°00'21"
P19	Bacia R. Pindaíba	C. Cachoeirinha 1ª ordem	CRC4	14°50'30"	52°28'42"
P20	Bacia R. Pindaíba	C. Cachoeirinha 2ª ordem	CRC2	14°50'50"	52°24'22"
P21	Bacia R. Pindaíba	C. Cachoeirinha 3ª ordem	CRC3	14°50'33"	52°21'34"
P22	Bacia R. Pindaíba	C. Cachoeirinha 4ª ordem	CRC4	14°49'45"	52°12'55"
P23	Bacia R. Suiá-Miçú	R. Suiá ponto 1	RISU1	13°15'45,5"	52°02'50,9"
P24	Bacia R. Suiá-Miçú	R. Piabanha	RIPB	13°15'34,4"	52°09'00,5"
P25	Bacia R. Suiá-Miçú	R. Suiá ponto 2	RISU2	13°15'24,3"	52°08'44,5"
P26	Bacia R. Suiá-Miçú	C. Transição-Brejo	CRTB	13°03'35,6"	52°12'03,3"
P27	Bacia R. Suiá-Miçú	C. Lúcio	CRL	13°05'34,5"	52°15'16,9"
P28	Bacia R. Suiá-Miçú	R. Darro	RID	12°21'12,3"	52°21'27,4"
P29	Bacia R. Suiá-Miçú	R. Betis ponto 1	RBT1	12°22'28,7"	52°13'23,1"
P30	Bacia R. Suiá-Miçú	R. Betis ponto 2	RBT2	12°22'27,5"	52°13'19,0"
P31	Bacia R. Suiá-Miçú	R. Suiazinho	RISUZ	12°38'33,4"	51°56'50,7"
P32	Bacia R. Suiá-Miçú	C. Brejão	CRBJ	12°38'32,3"	51°53'20,6"
P33	Bacia R. Suiá-Miçú	C. Sucurí	CRSI	11°49'50,7"	52°17'02,2"
P34	Pantanal do Araguaia	Lago Olaria	LGO	13°04'35,0"	51°05'50,2"
P35	Pantanal do Araguaia	Lago Valdenor	LGV	12°58'20,8"	50°50'36,6"
P36	Pantanal do Araguaia	Lago São João Grande	LGSJG	12°58'20,8"	50°50'36,6"
P37	Pantanal do Araguaia	Lago Sucupira	LGSU	12°19'39,8"	50°55'17,7"
P38	Pantanal do Araguaia	Corixo Sta. Cruz	COSC	13°05'07,0"	51°05'53,4"
P39	Pantanal do Araguaia	R. Forquilha	RIF	12°56'0,2"	50°53'55,0"
P40	Pantanal do Araguaia	R. São João Grande	RSJG	12°47'12,2"	51°06'42,7"

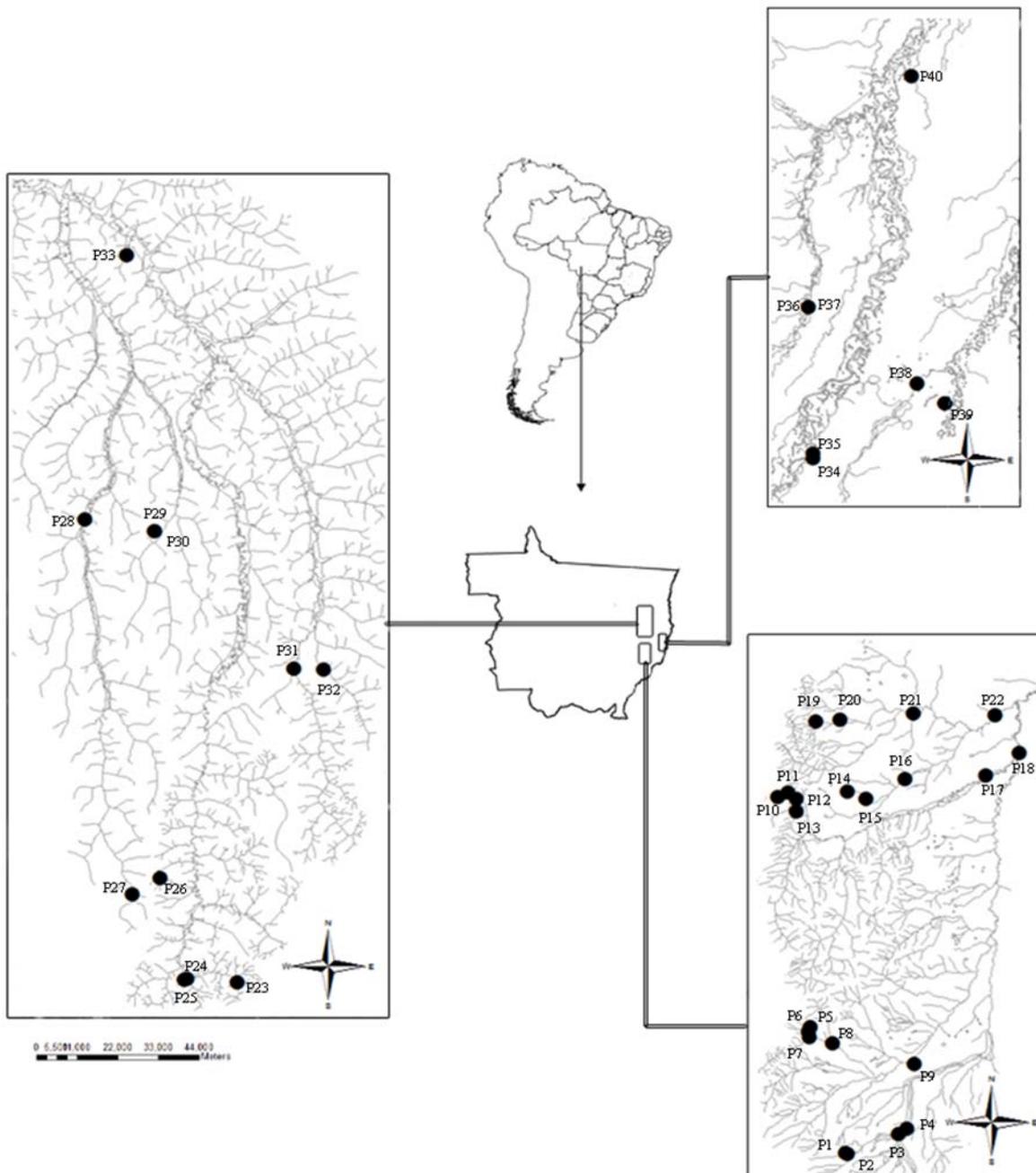


Figura 1 – Mapa de distribuição dos sítios de amostragem com novos registros de Trichoptera para a região leste de Mato Grosso, Brasil.

Figure 1 - Map of distribution of the sampling sites with new records of Trichoptera from east of Mato Grosso, Brazil.

Resultados

Foram identificadas 12 famílias, das quais apenas Hydropsychidae, Hydroptilidae e Philopotamidae eram formalmente reportadas para o estado. Foram registradas as ocorrências de 30 gêneros dos quais apenas nove eram conhecidos, e de 31 espécies sendo 11 dessas registradas pela primeira vez neste estudo (Tabela 2). *Nectopsyche quatourguttata* Navás, 1922 e *N. nigricapilla*

Navás, 1920 são registradas pela primeira vez para o Brasil, ampliando sua distribuição um pouco mais a leste e a sul na América do Sul, respectivamente.

Lista dos novos registros de espécies para Mato Grosso:

Hydropsychidae

Blepharopus diaphanus Kolenati, 1859

Material examinado: 1 ♀ (em álcool): Novo Santo Antônio, Lago Sucupira (Parque Estadual do Araguaia – Mato Grosso, Brasil), 23/v/2004, S 12°19'39,8" e W 50°55'17,7", 207 m de altitude, col.: H.R.S. Cabette & Leg.

Comentários: este gênero monotípico (Flint 1978) era previamente conhecido para a Argentina, Venezuela e Brasil (Flint et al., 1999), nos estados do RJ, SC, PR e MG (Paprocki et al. 2004). O registro em Mato Grosso amplia sua distribuição em direção norte, para o Centro-oeste brasileiro.

Leptonema amazonense Flint, 1978

Material examinado: 2 larvas (em álcool): Querência, Córrego Lúcio, tributário de 1ª ordem do Rio Darro, 23/05/08, S13°05'34.5" e W52°15'16.9", altitude 355 m, col.: H.S.R. Cabette & Leg.; 6 larvas (em álcool): Barra do Garças, Córrego da Mata (Mato Grosso, Brasil), tributário de primeira ordem do Rio Pindaíba, 02/viii/07, S 14°59'53" e W 52°28'42", 361 m de altitude, col.: H.S.R. Cabette & Leg.; mesmo município, Córrego Papagaio, tributário de 2ª ordem do Rio Corrente, Bacia do Rio Pindaíba 20/xi/05 S 15°27'32" e W 52°24'42", 384 m de altitude, col.: H.S.R. Cabette & Leg.; mesmo município, Córrego Taquaral, tributário de 1ª ordem do Rio Corrente, Bacia do Rio Pindaíba, 21/vii/05, S 15° 41' 54" e W 52° 20' 03", 379 m de altitude, col.: H.S.R. Cabette & Leg.

Comentários: esta espécie tem sua distribuição conhecida para a Venezuela e para o Brasil no estado do Amazonas (Flint et al. 1987; Flint et al. 1999). Nós verificamos a sua ocorrência em tributários conservados e de pequeno porte (1ª e 2ª ordens), a partir de larvas associadas a adultos por Pes (2005) e tiveram sua identificação confirmada pela especialista A.M.O. Pes em visita a Nova Xavantina. Este é o primeiro registro desta espécie em Mato Grosso, o que estende sua distribuição em direção mais ao sul, em riachos da transição entre a Amazônia e o Cerrado do Brasil.

Macronema hageni Banks, 1924

Material examinado: 1♂ (a seco): Cocalinho, Lago Olaria, (Mato Grosso, Brasil), 11/viii/00, S 13°04'35,0" e W 51°05'50,2", 228 m de altitude, col. H.S.R. Cabette & Leg.

Comentários: esta espécie havia sido registrada para a Argentina, Bolívia, Colômbia, Equador, Paraguai, Peru, Suriname, Venezuela e no Brasil para os estados do Amazonas, Pará e Minas Gerais (Flint et al. 1999; Paprocki et al. 2004). Com este registro sua distribuição é ampliada em direção ao Centro-oeste do Brasil.

Macrostemum arcuatum (Erichson, 1848)

Material examinado: 1♂ e 12♀ (em álcool): Novo Santo Antônio, Rio das Mortes (Parque Estadual do Araguaia – Mato Grosso, Brasil), 20/v/2004 23/v/2004, S 12°58'20,8" e W 50°50'36,6", 230 m de altitude, col. H.S.R. Cabette & Leg.; 1♂ (a seco): Ribeirão Cascalheira, Rio das Mortes, Corixo Santa Cruz, (braço do Rio das Mortes, Mato Grosso, Brasil), 11/viii/00, S 12°58'20,8" e W 50°50'36,6", 230 m de altitude, col. H.S.R. Cabette & Leg.; 1♂ e 2♀ (em álcool): Araguaiana, Rio Pindaíba, 6ª ordem, afluente do médio Rio das Mortes, 15/xi/05, S 14°54'10" e W 52°00'21", 291 m de altitude, col.: H.S.R. Cabette & Leg.

Comentários: esta espécie tem sua ocorrência conhecida para a Guiana, Peru, Suriname e Brasil, onde havia sido registrada nos estados do Amazonas e Pará (Flint et al. 1999; Paprocki et al. 2004). Este registro em Mato Grosso amplia sua distribuição ao Sul na América do Sul, no Cerrado.

Macrostemum santaeritae (Ulmer, 1905)

Material examinado: 1♂ e 9♀ (em álcool): Araguaiana, Rio Pindaíba, 6ª ordem, tributário da margem direita do médio Rio das Mortes, 15/xi/05, S 14°54'10" e W 52°00'21", 291 m de altitude, col.: H. S.R. Cabette & Leg.

Comentários: esta espécie tem sua ocorrência conhecida para a Argentina e para o Brasil, nos estados do Amazonas e Pará (Flint et al. 1999; Paprocki et al. 2004). O registro em Mato Grosso amplia sua distribuição em direção à borda sul-amazônica na transição com o bioma Cerrado.

Macrostemum ulmeri (Banks, 1913)

Material examinado: 1♂ (em álcool): Nova Xavantina, Córrego Caveira, 2ª ordem, tributário da Bacia do Rio Pindaíba, 06/v/08, S 14°59'53" e W 52°18'17", 328 m de altitude, col.: H. S.R. Cabette & Leg.

Comentários: de ampla distribuição na América do Sul e Central, esta espécie havia sido previamente reportada para a Colômbia, Costa Rica, Equador, Honduras, Panamá, Peru, Suriname e

Brasil, para os estados do Amazonas, Pará, Roraima e Minas Gerais (Flint et al. 1999; Paprocki et al. 2004), sendo o registro em Mato Grosso o primeiro na região Centro-Oeste.

Leptoceridae

Achoropsyche duodencimpunctata (Navás, 1916)

Holzenthal, 1984, para *Achoropsyche*

Material examinado: 13♂ e 28♀ (10 a seco e 31 em álcool): Ribeirão Cascalheira, Rio das Mortes, Corixo Santa Cruz (braço do Rio das Mortes, Mato Grosso, Brasil), 09-10/viii/2000 e 15/v/2001, S 12°58'20,8" e W 50°50'36,6", 230 m de altitude, col.: H.S.R Cabette & Leg.; 1♂ (em álcool): Cocalinho, Rio Forquilha (Mato Grosso, Brasil), 26/vi/2000, S 12°56'0,2" e W 50°53'55,0", altitude de 232 m, col.: H.S.R Cabette & Leg.; 4♂ e 9♀ (em álcool): Novo Santo Antonio, Rio São João Grande, (Mato Grosso, Brasil), 29/vi/2000, S 12°47'12,2" e W 51°06'42,7", 221 m de altitude, col.: H.S.R. Cabette & Leg.

Comentários: esta é uma espécie de ampla distribuição na América do Sul, com ocorrência registrada na Argentina, Bolívia, Colômbia, Equador, Guiana, Paraguai, Peru, Suriname, Uruguai, Venezuela e Brasil (Flint et al. 1999). Previamente reportada para os estados do Amazonas, Roraima, Pará, Espírito Santo, Santa Catarina, Paraná, Minas Gerais e São Paulo (Paprocki et al. 2004), esta espécie apresentava um registro de distribuição disjunta no país, com uma lacuna de registros entre a região Norte e Sul. No presente estudo é registrada pela primeira vez no leste de Mato Grosso, ampliando sua distribuição para a região Centro-oeste do Brasil.

Amazonatolica hamadae Holzenthal & Pes, 2004

Material examinado: 7 larvas (em álcool): Querência, Córrego Lúcio, tributário de 1ª ordem do Rio Darro, 19/xii/07, 23/v/07 e 23/v/08, S 13°05'34,5" e W 52°15'16,9", 355 m de altitude, col.: H.S.R. Cabette & Leg.

Comentário: esta espécie havia sido registrada nos estados brasileiros da Bahia, Amazonas e Rondônia (Holzenthal & Pes 2004), não tendo sido formalmente registrada para nenhuma outra localidade desde então. Este é o seu primeiro registro em Mato Grosso o que amplia sua distribuição em direção à região centro-oeste do Brasil. Os registros foram feitos a partir de larvas encontradas em tributários de pequeno porte preservados e de águas levemente ácidas da transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica a nordeste do estado. Apesar de não termos encontrado adultos da espécie, a identificação da espécie foi confirmada pela especialista e co-autora da descrição Dr.^a Ana Maria O. Pes.

Nectopsyche quatourguttata (Navás, 1922)

Material examinado: 1♂ (em álcool): Novo Santo Antônio, Rio das Mortes, Corixo Santa Cruz (braço do Rio das Mortes, Mato Grosso, Brasil), 23/v/04, S 13°05'07,0" e W 51°05'53,4", 232 m de altitude, col.: H.S.R. Cabette & Leg.; Novo Santo Antônio, Lago São João Grande (Mato Grosso, Brasil), 21/v/04, S 12°58'20,8" e W 50°50'36,6", altitude de 230m, col.: H.S.R. Cabette & Leg.

Comentário: os exemplares desta espécie haviam sido previamente reportados para a Bolívia por Navás como *Leptocella* Navás, 1922. Schmid (1949) transfere esta espécie para o gênero *Nectopsyche* Müller, 1879 e Flint (1974, 1996) amplia sua distribuição para o Peru, Guiana e Suriname (Flint et al. 1999). Este registro é o primeiro da espécie no Brasil, ampliando a distribuição em direção leste da América do Sul.

Nectopsyche nigricapilla (Navás, 1922)

Material examinado: 1♂ e 1♀ (em álcool): Cocalinho, Rio Forquilha (Mato Grosso, Brasil), 13/v/01, S 12°56' 0,2" e W 50°53'55,0", 232 m de altitude, col.: H.S.R. Cabette & Leg.

Comentário: esta espécie havia sido descrita por Navás em *Leptocella*, de ocorrência para o Paraguai, Schmid (1949) a transferiu para *Nectopsyche* e Flint (1972), proveu registros distribucionais e sinonímia de *Leptocella ornatta* (Navás, 1933). Sua distribuição atual é conhecida para a Argentina, Colômbia e Paraguai (Flint et al. 1999), sendo este o primeiro registro no Brasil, ampliando sua distribuição em direção a leste na América do Sul.

Polycentropodidae

Cyrnellus fraternus (Banks, 1905)

Material examinado: 9♂ e 11♀ (em álcool): Novo Santo Antônio, Lago Sucupira (Parque Estadual do Araguaia – Mato Grosso, Brasil), 23-24/v/2004, 21/vi/2004, S 12°19'39,8" e W 50° 55'17,7", 207 m de altitude, col.: H. S.R. Cabette & Leg.

Comentários: esta espécie apresenta ampla distribuição nas Américas, com ocorrência registrada nos EUA, Costa Rica, Equador, El Salvador, México, Nicarágua, Panamá, Paraguai, Suriname, Uruguai, Venezuela e Brasil, nos estados do Amazonas, Pará, Minas Gerais, Paraná e Santa Catarina (Flint et al. 1999; Paprocki et al. 2004). Sua ocorrência era desconhecida na região Centro-Oeste do Brasil, sendo este o primeiro registro.

Discussão

Até 2003 Paprocki et al. (2004) haviam catalogado 378 espécies para o país, mas apenas oito para Mato Grosso: *Leptonema crassum* Ulmer, 1905, *L. sparsum* Ulmer, 1905, *L. rostratum* Flint

McAlpine & Ross, 1987, *L. spinulum* Flint McAlpine & Ross, 1987, *Macronema pertyi* Banks, 1924 e *M. percitans* Walquer, 1860 (Hydropsychidae), *Bredinia espinosa* Harris et al., 2002 (Hydroptilidae) e *Chimarra (Curgia) conica* Flint, 1983 (Philopotamidae). Mais recentemente, Calor (2008) registrou a ocorrência de *Synoestropsis furcata* Flint, 1974 na região de Nova Xavantina e descreveu larvas obtidas no Rio Suiá-Miçú, no município de RIBEIRÃO CASCALHEIRA, leste de Mato Grosso. Em um levantamento recente a partir de material depositado na Coleção Entomológica Professor José Alfredo Pinheiro Dutra da UFRJ, Dumas et al. (2010) acrescentaram 29 espécies a lista da fauna brasileira, e registraram *Leptonema spinulum* Flint, McAlpine & Ross, 1987 para Mato Grosso, e Santos et al. (2010) apresentaram uma lista das espécies de Trichoptera conhecidas para todos os estados brasileiros, duplicando para 16 o número de espécies conhecidas para Mato Grosso. Adicionalmente, Albino (2009), analisando a fauna de *Smicridea* de tributários da Bacia do Rio das Mortes, adiciona oito espécies para o estado, sendo quatro ainda não descritas para a ciência, e Calor (*inf. pessoal*), relata a existência de espécies novas de *Triplectides* e de uma possível espécie nova de *Oecetis* para o estado, contudo este material está ainda em análise.

A lista das espécies e gêneros conhecidos para Mato Grosso é atualizada e o número atual de espécies conhecidas passa de 16 (Santos et al. 2010) para 31, somando-se os registros das quatro espécies listadas em Albino (2009) os 11 registros do presente estudo. Para o Brasil, o número real de espécies aproxima-se de 500, mas consideram o número de espécies depositadas em Museus do Brasil e do exterior (Calor 2009, \approx 300 espécies), ainda por serem descritas, espera-se que este montante possa aumentar consideravelmente. Além disso, a maior parte dos organismos amostrados em nosso estudo se restringe a larvas não associadas a adultos e permanece ainda sem identificação ao nível específico. Estas se encontram morfoespeciadas na coleção acima referida, e totalizam 109 morfoespecies até então (D.S. Nogueira, *dados não publicados*), revelando que o conhecimento taxonômico da fauna de Trichoptera é extremamente precário e merecedor de atenção em especial no Cerrado e na região de transição Cerrado-Floresta Amazônica de Mato Grosso, onde os ambientes aquáticos são extremamente variados. Além disso, o fato de três importantes biomas brasileiros estarem representados no estado, (Cerrado, Floresta Amazônica e Pantanal Matogrossense), é um atrativo a mais para o desenvolvimento de estudos com a fauna da região.

Este trabalho revela uma distribuição contínua entre a fauna previamente reportada para a Amazônia e a região de transição com o Cerrado e preenche a lacuna a respeito da distribuição dessas espécies na região Centro-oeste. Apesar do pequeno número de espécies formalmente registradas, o elevado número de morfoespecies de larvas previamente diferenciadas revela que a fauna do Estado é ainda pobremente conhecida se comparada a outras regiões do Brasil (Paprocki et al. 2004, Santos et al. 2010). Sendo assim, maiores esforços devem ser direcionados para que se possa ampliar o conhecimento da fauna de Mato Grosso, bem como dos outros estados da região

centro-oeste e nordeste (Calor 2008). Neste sentido, a criação de larvas para associação aos adultos se mostra um campo promissor para o melhor conhecimento destes insetos.

Tabela 2 - Lista das espécies de Trichoptera registradas para Mato Grosso, incluindo novos registros e distribuição nos estados do Brasil.

Table 2 - List of Trichoptera species recorded from Mato Grosso, including new records and distribution by state of Brazil.

Táxon	Referência Consultada	Distribuição no Brasil*
Calamoceratidae		
<i>Phylloicus</i> Müller, 1880	Paprocki et al. (2004); Prather (2003)	AM, BA, GO, MG, PB, PR, RJ, RO, RR, RS, SC, SP, MT Novo registro
Ecnomidae		
<i>Austrotinodes</i> Schmid, 1985	Dumas et al. (2010); Paprocki et al. (2004); Pes et al. (2005)	AM, MG, PA, PR, SP, MT novo registro
Glossosomatidae		
<i>Mortoniella</i> (Ulmer, 1906)	Blahnik & Holzenthal (2008); Pes et al. (2005); Paprocki et al. (2004)	AM, MG, RJ, SC, SP, MT novo registro
<i>Protoptila</i> Banks, 1904	Paprocki et al. (2004); Pes et al. (2005)	AM, MG, PA, SC, MT novo registro
Helicopsychidae		
<i>Helicopsyche</i> Siebold, 1859	Paprocki et al. (2004); Pes et al. (2005)	AM, BA, MG, PR, RJ, RR, SC, SP, MT Novo registro
Hydrobiosidae		
<i>Atopsyche</i> Banks, 1905	Paprocki et al. (2004); Pes et al. (2005)	AM, ES, MG, PR, RJ, RR, SC, SP, MT novo registro
Hydropsychidae		
<i>Blepharopus diaphanus</i> Kolenati, 1859	Flint & Wallace (1980); Paprocki et al. (2004); Santos et al. (2010)	RJ, SC, PR, MG, AC e MT
<i>Leptonema amazonense</i> Flint, 1978	Flint (1978); Flint et al. (1987)	RR e MT, novo registro
<i>Leptonema aspersum</i> (Ulmer, 1907)	Paprocki et al. (2004); Santos et al. (2010)	BA, MT e MS
<i>Leptonema crassum</i> Ulmer, 1905	Paprocki et al. (2004); Santos et al. (2010)	RR, MG, ES, SP, MT e GO
<i>Leptonema maculatum</i> Mosely, 1933	Paprocki et al. (2004); Flint et al. (1987)	AM, PA e MT
<i>Leptonema rostratum</i> Flint, McAlpine & Ross, 1987	Paprocki et al. (2004); Santos et al. (2010)	AM, RR, PA e MT
<i>Leptonema sparsum</i> (Ulmer) 1905	Paprocki et al. (2004); Flint et al. (1987)	RO, AM, PA, RJ, SP, SC, MT, GO, DF, PR e MG
<i>Leptonema spinulum</i> Flint, McAlpine & Ross, 1987	Dumas et al. (2010); Santos et al. (2010)	AM, DF, PA e MT
<i>Macronema hageni</i> Banks, 1924	Paprocki et al. (2004)	AM, PA, MG, MT novo registro
<i>Macronema percitans</i> Walker, 1860	Paprocki et al. (2004); Santos et al. (2010)	AM, PA e MT
<i>Macronema pertyi</i> Banks, 1924	Paprocki et al. (2004); Santos et al. (2010)	MT
<i>Macrostemum arcuatum</i> (Erichson, 1848)	Paprocki et al. (2004); Santos et al. (2010)	AM, PA e MT
<i>Macrostemum santaeritae</i> (Ulmer, 1905)	Paprocki et al. (2004)	AM, PA, MT novo registro
<i>Macrostemum ulmeri</i> (Banks, 1913)	Paprocki et al. (2004)	AM, PA, MG, RR, MT novo registro
<i>Smicridea (Rhyacophylax) abrupta</i> Flint, 1974	Flint (1978); Paprocki et al. (2004); Santos et al. (2010)	AM e MT

Continuação

<i>Smicridea (R.) appendiculata</i> Flint, 1972	Albino (2009)	AM, MG e MT
<i>S. (R.) coronata</i> Flint, 1980	Albino (2009)	MG, MT e SP
<i>Smicridea (R.) mesembrina</i> Navás 1918	Albino (2009)	MT
<i>S. (R.) palmar</i> Sganga, 2005	Albino (2009)	MT
<i>S. (R.) ephippifer</i> Flint, 1978	Albino (2009)	MT e PA
<i>Smicridea (S.) truncata</i> Flint, 1974	Flint (1974); Paprocki et al. (2004); Pes et al. (2008)	AM, PA, MT novo registro
<i>Synoestropsis furcata</i> Flint, 1974	Calor (2008); Paprocki et al. (2004)	PA e MT
<i>Synoestropsis grisoli</i> Navás, 1924	Paprocki et al. (2004); Santos et al. (2010)	AM, PA, MG e MT
Hydroptilidae		
<i>Bredinia espinosa</i> Harris, Holzenthal & Flint, 2002	Paprocki et al. (2004); Santos et al. (2010); Flint (1981)	RO e MT
<i>Flintiella astilla</i> Harris, Holzenthal & Flint, 2002	Santos et al. (2010)	BA, PR, SP e MT
<i>Oxyethira</i> Eaton, 1873	Paprocki et al. (2004); Pes et al. (2005)	AM, MG, PA, PR, RR, SC, SP, MT novo registro
Leptoceridae		
<i>Achoropsyche duodecimpunctata</i> (Navás, 1916)	Holzenthal (1984)	AM, RR, PA, ES, SC, PR, MG, SP, MT novo registro
<i>Amazonatolica hamadae</i> Holzenthal & Pes, 2004	Holzenthal & Pes (2004)	AM, BA, RO, MT novo registro
<i>Amphoropsyche</i> Holzenthal, 1985	Holzenthal (1985), Pes (2005)	AM, MT novo registro
<i>Nectopsyche nigricapilla</i> (Navás, 1920)	Flint et al. (1999)	MT, BRASIL novo registro
<i>Nectopsyche quatourguttata</i> (Navás, 1922)	Flint et al. (1999)	MT, BRASIL novo registro
<i>Notalina</i> Mosely, 1936	Calor et al. (2006), Calor 2008), Paprocki et al. (2004), Holzenthal (1986), Calor & Froehlich (2008)	GO, MG, PR, RJ, SP, MT novo registro
<i>Oecetis</i> McLachlan, 1877	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	AM, BA, ES, MG, PR, RJ, RR, SC, SP, MT novo registro
<i>Triplectides</i> Kolenati, 1859	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005) Holzenthal (1988)	AM, ES, MG, PA, PR, RJ, SC, SP, MT novo registro
Odontoceridae		
<i>Marilia</i> Müller, 1880	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	AM, GO, MG, MS, PR, RJ, RO, SC, MT novo registro
Philopotamidae		
<i>Chimarra (Curgia) conica</i> Flint, 1998	Paprocki et al. (2004), Santos et al. (2010)	CE, GO, MG, MT, RJ, RO e SC
<i>Wormaldia</i> McLachlan, 1865	Pes et al. (2005)	AM, MT novo registro
Polycentropodidae		
<i>Cernotina</i> Ross, 1938	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	AM, MG, PA, PR, RR, SC, MT novo registro
<i>Cyrnellus fraternus</i> (Banks, 1905)	Paprocki et al. (2004)	AM, PA, MG, PR, SC, MT novo registro
<i>Polycentropus</i> Curtis, 1835	Paprocki et al. (2004)	PR, SC, MT novo registro
<i>Polyplectropus</i> Ulmer, 1905	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	AM, MG, PR, RS, SC, MT novo registro
Xiphocentronidae		
<i>Xiphocentron</i> Brauer, 1870	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	AM, SP, MT novo registro

*AC= Acre; AM = Amazonas; BA= Bahia; CE= Ceará; DF= Distrito Federal; ES = Espírito Santo; GO= Goiás; ES= Espírito Santo; MG = Minas Gerais; MT = Mato Grosso; PA = Pará; PB = Paraíba, PR = Paraná; RJ = Rio de Janeiro; RO = Rondônia; RR = Roraima; RS = Rio Grande do Sul; SC = Santa Catarina; SP = São Paulo.

Agradecimentos

Nós agradecemos Dr^a. Gisele L. Almeida (MN) e à Dr^a. Ana Maria O. Pes (INPA) pelo suporte na identificação de vários exemplares de Trichoptera, ao Dr. Frederico F. Salles, ao Dr. Jorge Luiz Nessimian e a Dr^a. A.M.O. Pes (INPA) pela revisão de uma versão prévia deste manuscrito. Ao CNPq, Proc. nº 520345/99-1, PROBIO /MMA/, Proc. nº 680020/02-0, à FAPEMAT, Proc. nº 098/2004, à FAPEMAT, Proc. nº 0907/2006 e ao CNPq, Proc. nº 520268/2005-9 pelo fomento aos projetos. O primeiro autor é grato pela bolsa de Mestrado CAPES e ao Laboratório de Entomologia de Nova Xavantina pelo suporte laboratorial e auxílio em campo.

Referências

- ALBINO, J. L. D. 2009. Taxonomia do gênero *Smicridea* McLachlan (Trichoptera: Hydropsychidae) de três estados da Amazônia. Dissertação de Mestrado. Manaus, INPA/UFAM.
- ALBINO, J. L. D., PES, A. M. & HAMADA, N. (submetido). *Smicridea* (Trichoptera, Hydropsychidae) from three Brazilian Amazonian States: new species descriptions, larval taxonomy and bionomics.
- ANGRISANO, E. B. & P. G. KOROB, 2001. Trichoptera. In H. R. FERNÁNDEZ & E. DOMÍNGUEZ (Eds.), Guia para la identificación de los artrópodos bentônicos sudamericanos Tucumán.
- BLAHNIK, R.J. & HOLZENTHAL, R.W. 2008. Revision of the Mexican and Central American species of *Mortoniella* (Trichoptera: Glossosomatidae: Protoptilinae). *Zootaxa* 1711: 1-72.
- BLAHNIK, R.J. 2002. Systematics of *Otarrha*, a new Neotropical subgenus of *Chimarra* (Trichoptera: Philopotamidae). *Systematic Entomology* 27: 65-130.
- BLAHNIK, R.J., PAPROCKI, H. & HOLZENTHAL, R.W. 2004. New distribution and species records of Trichoptera from southern and southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 4(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?inventory+BN01304012004> (acessado em 22/09/2010)
- CALOR, A.R. & C.G. FROEHLICH. 2008. Description of the immature stages of *Notalina morsei* HOLZENTHAL, 1986 (Trichoptera: Leptoceridae) and an updated key to larvae of Neotropical Leptoceridae genera. *Zootaxa* 1779: 45-54.
- CALOR, A.R. 2008a. A new species of *Notalina* Mosely, 1936 (Trichoptera: Leptoceridae) from Chapada dos Veadeiros National Park, Goiás state, Brazil. *Biota Neotrop.* 8(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn02108032008> (acessado em 22/09/2010)
- CALOR, A.R. 2008b. Description of the larvae of *Synoestropsis furcata* Flint, 1974 (Trichoptera: Hydropsychidae) from central-western region, Brazil. *Aquatic Insects* 30(4): 319-325.
- CALOR, A.R., Holzenthal, R.W. & D.S. Amorim. 2006. Phylogenetic analysis of *Notalina* (*Neonotalina*) Holzenthal (Trichoptera: Leptoceridae), with the description of two new species from southeastern Brazil. *Zootaxa* 1131: 33-48.
- DE MOOR, F.C. & IVANOV, V.D. 2008. Global diversity of caddisflies (Trichoptera: Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 393-407.
- DUMAS, L.L. & NESSIMIAN, J.L. 2006. Description of the immature stages of *Anastomoneura guahybae* Huamantínco & Nessimian, 2004 (Trichoptera: Odontoceridae), with a new record for the genus and keys to larvae and pupae of Neotropical genera. *Zootaxa* 1362: 43-53.
- DUMAS, L.L. & NESSIMIAN, J.L. 2009a. A new species of *Leptonema* Guérin (Trichoptera: Hydropsychidae) from southeastern Brazil. *Zootaxa* 2245: 65-68.
- DUMAS, L.L. & NESSIMIAN, J.L. 2009b. Description of two new species of *Marilia* Müller (Trichoptera, Odontoceridae) from southeastern Brazil, including the description of the female of *Marilia major* Müller. *Revista Brasileira de Entomologia* 53(3): 344-348.
- DUMAS, L.L., SANTOS, A.P.M., JARDIM, G.A., FERREIRA-JUNIOR, N. & NESSIMIAN, J.L. 2010. Insecta, Trichoptera: new records from Brazil and other distributional notes. *Checklist* 6(1): 7-9.
- FLINT, O.S.Jr. & WALLACE, J.B. 1980. Studies of Neotropical Caddisflies, XXV: The immature stages of *Blepharopus diaphanus* and *Leptonema columbianum* (Trichoptera: Hydropsychidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington* 93(1): 178-193.

- FLINT, O.S.Jr. 1974. Studies of Neotropical Caddisflies, XIV: on a collection from northern Argentina. *Proceedings of the biological society of Washington*, 75: 219.
- FLINT, O.S.Jr. 1974. Studies of Neotropical Caddisflies, XV: the Trichoptera of Surinam. *Studies on the fauna of Suriname and other Guianas*, 14(55): 1-151.
- FLINT, O.S.Jr. 1978. Studies of Neotropical Caddisflies, XXII: Hydropsychidae of Amazon Basin (Trichoptera). *Amazoniana* 6(3): 373-421.
- FLINT, O.S.Jr. 1996. The Trichoptera collected on the expeditions to Parque Manu, Madre de Dios, Peru. 369-430pp. *In*: WILSON, D.E. & SANDOVAL, A. (eds.) *Manu: The biodiversity of southeastern Peru*, 679 p., Washington, Smithsonian Institution Press.
- FLINT, O.S.Jr., HOLZENTHAL, R.W. & HARRIS, S.C. 1999. *Catalog of the Neotropical Caddisflies (Insecta: Trichoptera)*. Ohio Biological Survey, Ohio, USA, 239 pp.
- FLINT, O.S.Jr., MCALPINE, J.F. & ROSS, H.H. 1987. A revision of the Genus *Leptonema* Guérin (Trichoptera: Hydropsychidae: Macronematinae). *Smithsonian Contributions to Zoology* 450: 1-193.
- HOLZENTHAL, R.W. & ALMEIDA, G.L. 2003. New species of Polycentropodidae (Trichoptera) from Southeastern and Southern Brazil. *Proceeding of the Entomological society of Washington* 105: 22-29.
- HOLZENTHAL, R.W. & PES, A.M.O. 2004. A new genus of long-horned caddisfly from the Amazon basin (Trichoptera: Leptoceridae: Grumichellini). *Zootaxa* 621: 1-16.
- HOLZENTHAL, R.W. 1984. Studies in Neotropical Leptoceridae (Trichoptera) 1: *Achoropsyche*, a new genus. *Proceedings of the International Symposium on Trichoptera* 4: 181-184.
- HOLZENTHAL, R.W. 1986. The Neotropical species of *Notalina*, a southern group of long-horned caddisflies (Trichoptera: Leptoceridae). *Systematic Entomology* 11:61-73.
- HOLZENTHAL, R.W. 1988. Systematics of Neotropical *Triplectides* (Trichoptera: Leptoceridae). *Annals of Entomological Society of America* 81(2): 187-208.
- HOLZENTHAL, R.W. 1995. The caddisfly genus *Nectopsyche*: New *gemma* group species from Costa Rica and Neotropics (Trichoptera: Leptoceridae). *Journal of North American Benthological Society* 14: 61-83.
- HOLZENTHAL, R.W. 1997. The caddisfly (Trichoptera) family Atriplectididae in the Neotropics. 8^a *Proceedings of the 8th International Symposium on Trichoptera*, 157-165.
- HOLZENTHAL, R.W., BLAHNIK, R.J., PRATHER, A.L. & KJER, K.M. 2007. Order Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta), Caddisflies. *Zootaxa* 1668: 639-698.
- HUAMANTINCO, A.A. & NESSIMIAN, J.L. 2004a. A New Neotropical Genus and Species of Odontocerinae (Trichoptera: Odontoceridae) from Southeastern Brazil. *Aquatic Insects* 26: 281-288.
- HUAMANTINCO, A.A. & NESSIMIAN, J.L. 2004b. Description of the larva and pupa of *Antarctoecia brasiliensis* Huamantincó & Nessimian, 2003 (Trichoptera, Limnephilidae). *Zootaxa* 490: 1-8.
- MORSE, J.C. (ed.) 2011. *Trichoptera World Checklist*. <http://entweb.clemson.edu/database/trichopt/index.htm> [Acessado em 22/02/2011.]
- NESSIMIAN, J.L. & DUMAS, L.L. 2010. Description of the immature stages of *Leptonema tridens* (Insecta: Trichoptera: Hydropsychidae) from southeastern Brazil with notes on its biology. *Zoologia* 27: 465-471.

- NOGUEIRA, D.S., CABETTE, H.S.R. & JUEN, L. (submetido). Distribuição, estrutura e composição de Trichoptera (Insecta) em tributários da Bacia do Rio Suiá-Miçú, Mato Grosso, Brasil.
- OLIVEIRA, L.G. & FROEHLICH, C.G. 1997. Diversity and community structure of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in a mountain stream in a Southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis* 9: 139-148.
- PAPROCKI, H., HOLZENTHAL, R.W. & BLAHNIK, R.J. 2004. Checklist of the Trichoptera (Insecta) of Brazil I. *Biota Neotrop.* 4(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?inventory+BN01204012004> [acessado em 22/09/2010].
- PES, A.M.O. & HAMADA, N. 2003. The occurrence of *Taraxitrichia* Flint & Harris, 1992 (Trichoptera: Hydroptilidae) in Brazil, with description of the final larval stage. *Zootaxa* 328: 1-7.
- PES, A.M.O. & HAMADA, N. 2004. *Ceratotrichia* Flint, 1992 (Trichoptera: Hydroptilidae) larval and pupal description and new genus records for Brazil. *Entomotopica* 19: 31-37.
- PES, A.M.O. 2005. Taxonomia, estrutura e riqueza das comunidades de larvas e pupas de Trichoptera (Insecta), em igarapés na Amazônia Central. Tese doutorado em Biologia Tropical e Recursos Naturais do convênio UFAM/INPA, Manaus, Amazonas.
- PES, A.M.O., HAMADA, N. & NESSIMIAN, J.L. 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 49: 181-204.
- PES, A.M.O., HAMADA, N. & SOARES, C.C. 2008. Description of the last-instar larva and pupa and the bionomics of *Smicridea* (Smicridea) *truncata* Flint (Trichoptera: Hydropsychidae) in Central Amazonia, Brazil. *Zootaxa* 1732: 56-60.
- ROBERTSON, D.R. & HOLZENTHAL, R.W. 2005. The Neotropical caddisfly genus *Tolhuaca* (Trichoptera: Glossosomatidae). *Zootaxa* 1063: 53-68.
- ROBERTSON, D.R. & HOLZENTHAL, R.W. 2006. The Neotropical caddisfly genus *Canoptila* (Trichoptera: Glossosomatidae). *Zootaxa* 1272: 45-59.
- SANTOS, A.P.M., DUMAS, L.L., JARDIM, G.A. & NESSIMIAN, J.L. 2010. Brazilian Caddisflies: Checklists and Bibliography. URL: <https://sites.google.com/site/braziliancaddisflies> [acessado em 20/09/2010]
- SHMID, F. 1949. Les Trichoptères de la Collection Navás. *Eos* 25: 305-426.
- WIGGINS, G.B. 1996. Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera). University of Toronto Press, Toronto, 457 pp.

CAPÍTULO 2

Efeitos da distância espacial, integridade e variáveis ambientais sobre a diversidade alfa e beta em comunidades de Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) em riachos do Cerrado do Mato Grosso, Brasil

Denis Silva Nogueira¹, Helena Soares Ramos Cabette¹ & Leandro Juen²

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade do Estado de Mato Grosso, 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso. E-mail: dnogueira_bio@yahoo.com.br

²Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, 74001-970, Goiânia, Goiás, Brasil. (leandrojuen@yahoo.com.br)

Resumo: A diversidade pode ser particionada de acordo com a escala em três componentes: diversidade alfa, beta e gama. No presente estudo as hipóteses da estruturação da diversidade beta das comunidades de Trichoptera com base nos pressupostos da teoria neutra e do nicho são testadas a partir dos procedimentos de mantel, tendo as distâncias geográficas e as variáveis ambientais amostradas localmente como variáveis explanatórias. Os efeitos da integridade sobre a diversidade de espécies são avaliados em escalas locais e regionais sobre a hipótese de perda de diversidade em locais com baixos níveis de integridade. As matrizes de dissimilaridade, criada a partir do índice de Chao, foram relacionadas às matrizes ambiental e espacial usando os procedimentos do teste de Mantel parcial com 10.000 permutações. Os resultados apontam para um forte efeito da matriz espacial sobre a diversidade beta, dando suporte a mecanismos de estruturação por dispersão, mas efeitos ambientais não puderam ser totalmente descartados. Mecanismos baseados nos pressupostos das teorias Neutra e do Nicho são assim, potenciais explicativos da variação composicional de comunidades de Trichoptera, assim como de outros insetos aquáticos de baixo potencial dispersivo. O índice de integridade de habitat (IIH), a variável ambiental que melhor representou a variação na diversidade alfa e beta da comunidade de Trichoptera, foi significativamente relacionada a outras variáveis ambientais importantes, como temperatura da água e pH, sendo um índice indicado para os estudos com objetivos na avaliação ambiental. Os resultados obtidos neste estudo revelam efeitos positivos da distância espacial e da dissimilaridade ambiental e efeitos negativos da perda de integridade sobre a diversidade local e regional de Trichoptera. Medidas de conservação de insetos aquáticos e da qualidade da água devem ser direcionadas à preservação de ambientes situados em

amplas áreas, com grande heterogeneidade ao longo da paisagem e elevada integridade, priorizando a conservação da vegetação ripária em faixas amplas ao redor dos riachos.

Palavras-chave: Teoria Neutra, Teoria do Nicho Ecológico, comunidades de Trichoptera, ecologia de riachos, conservação de insetos aquáticos.

Abstract: Geographic distance, integrity and environmental effects on beta diversity in assemblages of Trichoptera (Insecta) in Savanna streams from Mato Grosso, Brazil. The diversity can be partitioned according to the scale in three components: alpha, beta and gamma diversity. In this study the assumptions of the structuring of Trichoptera beta diversity of communities based on assumptions of neutral and niche theory are tested using mantel procedures, have geographical distance and environmental variables sampled locally as explanatory variables. The effects of integrity on the species diversity are evaluated in local and regional scales to explore on the possibility of diversity loss in areas with low levels of integrity. The dissimilarity matrices, created by mean of Chao index was related to environmental and spatial matrices using the procedures of partial Mantel test, with 10.000 permutations. The results indicate a strong effect of spatial matrix on beta diversity, supporting the mechanisms structuring by mean of dispersal, but environmental effects related to niche could not be completely discarded. Mechanisms based on assumptions of Niche and Neutral theory are thus potential explanations for the compositional variation of Trichoptera communities, as well as other aquatic insects of low potential dispersive. The habitat integrity index (IIH), was the environmental variable that best represented the variation in alpha and beta Trichoptera community and was significantly related to other important environmental variables, such as water temperature and pH, being indicated an index for studies with goals in environmental assessment. The results of this study show positive effects of spatial distance and environmental dissimilarity and negative effects of integrity loss on local and regional Trichoptera diversity. Conservation measures for aquatic insects and water quality should focus on environmental preservation located in extensive areas with high heterogeneity across the landscape and high integrity, giving priority to conservation of riparian vegetation in wide ranges around the streams.

Key-words: Neutral and niche theory, caddsfly assemblages, streams ecology, aquatics insect conservation.

Introdução

Entender quais mecanismos determinam os padrões de diversidade está entre os principais objetivos da ecologia (Cody & Diamond, 1975; Rosenzweig, 1995; Tokeshi, 1998; Morin, 1999; Hubbell, 2001). O estudo destes mecanismos avançou consideravelmente nas últimas décadas, incluindo a integração de processos em diferentes escalas de espaço (e.g. a influência do conjunto regional de espécies) e de tempo (escalas ecológicas / evolutivas) (Whittaker, 1970, 1972; Ricklefs & Schluter, 1993; Schluter, 2000; Koleff et al., 2003a; Koleff et al., 2003b; Koleff et al., 2003c; Hanski & Gaggiotti, 2004; Legendre et al., 2005; Ricklefs, 2006; Tuomisto & Ruokolainen, 2006).

A diversidade biológica pode ser particionada em três componentes básicos de acordo com a amplitude da escala: diversidade alfa, entendida como a riqueza local de espécies; diversidade beta, definida como a substituição ou mudança na riqueza de espécies entre sítios ou grupos de sítios (medindo a diferença na composição de espécies entre duas ou mais áreas); e a diversidade gama, que é a diversidade total da região, dada pela soma da diversidade alfa e beta (Whittaker, 1970; Baselga, 2010; Tuomisto, 2010).

A diversidade beta é uma medida importante da biodiversidade regional, constituindo uma ferramenta extremamente útil para a conservação e manejo dos recursos naturais (Legendre et al., 2005; Baselga & Jiménez-Valverde, 2007). Muitos estudos têm sido direcionados a investigar os padrões de riqueza local de espécies (diversidade alfa) em micro e macro-escalas geográficas (Voelz & McArthur, 2000; Melo & Froehlich, 2001; Death, 2002; Hamada et al., 2002; Cereghino et al., 2003; Reyjol et al., 2003; Death & Zimmermann, 2005; Heino et al., 2005; McCreddie et al., 2005), e apenas nos últimos anos têm se dado maior ênfase ao padrão de diversidade beta em amplas escalas espaciais e temporais (Whittaker et al., 2001; Koleff et al., 2003; Brose et al., 2004; Diniz-Filho et al., 2006; Gabriel et al., 2006; Hawkins et al., 2006; Hawkins et al., 2007; Diniz-Filho & Bini 2008).

Em ecologia de comunidades a existência de regiões com comunidades estruturadas em função das características ambientais locais e por interações bióticas entre espécies (e.g. competição e predação) representa um paradigma amplamente difundido, fundamentado nas teorias de coexistência por diferenciação de nichos por processos evolutivos e na perspectiva de escolhas das espécies (Whittaker, 1962; Chase & Leibold, 2003; revisado em Leibold et al., 2004). Segundo estes conceitos, seria possível prever o aumento da dissimilaridade (diversidade beta) diante da maior heterogeneidade de condições ambientais ao longo do espaço (Diamond & Case, 1986; Chase, 2003, 2004; Leibold & McPeck, 2006).

Contrapondo esta visão, outro modelo recentemente discutido é o de mecanismos de estruturação por processos neutros (Bell, 2001; Hubbell, 2001), que é fundamentado na perspectiva de equivalência das espécies. Nesta perspectiva os processos dispersivos resultantes da interação

dinâmica entre as comunidades locais e a metacomunidade por meio de migração dos excedentes populacionais criam padrões aleatórios de mudanças composicionais no espaço e no tempo (Hubbell, 2001; Leibold et al., 2004). A conectividade e a distância entre áreas influenciam o padrão de distribuição das espécies de acordo com a capacidade de dispersão dos organismos nas comunidades locais (Bell, 2001; Chase, 2003). A taxa de substituição de espécies no espaço resulta em diferentes padrões espaciais de composição (Harrison et al., 1992; Duivenvoorden et al., 2006; Fattorini, 2006; Gabriel et al., 2006; Harborne et al., 2006; He & Zhang, 2009), mas a diversidade beta é explicada puramente pela distância espacial e não pode ser atribuída a respostas das espécies às diferenças ambientais, como assumido na perspectiva dos modelos de nicho (Whittaker, 1962; Leibold et al., 2004).

O decréscimo da similaridade com aumento da distância reflete padrões espaciais de dispersão ou de heterogeneidade ambiental em grandes escalas espaciais (Chao et al., 2005). Na perspectiva neutra a conexão entre as áreas, fatores demográficos e as possibilidades de colonização de novos ambientes fazem da variável distância um fator extremamente relevante para a avaliação da diversidade (Hubbell, 2001; Chase, 2003), enquanto que o efeito da variação ambiental sobre a composição faunística pode estar relacionado ao potencial dispersivo das espécies (Baselga & Jiménez-Valverde, 2007).

A maioria das espécies e gêneros da ordem Trichoptera apresenta dispersão lateralmente limitada, devido ao vôo curto dos adultos, geralmente relacionado às áreas de vegetação ribeirinha (Sode & Wiberg-Larsen, 1993; Collier & Smith, 1998). Longitudinalmente a distância entre os sítios de uma mesma bacia não representa uma barreira nítida à dispersão, pois podem se deslocar tanto na fase imatura através de deriva (Statzner et al., 1986; Principe & Corigliano, 2006), quanto na fase adulta seguindo a vegetação marginal (Jones & Resh, 1988; Freitag, 2004). Adicionalmente, na ausência de barreiras físicas e de limitações climáticas (climas extremos) a colonização de amplas áreas geográficas é esperada até mesmo para Trichoptera (Hering et al., 2009). Nestes contextos, a avaliação de comunidades de organismos com baixo potencial dispersivo e com elevada diversidade funcional e de nichos dentro de riachos, como objeto na validação destes modelos é de importância extrema para a conservação, pois estas podem refletir as variações nas condições ambientais locais, sendo assim estruturadas pelo nicho e, então, a conservação de riachos com diferentes características seria necessária para a manutenção da diversidade de espécies. Por outro lado, se estas comunidades forem estruturadas pelo espaço, a conservação de grandes áreas geográficas, ou de áreas espalhadas ao longo de amplas faixas de extensão seria a melhor forma de conservar esta fauna.

A fase larval é relativamente longa (Wiggins, 1996), e está sujeita às alterações das condições ambientais locais do meio onde vivem (Huamantínco & Nessimian, 2000; Aagaard et al., 2004;

Spies et al., 2006; Arimoro & Ikomi, 2009; Maltchik et al., 2009), sendo capazes de migrar quando as condições são desfavoráveis ou na presença de predadores através de deriva na coluna d'água (Sode & Wiberg-Larsen, 1993). As larvas são diversificadas funcionalmente, ocorrendo formas que podem ser enquadradas em todas as categorias funcionais propostas para os macroinvertebrados bentônicos (Cummins & Klug, 1979), apresentando, assim, diferentes estratégias para a aquisição de alimento e colonização (Merritt & Cummins, 1984). As larvas de Trichoptera são especialmente seletivas quanto aos microhábitat (Mackay & Wiggins, 1979; Benke & Wallace, 1997), e notadamente sensíveis a alterações nos ecossistemas aquáticos, tornando-as ideais para biomonitoramento de qualidade de água (Johnson et al., 1993; Bonada et al., 2006). Estas características os fazem, assim, ideais para a avaliação dos processos estruturadores da composição de espécies em múltiplas escalas espaciais em bacias hidrográficas, tanto do ponto de vista dos aspectos dispersivos, quanto da diversidade funcional e de nichos ocupados por estes organismos, sendo seu uso como modelo amplamente difundido na avaliação da conservação de ecossistemas aquáticos (Rosenberg & Resh, 1993; Resh, 1994).

No presente estudo buscamos avaliar qual a importância de processos regionais relacionados à dispersão neutra e da heterogeneidade ambiental (nicho espacial) ao longo do gradiente de bacias hidrográficas são responsáveis pela manutenção da diversidade local e regional de Trichoptera. Nós testamos o seguinte conjunto de hipóteses: (1) a diversidade beta das comunidades é melhor explicada pela dispersão limitada de Trichoptera, sendo o aumento da distância geográfica é o melhor preditor da substituição de espécies. Se de fato a dispersão for um fator importante, locais dentro da mesma bacia terão menores valores de diversidade beta que locais de bacias distantes. Respostas favoráveis a esta hipótese dão suporte a mecanismos de estruturação por meio de dispersão neutra (Soininem et al., 2007). Por outro lado, tendo em vista a natureza heterogênea de ecossistemas lóticos ao longo do gradiente de bacias hidrográficas, nós testamos se (2) a diversidade beta de Trichoptera aumenta em função da heterogeneidade ambiental (nicho espacial), sendo maior entre locais com características ambientais dissimilares. Neste caso a diversidade beta de Trichoptera seria melhor explicada por processos baseados no nicho espacial, com as espécies nas comunidades locais diferindo em suas habilidades para viver sob diferentes condições ambientais. Por fim, os efeitos da perda local e regional de integridade sobre a diversidade alfa e beta são investigados sob a hipótese de que (3) ambientes preservados apresentam maior diversidade local de espécies de Trichoptera em função da perda de complexidade de hábitats, e que na escala regional a diversidade é maior em bacias mais conservadas, sendo este um reflexo da correlação positiva da diversidade local e regional. As implicações destes resultados para as estratégias de conservação de Trichoptera e outros organismos aquáticos são discutidas.

Material e métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado em tributários das bacias hidrográficas do Rio Pindaíba e do Rio Suiá-Miçú, importantes afluentes do Rio das Mortes e Xingu, respectivamente, que representam duas das principais redes hidrográficas da região leste de Mato Grosso. O Rio Pindaíba está situado entre os paralelos 14°16' e 15°57' de latitude Sul e os meridianos 51°26' e 52°37' de longitude Oeste, compreende uma área de drenagem de 10.323 km² nos municípios de Barra do Garças, Araguaiana, Nova Xavantina e Cocalinho. O clima da região é do tipo *Cwa*, segundo a classificação de Köppen, com média anual de precipitação variando de 1500 a 1800 mm e médias de temperatura mínima de 18,9° C e máxima de 33,7° C, distribuídas em dois períodos sazonais bem definidos: seca de abril a setembro com precipitação mensal variando de 0 a 135 mm e chuvoso de outubro a março, com precipitação mensal variando de 58 a 428 mm (INMET, 2009). A maioria dos afluentes da Bacia do Rio Pindaíba nasce nas encostas da Serra do Roncador e drena em direção às terras baixas da Planície do Bananal, com altitude máxima de 930m nas nascentes á menos de 300 m em sua foz, quando deságua no Rio das Mortes (Rossette, *inf. Pessoal*).

O Rio Suiá-Miçú constitui um dos principais afluentes da margem direita do Rio Xingu, entre os paralelos 11°15' a 13°40' de latitude Sul e 53°15' a 51°15' de longitude Oeste, na transição entre os Biomas Cerrado e Floresta Amazônica, drenando os municípios de Ribeirão Cascalheira, Canarana e Querência (Figura 1). O clima da região é do tipo tropical sazonal com predominância do tipo Savana (*Aw*), e microrregiões de subtipo Monções (*Am*) e subtipo Tropical Chuvoso (*A*) segundo a classificação de Köppen (Ratter et al., 1978), com média anual de precipitação 1.370mm a 1900mm e médias anuais de temperatura máxima de 32,7° C e mínima de 17,0° C, distribuídas em dois períodos sazonais: seca de abril a setembro, com precipitação mensal variando de 0 a 122,4 mm, estação chuvosa de outubro a março, com precipitação mensal variando de 75 a 560 mm (INMET, 2009).

Ambas as redes hidrográficas são compostas por córregos e rios de correnteza (lóticos) e áreas alagadas (veredas), variando de 1ª a 6ª ordem segundo a classificação de Strahler (1957), tendo como vegetação predominante cerrado *sensu stricto*, cerradão e mata de galeria, além de fragmentos relictuais de floresta típicos da transição Cerrado-Amazônia (Ratter et al., 1978; Marimon et al., 2006). Diferentes usos do solo e a conversão sem planejamento da vegetação ciliar em áreas abertas resultaram em paisagens fragmentadas (Pongratz et al., 2006), sendo a pecuária e a agricultura extensiva de soja as principais atividades econômicas.

Na Bacia do Rio Pindaíba foram amostrados 22 locais (Tabela 1), sendo nove na sub-bacia do Rio Corrente e 13 na sub-bacia do Rio Pindaíba, variando desde pequenos córregos encaixados a rios com cerca de 60 m de largura. A maioria dos ambientes de nascente surge na Serra do

Roncador e está conservada pela dificuldade de mecanização, sendo as alterações mais frequentes em locais acima da 3ª ordem onde o relevo é mais plano, com os córregos e rios atingindo a planície. A excessão se dá com o Córrego Caveira, impactado provavelmente por ter toda a drenagem na região de planície.

Na Bacia do Rio Suiá-Miçú foram amostrados 12 ambientes, que variaram de pequenos córregos à grandes rios com cerca de 200 m de largura, com relevo plano e clima, propício para o desenvolvimento da agricultura extensiva, alguns deles relativamente lênticos, caracterizados por águas escuras com alta densidade de macrófitas aquáticas (e.g. *Mayaca*, *Cabomba*, *Egeria*) e buritís (*Mauritia flexuosa* L.). Apenas uma pequena parte dos locais amostrados representa ambientes íntegros (e.g. Córrego Lúcio e Brejão), a maioria com níveis intermediários de impacto.

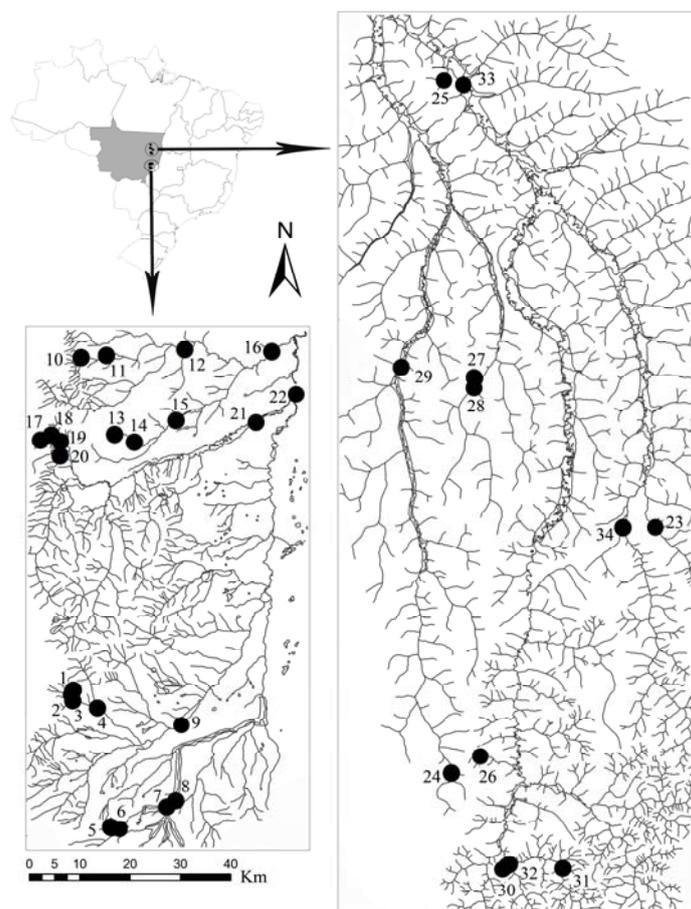


Figura 1 – Locais amostrados nas bacias do Rio Pindaíba, Corrente e Suiá-Miçú, região leste de Mato Grosso (legendas dos locais e sub-bacias na Tabela 1).

Coleta de dados

Foram amostrados 34 ambientes, em três períodos de variação estacional (chuva, seca e início de chuva de 2005 na Bacia do Rio Pindaíba e seca, chuva e vazante de 2007/2008 no Suiá-

Miçú). As coletas de Trichoptera se deram em transecções longitudinais fixas de 100 m, divididas em 20 segmentos de cinco metros (De Marco, 1988), tomando três subamostras de sedimento (raízes e vegetação aquáticas nas margens, folhiço de remanso e de corredeira, matacão menores que 18 cm, etc.), com rede circular de 18 cm de circunferência, malha 250 µm. As amostras foram triadas em campo em bandejas brancas, e os espécimes conservados em álcool a 85%. As larvas foram identificadas com auxílio de chaves especializadas (Pes et al., 2005) e descrições de larvas (Holzenthal & Pes, 2004; Pes et al., 2008;). Para os casos em que não foi possível a identificação específica as larvas foram morfoespeciadas seguindo as recomendações de A.M.O. Pes (INPA).

Os dados abióticos da água (temperatura da água, pH, turbidez, condutividade elétrica, OD e turbidez) foram obtidos com auxílio de sonda multiparâmetros Horiba[®], as concentrações de íons nitrato e fosfato medidas com espectrofotômetro portátil HACH[®], A dureza total e concentrações de íons Ca⁺ e Mg⁺ com método de titulação com EDTA a 0,0002M (NBR 12621/Set, 1992). A profundidade e largura foram aferidas com ecobatímetro e com trena laser Leica Disto[®] A5, respectivamente, em três pontos de cada transecto, para obter uma média local. Os dados espaciais (latitude, longitude e altitude) foram obtidos com sistema de posicionamento global (GPSMAP[®] 76CSx).

Integridade ambiental. As características físicas e estruturais referentes à integridade ambiental foram avaliadas através do Índice de Integridade de Hábitat (IIH). O índice é composto de 12 questões que avaliam dentre outras questões, o padrão de uso da terra, largura e estado de preservação da vegetação ripária, estrutura dos barrancos, dispositivos de retenção etc. (Nessimian et al., 2008; Juen & De Marco, *no prelo*). O índice varia de zero a um, representando um gradiente de aumento de integridade ambiental. Apesar de não estar totalmente adaptado às condições estruturais dos riachos do Cerrado, o índice tem se mostrado uma ótima métrica para avaliação ambiental em vários estudos prévios na região (Dias-Silva et al. 2010; Shimano et al. 2010; Juen & De Marco, 2011; Nogueira et al., submetido).

Análise de Dados

Autocorrelação espacial. A autocorrelação espacial refere-se à falta de independência nos dados obtidos aleatoriamente em campo numa dada distância geográfica, ao contrário do que seria esperado por uma distribuição ao acaso dessas variáveis (Legendre & Legendre, 1998). A autocorrelação espacial constitui um problema freqüente quando se tenta explicar a diversidade de espécies ao longo de amplas escalas geográficas devido à forte estrutura espacial dos dados ambientais (i.e. os resíduos não são independentes). Para evitar esse problema, uma estratégia foi extrair autovetores de uma matriz de distâncias geográficas entre as unidades espaciais e utilizá-los

como filtros a fim de reduzir a variação residual para a criação das matrizes espaciais (Borcard & Legendre 2002, Diniz-Filho & Bini 2005). O padrão de autocorrelação espacial para a riqueza de espécies e de cada uma das variáveis ambientais foi analisado usando o coeficiente I de Moran calculado para as sete classes de distâncias (até 50, 100, 150, 200, 250, 300 e 350; com a distância máxima de 400 km) obtidas a partir das coordenadas geográficas (latitude, longitude) de cada ponto. Valores positivos e significantes do coeficiente I de Moran indicam que os pares de localidades dentro de uma determinada classe de distância são similares para as variáveis analisadas, enquanto que coeficientes negativos e significantes indicam dissimilaridade dos valores para as variáveis (Rangel et al. 2010). A significância do coeficiente I de Moran foi avaliada utilizando 999 permutações, sendo o correlograma considerado significativo no nível de 0,05% ($\alpha = 0,05$), seguindo o critério de correção de Bonferroni (α/k), onde k é o número de classes obtidas (Heino et al., 2010).

Riqueza e abundância local. A riqueza de espécies foi estimada para cada local utilizando o método de extrapolação *jackknife* de primeira ordem com o programa EstimateS Win 7.5 (Colwell, 2005). As unidades amostrais dos locais foram os próprios transectos de 100 m, sendo os segmentos utilizados como pseudoréplicas para gerar as estimativas de riqueza da comunidade local, considerando os três períodos de coleta ($N = 20$ segmentos \times 3 estações = 60 pseudoréplicas por sítio). As comparações da riqueza entre os locais e entre sub-bacias foram realizadas com base nos limites dos intervalos de confiança de 95% (Silva et al., 2010).

A riqueza observada é uma medida quase sempre viciada da diversidade local de espécies (Heltshe & Forrester, 1983; Smith & Belle, 1984; Brose et al., 2003), principalmente devido à ineficiência inerente aos métodos de amostragem (Gotelli & Graves, 1996; Gotelli & Colwell, 2001). Na tentativa de contornar estes problemas, e como o número de amostras foi diferente entre as sub-bacias, as comparações da riqueza de espécies se deram pela interpolação das curvas de rarefação obtidas para o menor tamanho amostral (sub-bacia do R. Corrente: $N = 9$ locais \times 3 estações \times 20 pseudoamostras = 540), a partir do método Exato (Ugland et al., 2003; Colwell et al., 2004; Kindt et al., 2006) e disponível no pacote *Vegan* do programa R (R Development Core Team 2009).

Na análise da variação da abundância entre as bacias usamos ANOVA *uni fatorial* (Zar, 1999). Os pressupostos de normalidade e de homocedasticidade (teste de Levene) foram calculados e testados, nos casos em que algum dos pressupostos não foram satisfatórios, transformações logarítmicas foram utilizadas nas variáveis. A riqueza e a abundância foram relacionadas às variáveis ambientais locais através de análises de regressão simples.

Tabela 1 – Lista dos pontos de coleta, com suas respectivas sub-bacias, localização geográfica e índice de integridade de habitat (IIH) (CO - Rio Corrente; PI - Rio Pindaíba; SM - Rio Suiá-Miçú).

Nº Pontos	Sub-Bacia	Local	Ordem	Sigla	Coordenadas	IIH
1	CO	C. Papagaio	1 ^a	CRP1	15°27'01" S e 52°24'30" W	0,85
2	CO	C. Papagaio	2 ^a	CRP2	15°27'32" S e 52°24'42" W	0,66
3	CO	C. Papagaio	3 ^a	CRP3	15°28'11" S e 52°24'32" W	0,78
4	CO	C. Papagaio	4 ^a	CRP4	15°28'56" S e 52°21'47" W	0,71
5	CO	C. Taquaral	1 ^a	CRT1	15°41'54" S e 52°20'03" W	0,96
6	CO	C. Taquaral	2 ^a	CRT2	15°41'57" S e 52°19'56" W	0,89
7	CO	C. Taquaral	3 ^a	CRT3	15°39'35" S e 52°13'52" W	0,68
8	CO	C. Taquaral	4 ^a	CRT4	15°38'53" S e 52°12'53" W	0,62
9	CO	R. Corrente	5 ^a	RICO5	15°31'14" S e 52°12'10" W	0,66
10	PI	C. Cachoeirinha	2 ^a	CRC2	14°50'50" S e 52°24'22" W	0,69
11	PI	C. Cachoeirinha	3 ^a	CRC3	14°50'33" S e 52°21'34" W	0,73
12	PI	C. Cachoeirinha	4 ^a	CRC4	14°49'45" S e 52°12'55" W	0,65
13	PI	C. Caveira	1 ^a	CRCV1	14°59'06" S e 52°20'29" W	0,59
14	PI	C. Caveira	2 ^a	CRCV2	14°59'53" S e 52°18'17" W	0,51
15	PI	C. Caveira	3 ^a	CRCV3	14°57'28" S e 52°13'43" W	0,65
16	PI	C. Caveira	4 ^a	CRCV4	14°49'47" S e 52°03'16" W	0,57
17	PI	C. Mata	1 ^a	CRM1	14°59'53" S e 52°28'42" W	0,96
18	PI	C. Mata	2 ^a	CRM2	14°59'18" S e 52°27'30" W	0,86
19	PI	C. Mata	3 ^a	CRM3	14°59'59" S e 52°26'29" W	0,82
20	PI	C. Mata	4 ^a	CRM4	15°01'32" S e 52°26'29" W	0,85
21	PI	R. Pindaíba	5 ^a	RIP15	14°56'56" S e 52°04'17" W	0,67
22	PI	R. Pindaíba	6 ^a	RIP16	14°54'10" S e 52°00'21" W	0,67
23	SM	C. Brejão	1 ^a	CRBJ1	12°38'32,3" S e 51°53'20,6" W	0,71
24	SM	C. Lúcio	2 ^a	CRL2	13°05'34,5" S e 52°15'16,9" W	0,74
25	SM	C. Sucuri	2 ^a	CRSRI2	11°49'50,7" S e 52°17'02,2" W	0,60
26	SM	C. Transição-Brejo	1 ^a	CRTB1	13°03'35,6" S e 52°12'03,3" W	0,39
27	SM	R. Betis ponto 1	1 ^a	RBT1	12°22'28,7" S e 52°13'23,1" W	0,64
28	SM	R. Betis ponto 2	1 ^a	RBT1r	12°22'27,5" S e 52°13'19,0" W	0,49
29	SM	R. Darro	5 ^a	RRD5	12°21'12,3" S e 52°21'27,4" W	0,69
30	SM	R. Piabanha	2 ^a	RRPB2	13°15'34,4" S e 52°09'00,5" W	0,65
31	SM	R. Suiá-Miçú ponto 1	2 ^a	RISU2	13°15'45,5" S e 52°02'50,9" W	0,58
32	SM	R. Suiá-Miçú ponto 2	3 ^a	RISU3	13°15'24,3" S e 52°08'44,5" W	0,67
33	SM	R. Suiá-Miçú ponto 3	6 ^a	RISU6	11°50'17,8" S e 52°15'07,5" W	0,73
34	SM	R. Suiazinho	4 ^a	RISZ4	12°38'33,4" S e 51°56'50,7" W	0,66

Diversidade beta. A matriz de dissimilaridade foi criada com base nos dados brutos de abundância das espécies, utilizando o índice de similaridade de Chao, um índice modificado de Sørensen para avaliar dados quantitativos com base na abundância que dá um maior peso as espécies raras na comunidade (Chao et al., 2005). Os valores obtidos variam de zero a um, sendo as comunidades totalmente dissimilares quando estes valores se aproximam de um. A média de dissimilaridade obtida dos valores gerados na matriz β para cada sítio foi utilizada como a medida de diversidade beta daquele sítio, sendo uma medida útil para descrever a variação total da composição entre os múltiplos locais (Legendre et al., 2005). As matrizes de distância ambiental e

de distância espacial foram criadas utilizando as médias padronizadas das variáveis ambientais e as coordenadas e filtros espaciais, respectivamente, com medidas de distâncias euclidianas.

No presente estudo, as hipóteses de maior diversidade beta relacionadas a maiores diferenças ambientais e ao distanciamento espacial foram testadas usando as abordagens de Mantel parcial (Manly, 1994). Esses testes são indicados na presença de autocorrelação espacial porque permite identificar relações espúrias entre as variáveis analisadas (Fortin & Gurevitch, 1993).

O teste de Mantel parcial correlaciona uma matriz resposta a uma explicativa, controlando o efeito de uma terceira matriz explanatória (Legendre & Legendre 1998), sendo válido quando o objetivo do estudo é o teste de hipóteses sobre as causas da variação da diversidade beta entre grupos de sítios (Legendre et al., 2005). Assim, a matriz de diversidade foi primeiramente correlacionada à matriz ambiental condicionada pela matriz espacial, e em seguida à matriz espacial condicionada pela matriz ambiental. Os testes foram realizados utilizando o método de correlação de Pearson e os níveis de significância foram obtidos utilizando 10.000 permutações. Todas as análises de matrizes se deram com o pacote *Vegan* (Oksanen et al., 2007), no programa R (R Development Core Team 2009). Dois modelos foram empregados no teste, o primeiro com todos os locais e o segundo retirando os locais degradados e aqueles com largura maior que 20 m, para minimizar os efeitos dos resíduos sobre a interpretação dos resultados. Os roteiros para as análises realizadas no programa R são disponibilizados no Anexo 3.

Por fim, a média de dissimilaridade, utilizada como a medida de diversidade beta de cada sítio, foi relacionada às variáveis ambientais através de uma análise de regressão múltipla. Quando variáveis limnológicas estavam fortemente correlacionadas entre si ($r \geq 0,80$, alta multicolinearidade), apenas a de maior explicação da riqueza de espécies foi mantida na análise (Legendre & Legendre 1998).

Resultados

Características ambientais e autocorrelação espacial

Todas as variáveis ambientais amostradas apresentaram considerável variação entre os locais estudados (Tabela 2), com valores de autocorrelação espacial significativos e positivos nas primeiras classes de distância segundo o coeficiente *I* de Moran ($p < 0,05$), indicando que os pares de sítios separados por distâncias menores que 100 km tendem a ter valores similares para estas variáveis (Fig. 2).

Os locais mais elevados, amostrados nas sub-bacias do Rio Corrente e Pindaíba, nas encostas da Serra do Roncador, variaram de 270 a 450 m e apresentaram os maiores níveis de integridade e menores valores de temperatura da água (Tabela 1, Anexo 1), sendo a relação destas variáveis com a altitude significativa ($r=0,49$ e $r=-0,39$ respectivamente, com $p < 0,05$). O pH variou

de 4,1 a 7,9, sendo os valores mais ácidos encontrados em locais da sub-bacia do Rio Suiá-Miçú. As maiores concentrações de fósforo foram verificadas nos locais da sub-bacia do Rio Suiá-Miçú, enquanto que os maiores valores de nitrato, Ca⁺, Mg⁺ e dureza foram nas sub-bacias dos rios Pindaíba e Corrente. A integridade ambiental (IIH) foi positivamente relacionada ao pH ($r=0,39$; $p=0,02$) e à dureza ($r=0,47$, $p<0,01$), e negativamente à temperatura da água ($r=0,47$; $p<0,01$), indicando que o IIH representou boa parte das alterações nas condições ambientais dos locais estudados.

Tabela 2 – Médias, desvios padrão (DP) e valores do coeficiente de determinação e o nível de significância para o teste de autocorrelação espacial obtido através do coeficiente *I* de Moran para todas as variáveis ambientais amostradas nas três sub-bacias do leste de Mato Grosso, Brasil.

Variáveis ambientais	Corrente		Pindaíba		Suiá-Miçú		r^2	<i>P</i>
	Média	DP	Média	DP	Média	DP		
Altitude	384.67	37.98	329.08	30.10	312.75	28.19	0.194	0.753
Ca ⁺⁺ (mg l ⁻¹)	4.38	4.25	3.59	3.38	1.93	1.41	0,08	0,09
Condutividade (μS cm ⁻¹)	17.18	11.50	9.27	14.82	0.75	0.23	0,20	0,01
Dureza (mg l ⁻¹)	8.99	7.63	8.51	6.04	4.45	1.59	0,12	0,04
Índice de Integridade de Hábitat	0.73	0.15	0.67	0.17	0.63	0.10	0,17	0,01
Orto-fosfato (mg. l ⁻¹)	0.15	0.04	0.14	0.10	0.33	0.57	0,15	0,02
Largura (m)	5.88	4.31	11.04	15.60	33.90	43.26	0,16	0,02
Mg ⁺⁺ (mg. l ⁻¹)	4.61	3.41	5.37	2.89	2.79	0.63	0,09	0,07
Nitrato (mg. l ⁻¹)	0.07	0.02	1.73	1.43	0.33	0.06	0,06	0,14
Oxigênio dissolvido (μS. cm ⁻¹)	5.94	0.64	6.40	1.67	6.81	1.47	0,04	0,24
Potencial Hidrogeniônico	6.77	0.32	6.14	0.41	5.14	0.25	0,68	0,01
Profundidade (m)	0.89	1.24	1.17	1.55	1.37	1.38	0,01	0,53
Temperatura da água (°C)	23.93	0.85	25.67	1.92	26.14	1.60	0,21	0,01
Turbidez (NTU)	3.44	2.60	18.81	21.57	26.46	9.92	0,16	0,01

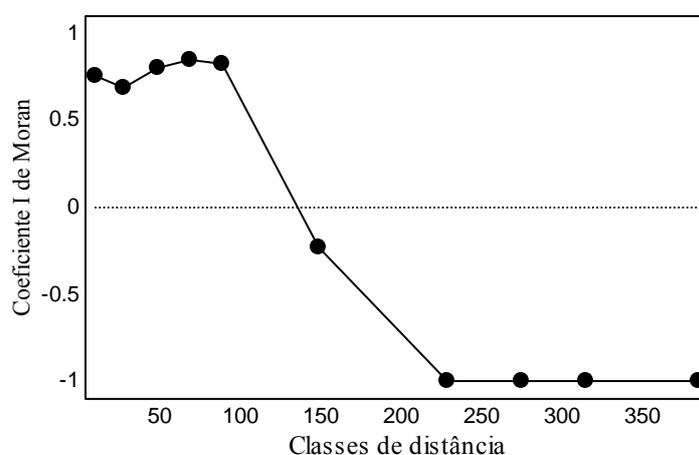


Figura 2 - Diagrama do padrão de autocorrelação espacial para as variáveis de rios e de três Sub-bacias da região leste de Mato Grosso, mostrando as sete classes de distância geográfica obtidas a

partir do coeficiente do *I* de Moran. Valores do coeficiente *I* Moran superiores a zero e significativos indicam autocorrelação espacial para as variáveis.

Padrões locais de abundância e diversidade

Ao todo foram amostrados 6.459 exemplares de Trichoptera (Tabela 3), em média $189,97 \pm 530,22$ por sítio, dos quais uma única morfoespécie, abundante principalmente no CRP1 ($n=2.898$), representou mais da metade da abundância total da comunidade (*Nectopsyche* sp.1, $n=3.719$). Os locais de maior abundância foram os de 1^a e 2^a ordens, sendo o CRP1 o mais abundante ($n=3.092$), seguido do CRM1 ($n=414$), do CRM2 ($n=414$), do RBT2 ($n=370$) e do CRT1 ($n=306$), sendo todos conservados, com exceção do RBT2. Os ambientes com as menores abundâncias foram os de grande porte e aqueles alterados por ação antrópica (e.g. CRCV, CRTB, RBT1). A maior abundância *Nectopsyche* sp.1 em locais das sub-bacias dos rios Pindaíba e Corrente não influenciou o padrão geral da comunidade quando a abundância foi logaritimizada, não apresentando diferenças significativas entre as sub-bacias ($F_{(2, 31)}=1,12$; $p=0,34$).

As espécies/morfoespécies com as maiores abundâncias médias foram *Nectopsyche* sp.1 (média±desvio padrão= $109,38 \pm 501,90$), *Leptonema sparsum* ($14,56 \pm 43,78$), *Phylloicus* sp.2 ($5,88 \pm 17,01$), *Marilia* sp.1 ($5,44 \pm 9,51$), *Polycentropus* sp.1 ($3,59 \pm 17,29$), *Leptonema* sp.1 ($3,23 \pm 8,56$), *Smicridea* (*S.*) sp.5 ($3,18 \pm 12,26$), *Macrostemum* sp.1 ($2,76 \pm 11,97$), *Marilia* sp.2 ($2,71 \pm 6,81$) e *Macrostemum* sp.2 ($2,68 \pm 12,53$). Já as espécies de maiores amplitudes de distribuição foram *L. sparsum* que ocorreu em 23 dos 34 dos locais estudados, seguida de *Cernotina* sp.1 (21 locais), *Marilia* sp.1 (15 locais), *Macronema* sp.2 (14 locais), *Oecetis* sp.2 (14 locais), *Nectopsyche* sp.1 (13 locais), e de *Phylloicus* sp.2, *Macronema* sp.1, *Leptonema* sp.1 e *Triplectides* sp.1 que ocorreram em 11 locais. A maioria das espécies teve distribuição restrita e somente 22% ocorreu em pelo menos um ponto das três sub-bacias (Apêndice 2). Houve relação significativa entre a abundância local e amplitude distribuição regional das espécies de Trichoptera ($r^2=0,60$; $p<0,01$, Figura 3).

A riqueza de espécies não apresentou autocorrelação espacial, segundo o coeficiente *I* de Moran, e se revelou independente da localização espacial dos locais estudados. A riqueza total de espécies estimada pelo *jackknife* foi de $120,04 \pm 10,23$ (média±intervalo de confiança), sendo a sub-bacia do Rio Pindaíba a de maior riqueza com $76,97 \pm 15,90$, seguida da Suiá-Miçú com $62,98 \pm 12,46$ e do Corrente com $57,98 \pm 10,82$. A análise de inferência por intervalo de confiança indicou que a sub-bacia do Corrente diferiu da sub-bacia do R. Pindaíba (Figura 4A). Contudo, a despeito dos resultados obtidos pelo *jackknife* para as sub-bacias, a curva de rarefação padronizada pelo menor número de amostras revelou que apenas a sub-bacia do Rio Suiá-Miçú apresentou riqueza significativamente menor (Figura 4B).

Houve grande variação na riqueza de Trichoptera estimada pelo *jackknife* dentro das sub-bacias (Figura 5). De maneira geral, os locais com os maiores valores de riqueza estimada foram os ambientes conservados, principalmente os de 1^a, 2^a e 3^a ordens (Tabela 3, Figura 5), sendo o CRM3 o mais rico (31,8±3,66), seguido do CRP3 (29,87±2,86), CRM2 (28,88±2,84), CRP2 (27,87±2,96) e do CRL2 (27,88±2,84).

Tabela 3 – Variação da Abundância, riqueza estimada pelo *jackknife* (média e desvio padrão) e da diversidade beta (β , média e desvio padrão), entre os locais das três bacias estudadas. (As siglas dos locais e bacias estão representadas na Tabela 1).

Bacias	Local	Abundância	<i>jackknife</i> (média)	<i>jackknife</i> (DP)	β (média)	β (DP)
CO	CRP1	3.092	16,93	1,92	0,82	0,22
CO	CRP2	131	28,87	2,96	0,75	0,25
CO	CRP3	79	29,87	2,96	0,75	0,28
CO	CRP4	31	16,9	2,7	0,72	0,27
CO	CRT1	306	24,9	2,7	0,94	0,17
CO	CRT2	145	26,88	2,84	0,89	0,17
CO	CRT3	47	13,95	1,67	0,88	0,19
CO	CRT4	25	19,87	3,28	0,87	0,20
CO	RICO5	20	15,88	2,84	0,81	0,18
PI	CRC2	24	25,82	4,75	0,78	0,31
PI	CRC3	78	14,97	1,38	0,69	0,34
PI	CRC4	93	21,87	2,96	0,66	0,33
PI	CRCV1	4	3,97	1,38	0,71	0,25
PI	CRCV2	20	7,95	2,18	0,83	0,27
PI	CRCV3	106	6,98	0,98	0,72	0,27
PI	CRCV4	18	11,93	1,92	0,65	0,31
PI	CRM1	615	20,88	2,84	0,78	0,26
PI	CRM2	414	28,88	2,84	0,75	0,21
PI	CRM3	86	31,8	3,66	0,79	0,26
PI	CRM4	40	23,85	3,08	0,67	0,34
PI	RIPI5	172	20,87	2,61	0,72	0,24
PI	RIPI6	10	2,98	0,98	0,89	0,18
SM	CRBJ1	35	18,88	3,16	0,77	0,24
SM	CRL2	145	27,88	2,84	0,88	0,19
SM	CRSRI2	143	23,87	2,96	0,80	0,24
SM	CRTB1	34	10,95	1,67	0,65	0,27
SM	RBT1	13	11,92	2,12	0,90	0,20
SM	RBT1r	370	24,83	3,75	0,75	0,27
SM	RID5	41	18,9	2,7	0,76	0,26
SM	RIPB2	22	12,92	2,54	0,87	0,18
SM	RISU2	42	13,93	1,92	0,72	0,27
SM	RISU3	29	14,92	2,54	0,75	0,26
SM	RISU6	16	3,0	0,0	0,76	0,26
SM	RISUZ4	13	16,9	2,7	0,81	0,19

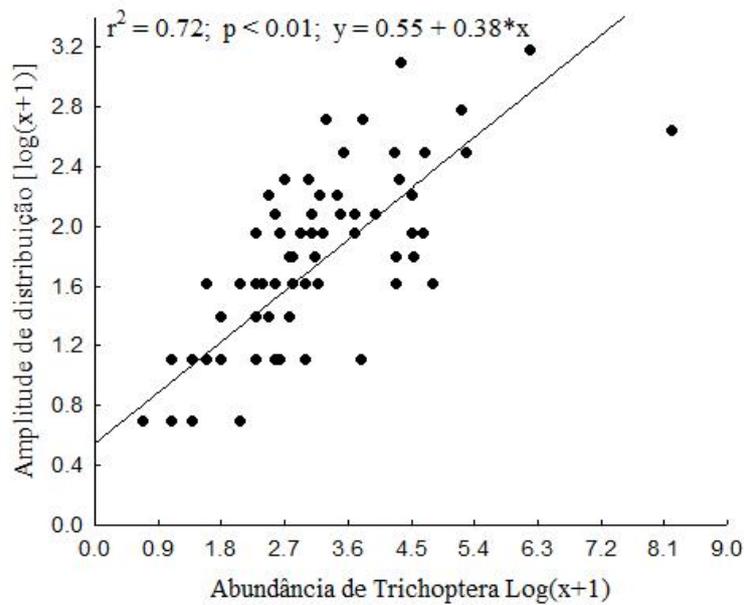


Figura 3 – Relação entre a abundância e a amplitude de distribuição de Trichoptera (Insecta) amostrados em riachos de três sub-bacias do Cerrado da região leste de Mato Grosso, Brasil.

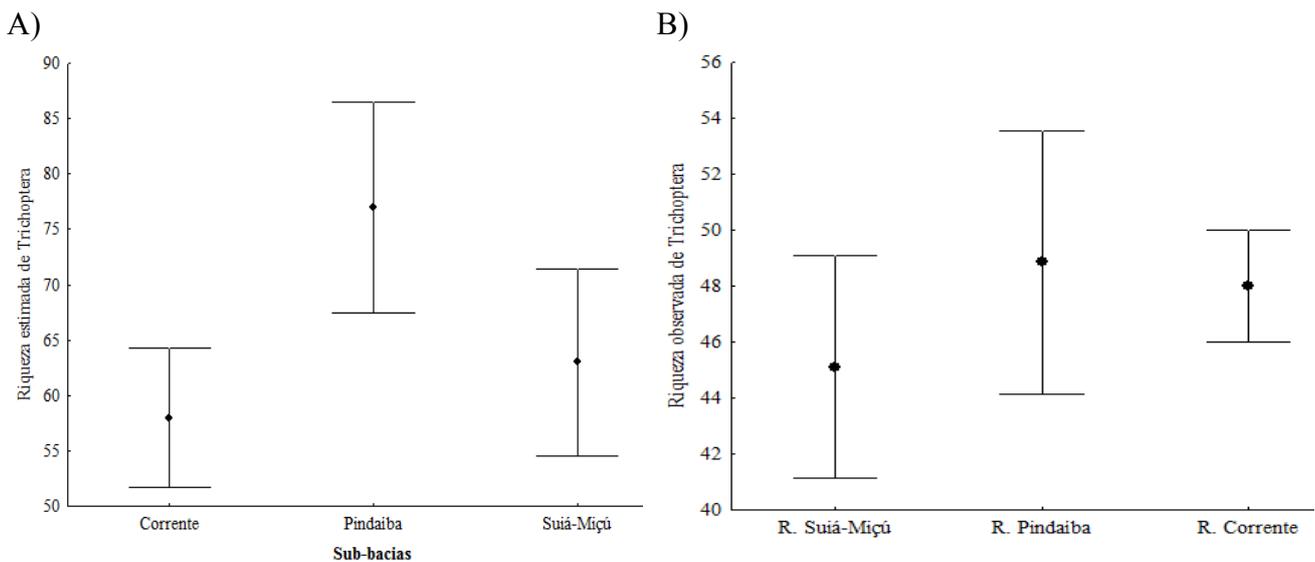


Figura 4 – Riqueza de Trichoptera nas sub-bacias dos rios Corrente, Suiá-Miçú e Pindaíba, Mato Grosso, mostrando a variação da riqueza estimada pelo *jackknife* para as três sub-bacias (A) e a riqueza de espécies de Trichoptera obtida pelo método “exato” com número padronizado de amostras (N=540 amostras) (B). As barras representam os limites dos intervalos de confiança de 95%.

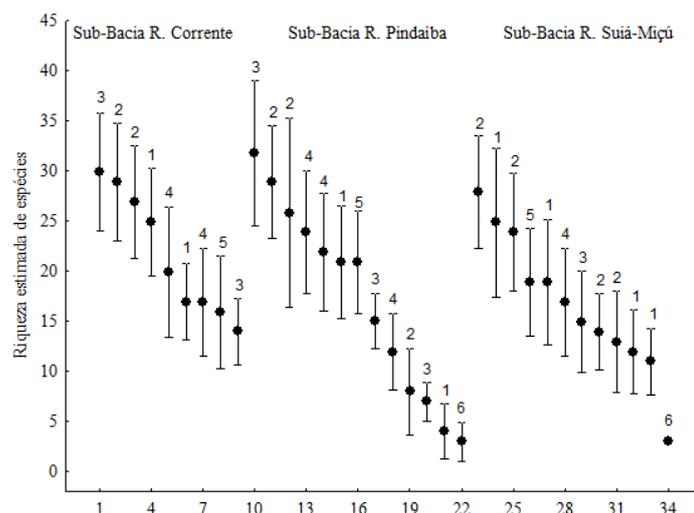


Figura 5 – Variação da riqueza de Trichoptera estimada pelo procedimento *jackknife* entre riachos dentro das sub-bacias do R. Corrente, Pindaíba e Suiá-Miçú, respectivamente. As barras representam os limites intervalos de confiança de 95% e os números acima das barras as ordens (1ª - 6ª ordem) dos corpos d'água.

Efeitos da distância espacial e da dissimilaridade ambiental sobre a Diversidade beta

A diversidade beta média foi elevada na maioria dos locais, indicando grande substituição de espécies entre os riachos estudados, sendo independente da riqueza local de espécies ($r^2=0,06$; $p=0,16$). A variação entre as sub-bacias estudadas não teve efeito sobre a diversidade beta de Trichoptera ($F_{(2, 31)}=0,92$; $p=0,41$).

O teste de Mantel parcial utilizado para avaliar a quantidade de variação da diversidade beta explicada pela variação ambiental condicionado pelo espaço, bem como do espaço quando condicionado pelo ambiente revelaram efeitos significativos para ambos os testes ($R=0,15$; $p=0,04$ e $R=0,27$; $p<0,01$, respectivamente, Tabela 4). Nos testes utilizando os dados padronizados os efeitos das matrizes ambientais e espaciais sobre a diversidade beta foram maiores, mas mantiveram o padrão observado na análise com todos os pontos. Uma correlação entre as matrizes ambiental e espacial também foram verificadas ($r=0,23$; $p<0,01$), indicando uma estruturação das variáveis ambientais ao longo do espaço.

Tabela 4 – Testes de Mantel e Mantel parcial, avaliando o efeito das matrizes ambiental e espacial sobre a diversidade beta da comunidade de Trichoptera de rios e córregos da região leste de Mato Grosso.

Diversidade beta de Trichoptera	Matriz espacial		Matriz ambiental	
	R	p	R	P
Com todos os locais	0,268	0,001	0,148	0,037
Com locais padronizados*	0,368	0,000	0,233	0,016
Matriz ambiental	0,230	0,007		

Efeito das características ambientais sobre a diversidade alfa e beta

A análise de regressão simples (Tabela 5; Figura 6 A e B, respectivamente) revelou perda de diversidade local de espécies estimada pelo *jackknife* em ambientes de menor IIIH ($r^2=0,22$; $p<0,01$), de temperaturas elevadas ($r^2=0,257$; $p<0,01$). Outras relações significativas verificadas entre a riqueza estimada e o pH, dureza e profundidade apresentaram coeficientes de determinação ajustado muito pequenos ($r^2 < 0,20$), podendo ser atribuídas a autocolinearidade destas com o IIIH. Os demais fatores não tiveram uma influência direta sobre a riqueza de Trichoptera. Da mesma forma, a abundância da comunidade diminuiu em função da perda de integridade ($r^2=0,23$; $p<0,01$; Fig. 7A), mas nenhuma evidência biológica para a significância da relação com o pH ($r^2=0,13$; $p=0,04$; Fig. 7B), pode ser levantada no presente estudo devido a sua baixa variação entre locais, pequeno coeficiente de determinação e autocolinearidade com IIIH.

A diversidade beta diminuiu em função da diminuição da integridade local ($\beta=0,67$; $p=0,04$) e da temperatura da água e ($\beta=0,44$; $p=0,03$). As demais variáveis não afetaram a diversidade beta (Tabela 6).

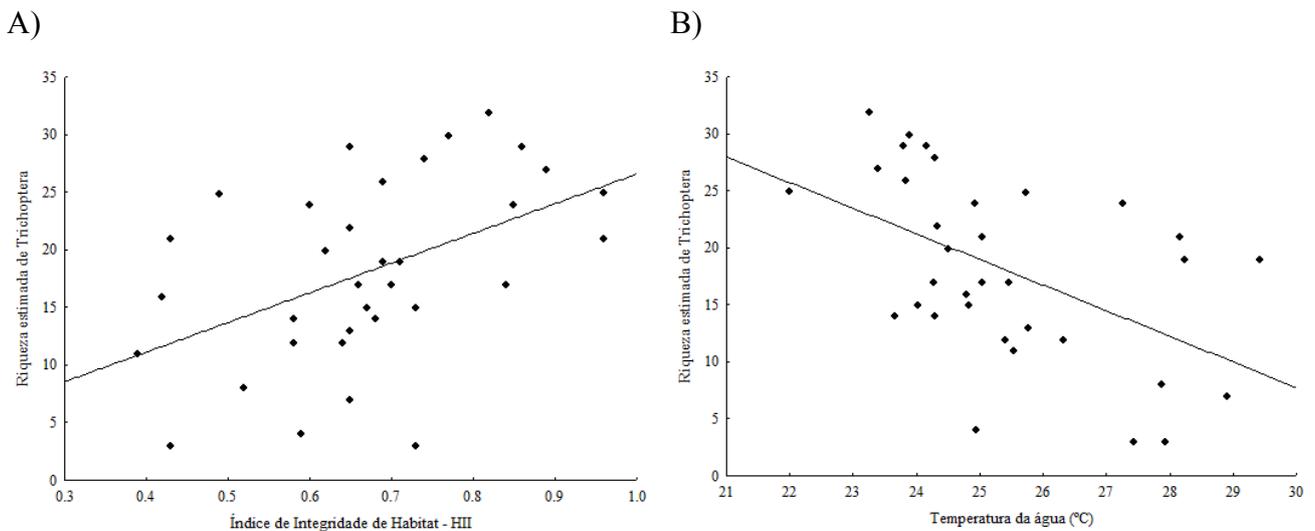


Figura 6 – Relação entre a riqueza estimada de espécies e o Índice de Integridade de Hábitat (A) e temperatura da água (B) em riachos do Cerrado da região leste de Mato Grosso (Os valores de R^2 , P, e a equação da reta são apresentados para todas as variáveis na Tabela 4).

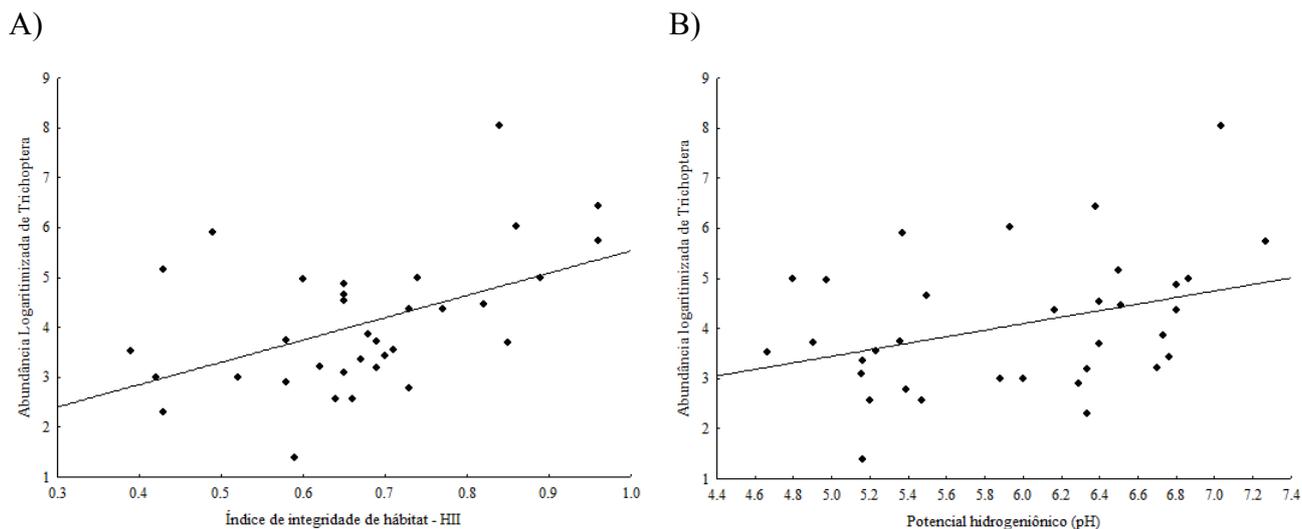


Figura 7 – Relação entre a abundância logaritimizada e integridade de hábitat (A) e pH (B), em riachos do Cerrado da região leste de Mato Grosso, Brasil (Os valores de R^2 , P, e a equação da reta são apresentados para todas as variáveis na Tabela 4).

Tabela 5 – Relação da abundância e riqueza estimada de espécies com as variáveis ambientais amostradas nas sub-bacias do Rio Corrente, Pindaíba e Suiá-Miçú, Mato Grosso, Brasil.

Parâmetro/variáveis	R^2	P	Equação da reta
Riqueza estimada			
Índice de Integridade de Hábitat – III	0,22	0,01	$y=0,51+0,01*x$
pH	0,12	0,04	$y=5,37+0,03*x$
Condutividade ($\mu S\ cm^{-1}$)	0,09	0,08	$y=-041+0,48*x$
Turbidez (NTU)	0,00	0,71	$y=14,85+0,14*x$
Temperatura da água ($^{\circ}C$)	0,26	0,01	$y=27,45-0,11*x$
Oxigênio dissolvido ($mg\ l^{-1}$)	0,01	0,53	$y=6,07+0,02*x$
Profundidade (m)	0,11	0,05	$y=2,25-0,06*x$
Largura (m)	0,01	0,54	$y=25,05-0,40*x$
Nitrato ($mg\ l^{-1}$)	0,00	0,66	$y=0,99-0,01*x$
Fósforo ($mg\ l^{-1}$)	0,00	0,89	$y=0,189+0,00*x$
Dureza ($mg\ l^{-1}$)	0,17	0,01	$y=1,68+0,30*x$
Abundância (logaritimizada)			
Índice de Integridade de Hábitat – III	0,23	0,01	$y=0,46+0,05*x$
pH	0,13	0,04	$y=5,17+0,19*x$
Condutividade ($\mu S\ cm^{-1}$)	0,02	0,39	$y=2,58+1,42*x$
Turbidez (NTU)	0,05	0,21	$y=28,56-2,73*x$
Temperatura da água ($^{\circ}C$)	0,07	0,13	$y=26,79-0,35*x$
Oxigênio dissolvido ($mg\ l^{-1}$)	0,03	0,31	$y=5,67+0,18*x$
Profundidade (m)	0,10	0,06	$y=2,50-0,33*x$
Largura (m)	0,02	0,46	$y=29,30-2,84*x$
Nitrato ($mg\ l^{-1}$)	0,00	0,74	$y=0,59+0,05*x$
Fósforo ($mg\ l^{-1}$)	0,03	0,29	$y=0,40-0,05*x$
Dureza ($mg\ l^{-1}$)	0,03	0,29	$y=3,92+0,81*x$
Amplitude de distribuição	0,91	0,01	$y=-0.021+0.03*x$

Tabela 6 – Efeito das variáveis ambientais sobre a média de diversidade beta de cada sítio amostrados em três sub-bacias do leste de Mato Grosso, Brasil. (Beta – Coeficiente Beta, DP: desvio padrão, p: nível de significância 95%).

Variáveis	Beta	DP	P
Diversidade Beta			
Altitude (m)	0,00	0	0.46
Índice de Integridade de Habitat – IIH	0,67	0,15	0.04
pH	0,00	0,03	0.99
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	-0,01	0,01	0.45
Turbidez (NTU)	-0,01	0,01	0.48
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	0,44	0,02	0.03
Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})	-0,02	0,01	0.17
Profundidade (m)	-0,01	0,01	0.72
Largura (m)	-0,01	0,01	0.12
Nitrato (mg L^{-1})	-0,02	0,02	0.39
Fósforo (mg L^{-1})	0,01	0,04	0.95
Dureza (mg L^{-1})	0,01	0,01	0.47

Discussão

Características ambientais e autocorrelação espacial

As distâncias entre os locais variaram de menos de dois a mais de 400 km, com coeficientes de correlação espacial *I* de Moran significativos para a riqueza e para as variáveis ambientais em distâncias inferiores a 100 km, similar aos resultados encontrados em riachos com distâncias máximas superiores a 1000 km (Heino et al., 2010). Em escalas geográficas menores (40 km), Lloyd et al. (2005) verificaram autocorrelação espacial significativa para variáveis ambientais em distâncias inferiores a 6 e 8 km em duas bacias hidrográficas australianas. Fatores geológicos, topográficos e o clima são geralmente os principais responsáveis pela variação nas propriedades físicas e químicas da água (Hynes, 1970). Assim, a autocorrelação verificada em algumas variáveis provavelmente está associada a condições geológicas, topográficas e climáticas mais similares entre locais dentro das sub-bacias, e sendo as sub-bacias do Rio Pindaíba e Corrente mais próximas e conectadas e originadas sob condições geológicas similares, a maior similaridade de condições era esperado. Estas sub-bacias diferem em algumas características da sub-bacia do Rio Suiá-Miçú, que nascem em áreas planas da transição Cerrado-Floresta Amazônica, e apresentam locais com águas pretas, provavelmente, devido às altas concentrações de ácidos húmicos provenientes da entrada alóctone de matéria orgânica que é comum na Amazônia (Mendonça et al., 2005).

Apesar de muitos trechos de nascentes apresentarem altos níveis de conservação, essas áreas se restringem a locais de difícil acesso, entre as 1^a e 2^a ordens das sub-bacias do rio Pindaíba e Corrente. Nos demais trechos (3^a à 6^a ordem) o relevo plano e a facilidade de uso de maquinário favoreceram atividades agropecuárias, levando a perda de integridade. Modificações nas áreas de bacias de drenagem, com retirada da vegetação para uso agrícola e pecuário tem sido consideradas

as principais causas de alterações nas características físico-químicas da água e da estrutura física dos rios, tendo efeitos negativos sobre a riqueza de espécies em áreas de intenso impacto antrópico (Allan et al. 1997; Townsend et al., 1997; Heep & Santos, 2009). As relações entre as variáveis temperatura, profundidade, pH e dureza da água e o IHH verificadas no presentes estudo, corroboram os resultados obtidos por Allan et al. (1997), onde estes autores verificaram alterações em várias propriedades da água em função da perda de integridade em múltiplas escalas de bacias hidrográficas. O Índice de Integridade de Hábitat tem se mostrado uma excelente métrica para avaliação da qualidade ambiental, apresentando relação positiva com a porcentagem de cobertura de dossel em riachos amazônicos com diferentes usos do solo (Nessimian et al. 2008).

Padrões locais de abundância e diversidade

A riqueza estimada pelo *jackknife* e a curva de rarefação revelaram resultados contraditórios na comparação entre as sub-bacias, com o *jackknife* indicando maior riqueza na sub-bacia do Rio Pindaíba e a rarefação indicando perda de riqueza apenas na sub-bacia do Rio Suiá-Miçú. Apesar das críticas recentes (Melo & Froehlich, 2001; Melo et al., 2003), os estimadores não paramétricos tem se revelado mais precisos nas extrapolações de riqueza em situações de tamanhos amostrais não similares, sendo o *jackknife* o mais acurado (Brose et al., 2003). Seguindo as sugestões de Brose et al. (2003), constatamos que o *jackknife* foi eficaz em detectar a diminuição da riqueza rio abaixo nas comparações entre locais dentro das sub-bacias (Fig. 6A).

A perda de riqueza ao longo do gradiente longitudinal verificada, principalmente em trechos acima de 4ª ordem, corrobora o padrão verificado em outros estudos (Melo & Froehlich 2001; Baptista et al. 2001; Grubaugh et al. 1996). Contudo, a diminuição da densidade e diversidade de espécies em função do aumento do tamanho pode ser um artefato da ineficiência dos métodos de amostragem, pois a área amostrada em rios de grande (100 m) porte é proporcionalmente menor que em trechos de menor porte (1ª à 4ª ordem), não sendo possível chegar a uma real conclusão a respeito da perda de diversidade ao longo do gradiente longitudinal verificado neste estudo.

A distribuição restrita da maioria das espécies e a relação entre a abundância local e a amplitude de distribuição das comunidades estudadas é um consistente com o padrão geral das comunidades em ecologia (Andrewartha & Birch, 1954; Gaton, 1996, Gaston et al., 2000; Bell, 2001), tendo sido evidenciada para Trichoptera em riachos do Cerrado (Shuvartz et al., 2005). Dentre as prováveis explicações para estes padrões levantadas por Gaston et al. (2000), nós acreditamos que a relação positiva e significativa entre a abundância local e a amplitude de distribuição seja relacionada à dinâmica populacional ao longo de amplas escalas temporais. Desta forma, a tendência de espécies de baixa abundância local em apresentarem distribuição restrita remeta à sua baixa vagilidade, sendo mais influenciada pela interação de fatores históricos e efeitos

ambientais (Gathmann et al., 2009), e estando assim sujeitas a maiores taxas de extinção em áreas desfavoráveis. Estes argumentos são favoráveis a aceitação como explicações dos padrões da relação abundância-distribuição em Trichoptera, uma vez que Hering et al. (2009), testando hipóteses sobre os efeitos das mudanças climáticas sobre os padrões de distribuição de Trichoptera na Europa, verificaram que espécies de distribuição restrita se apresentaram mais propensas à diminuição de suas áreas de ocorrência e à extinção devido ao aumento de temperatura, enquanto que para espécies generalistas um aumento substancial de suas áreas de abrangências e abundância local tem sido verificado supostamente em decorrência do aumento da temperatura global.

Entretanto, olhando os padrões de relação abundância-distribuição intraespecífica, outros mecanismos de explicação podem ser levantados, pois algumas espécies com amplas áreas de distribuição conhecida no Brasil (e.g. *Amazonatolica hamadae*, *Leptonema amazonense*) apresentaram baixa abundância local (Nogueira & Cabette, *dados não publicados*), o que pode estar associado à sua posição da faixa de distribuição amostrada e deficiências amostrais (Gaston et al. 2000). Outro fator que pode ser hipotetizado provável explicação para a ausência de relação abundância-distribuição intraespecífica é a dinâmica metapopulacional com a ocorrência de ciclos repetidos de extinção e recolonização local, que em espécies com limitado poder de dispersão, pode ter resultado em padrões de distribuição altamente disjunto (Gathmann et al., 2009).

Efeito do ambiente e da distância geográfica sobre a diversidade beta

A associação da variação composicional entre locais (diversidade beta) ao longo do gradiente espacial e ambiental tem recebido maior atenção nas últimas duas décadas (Baselga, 2007; Soininem et al., 2007b; Tuomisto & Ruokolainen, 2006; Tuomisto, 2010), e muita ênfase tem sido dada à prevalência de mecanismos neutros e do nicho sobre os padrões de diversidade beta, principalmente após o surgimento da Teoria Neutra Unificada da Biodiversidade (Soininem et al., 2007a; Legendre et al., 2005). Segundo Legendre et al. (2008), explicar as bases ecológicas e estatísticas das análises de variação composicional entre locais é tópico de grande importância para o entendimento da origem e manutenção da diversidade beta, essencial no estabelecimento de políticas de conservação dos recursos naturais. No presente estudo, as discussões a respeito dos principais métodos estatísticos e conceituais utilizados para avaliação da diversidade beta não compõem a temática do trabalho, mas discussões mais profundas tem sido o foco de outros estudos (Borcard et al. 1992; Legendre et al. 2005, 2010; Legendre 2008; Tuomisto & Ruokolainen (2006).

Os resultados obtidos apontam para menor eficiência das medidas ambientais locais para explicação da diversidade beta, principalmente quando existem grandes variações nas características ambientais locais e impactos severos, podendo estar relacionados à homogeneização biótica (Bojsen & Jacobsen, 2003), e para a existência de maiores componentes de variação

geográfica na composição faunística. A diminuição da similaridade faunística com aumento da distância tem sido detectada em outros estudos (Soininem et al., 2007b; Baselga & Jiménez-Valadares, 2007), sendo este um padrão consistente com o esperado pela Teoria Neutra (Hubbell, 2001; Soininem et al., 2007a; Legendre et al., 2005).

O efeito da relação espacial das variáveis ambientais sobre os padrões de distribuição dos organismos em riachos tem se revelado intimamente relacionada à escala de distância geográfica, à variação temporal e a intensidade de impactos (Cortezzi et al., 2009; Diniz-Filho et al., 1998; Heino et al., 2010). Por exemplo, avaliando riachos do Cerrado de São Paulo, Cortezzi et al. (2009) não verificaram efeito do aumento da distância sobre a similaridade faunística, mas analisaram córregos muito próximos e dentro de uma mesma hidrografia. Já Diniz-Filho et al. (1998), verificaram aumento da dissimilaridade faunística com a distância na estação de chuvosa, mas neste caso, o espectro de variação geográfica e o nível de refinamento taxonômico obtido podem ter sido fatores limitantes para evidenciar estes padrões na estação de seca.

Efeitos positivos da distância sobre a diversidade beta de invertebrados terrestres foram verificados também em ilhas no mar Mediterrâneo (Fatorini, 2010). Contudo, Fatorini (2010) não encontrou padrões semelhantes para aves, o que foi associado ao maior potencial dispersivo desses organismos. Ausência de efeitos espaciais sobre a composição faunística tem sido verificada para grupos com alto potencial dispersivo em diferentes escalas espaciais e temporais (Fatorini 2010; Juen & De Marco, 2011; Dobrovolski et al., no prelo). Em riachos conservados da Amazônia Central, Juen & De Marco (2011) não encontraram nenhum efeito da distância geográfica ou da dissimilaridade ambiental sobre as comunidades de libélulas (Odonata: Zygoptera) em distâncias máximas de 10 km, o que foi relacionado ao potencial dispersivo destes organismos e à alta estabilidade das condições ambientais nestes riachos. Mas segundo estes autores efeitos espaciais sobre os padrões de diversidade beta de libélulas em escalas mais amplas não podem ser totalmente descartados.

Contrastando estes resultados, neste estudo foi possível validar os efeitos da dissimilaridade ambiental e da distância espacial sobre a diversidade beta de Trichoptera, sendo relacionado principalmente ao baixo potencial dispersivo dos organismos. Na fase adulta a maioria das espécies de Trichoptera de menor tamanho corporal se dispersa lateralmente a distâncias inferiores a 40 m da borda dos córregos (Collier & Smith, 1998; Petersen et al., 1999; Sode & Wiberg-Larsen, 1993). Segundo Sode & Wiberg-Larsen (1993) a dispersão pode ocorrer ainda por oviposição e migrações rio acima dos adultos ou deriva larval (Sode & Wiberg-Larsen, 1993). Entretanto, as larvas são relativamente sésseis, e quando se dispersam por deriva, devido a condições ambientais desfavoráveis, em busca de recursos, frente a distúrbios ou para fugir de predadores (Bass, 2004; Leung et al., 2009), é apenas rio abaixo, o que impossibilitaria migrações entre sub-bacias não

conectadas. Este resultado corrobora o esperado pela teoria neutra, que enfatiza, dentre outros padrões (Hubbell, 2001), uma relação positiva da diversidade beta com o aumento da distância. Este padrão de estruturação da diversidade beta no gradiente espacial é muitas vezes associado ao potencial dispersivo dos organismos e a fatores que influenciam na dispersão, como a distância e a existência de conexões entre áreas afastadas (Legendre et al., 2005; Borcard et al., 1992), sendo por vezes independente da existência de dissimilaridade ambiental (Soininem et al., 2007).

Apesar de a matriz espacial apresentar a maior quantidade de explicação sobre a diversidade beta, processos locais de interação bióticas e efeitos ambientais relacionados ao nicho das espécies não podem ser totalmente descartados, uma vez que a dissimilaridade ambiental apresentou efeito significativo sobre a diversidade beta, mesmo quando ambientes altamente heterogêneos foram retirados das análises. Como bacias hidrográficas representam paisagens ecológicas conectadas, unidirecional no caso das variáveis ambientais ou bidirecional em termos da composição faunística (Allan & Castillo, 2007; Wins, 2002), a autocorrelação espacial entre os locais pode representar um importante fator na estruturação das comunidades, sendo a escala de autocorrelação espacial decisiva para determinar se as comunidades são altamente ou marginalmente interativas (Lloyde et al., 2006). Neste estudo, foi possível detectar autocorrelação espacial significativa em distância inferiores a 100 km, como mostrado no tópico anterior, e houve relação significativa da matriz de distância geográfica e da matriz de dissimilaridade ambiental. Autocorrelação estatisticamente significativa nas variáveis ambientais na escala observada implica na existência de movimentos entre as comunidades locais e a metacomunidade por meio de propágulos, sendo a autocorrelação na composição da assembléia esperada sob estas condições (Lloyde et al., 2006).

Adicionalmente, outros fatores ambientais não medidos no presente estudo (e.g. tipo de substrato, produtividade primária, tamanho, entrada de matéria orgânica alóctone) podem estar relacionados à variação nas comunidades aquáticas (Costa & Melo, 2008; Melo & Froehlich, 2001; Baptista et al., 2001), impedindo a visualização de todos os processos agindo na escala local.

Efeito das características ambientais sobre a diversidade alfa e beta

A diversidade local de Trichoptera foi afetada pela integridade ambiental e pelo aumento de temperatura. Contudo, nenhuma relação entre a diversidade local e a largura ou profundidade foi verificada, como esperado uma vez que um gradiente de diminuição de diversidade de acordo com o aumento das ordens dos ambientes tem sido verificado (Baptista et al., 2001; Melo & Froehlich, 2001), e foi observado também neste estudo (Fig. 5). A ausência de significância entre a diversidade e abundância e as variáveis relativas a tamanho (profundidade e largura) se deve a existência de ambientes de baixa ordem (1ª e 2ª ordens) extremamente largos (> 100 m) entre nossos locais de estudo, o que pode ter ofuscado estes efeitos.

A diminuição de diversidade local de espécies em função da perda de vegetação tem sido reportada em diversos riachos neotropicais (Heep & Santos, 2009; Nessimian et al., 2008; Spies et al., 2006). Os efeitos da retirada da vegetação ripária sobre a comunidade de insetos aquáticos podem ser múltiplos; por exemplo, o aumento da temperatura em locais desprovidos de vegetação foi associado ao desaparecimento de espécies em riachos do sudeste da Virginia (Sponseller et al., 2001) e na Amazônia equatoriana a perda de integridade afetou a diversidade em escalas local e regional (Bojsen & Jacobsen, 2003), resultado similar ao obtido no presente estudo.

De maneira similar, a diversidade beta apresentou relação significativa e positiva com a integridade de habitats, sendo este um efeito associado à relação positiva entre a riqueza local e a diversidade regional (Harrison & Cornell, 2008). Este resultado dá suporte à hipótese de perda de diversidade de Trichoptera em ambas as escalas, local e regional, indicando que a conservação na escala local e a manutenção de áreas com elevada heterogeneidade de habitats favorece a diversidade em ambas as escalas. Em constatação semelhante, Bojsen & Jacobsen (2003), verificaram que a maior diversidade local e regional foi registrada entre locais de regiões florestadas, o que atribuíram à maior heterogeneidade de habitats, contrapondo a homogeneização da fauna de regiões desflorestadas.

Em comunidades lólicas os fatores que determinam a estruturação e diversidade das comunidades locais têm sido associados às variáveis ambientais e a interações entre as espécies co-existent (Allan & Castillo, 2007, pag. 229), sendo estes fatores relacionados ao nicho das espécies. Estas relações provavelmente podem ser atribuídas à sensibilidade destes organismos perante alterações mais severas das condições ambientais em função das atividades agropecuárias como já verificado em outros estudos (Arimoro & Ikomi, 2009; Wiggins, 1996; Young & Collier, 2009). O uso intensivo da terra em áreas agriculturáveis resulta em habitats aquáticos degradados, os quais têm impactos prejudiciais à fauna de ecossistemas lólicos em múltiplas escalas espaciais (Allan et al., 1997; Townsend et al., 1997; Bojsen & Jacobsen, 2003). Estes resultados sugerem que os padrões locais e regionais (nas sub-bacias) de diversidade de Trichoptera são regulados pela interação com variáveis ambientais da água e integridade ambiental.

Em termos de conservação é indicado estabelecer áreas em diversas bacias e sub-bacias, já que a diversidade beta é maior quando comparamos locais mais distantes, devido à baixa capacidade migratória desses insetos. Localmente, é preciso garantir qualidade de habitat, com preservação de mata ciliar e amplas áreas de reserva legal junto às áreas de planície, e não somente de serra como está colocado hoje, uma vez que o componente ambiental, integridade de habitat e parâmetros ambientais locais, também tiveram importância como estruturador da comunidade, apoiando os pressupostos da teoria do nicho. Além de ter sido possível detectar perda de diversidade local e regional quando os ambientes estavam muito alterados.

Referências

- Aagaard, K., J. O. Solem, T. Bongard & O. Hassen, 2004. Studies of aquatic insects in the Atna River 1987-2002, *Hydrobiologia* 521: 87-105.
- Allan, J. D. & M. M. Castillo, 2007. *Stream Ecology: Structure and function of running waters*, Springer, Dordrecht, 436 pp.
- Allan, J. D., D. L. Erickson & J. Fay, 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales, *Freshwater Biology* 37: 149-161.
- Andrewartha, H. G. & L. C. Birch, 1954. *The distribution and abundance of animals*, University of Chicago Press, Chicago.
- Arimoro, F. O. & R. B. Ikomi, 2009. Ecological integrity of upper Warri River, Niger Delta using aquatic insects as bioindicators, *Ecological indicators* 9: 455-461.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas- ABNT/ NBR 12621/Set 1992, NBR 13799/ Abr 1997 e NBR 9896/1993.
- Baptista, D. F., L. F. M. Dorvillé, D. F. Buss & J. L. Nessimian, 2001. Spatial and temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river, *Rev. Bras. Biol.* 61: 295-394.
- Baselga, A. & A. Jiménez-Valverde, 2007. Environmental and geographical determinants of beta diversity of leaf beetles (Coleoptera: Chrysomelidae) in the Iberian Peninsula, *Ecological Entomology* 32: 312-318.
- Baselga, A., 2007. Disentangling distance decay of similarity from richness gradients: response to Soininen et al. 2007, *Ecography* 30: 838-841.
- Bass, D., 2004. Diurnal stream drift of benthic macroinvertebrates on the small oceanic island of Dominica, West Indies, *Caribbean Journal of Science* 40: 245-252.
- Bell, G., 2001. Neutral Macroecology, *Science* 293: 2413-2418.
- Bojsen, B. H. & D. Jacobsen, 2003. Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity and assemblage structure in Ecuadorian Amazonian, *Arch. Hydrobiol.* 158: 317-342.
- Bonada, N., N. Prat, V. H. Resh & B. Statzner, 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of Recent Approaches, *Annu. Rev. Ent.* 51: 495-523.
- Borcard, D., P. Legendre & P. Drapeau, 1992. Partialling out the spacial component of ecological variation, *Ecology* 73: 1045-1055.
- Brose, U., A. Ostling, K. Harrison & N. D. Martinez, 2004. Unified spatial scaling of species and their trophic interactions, *Nature* 428: 167-171.
- Brose, U., N. D. Martinez & R. J. Williams, Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. *Ecology* 84 (9):2364-2377, 2003.
- Casemiro, F. A. S. & A. A. Padiá, 2008. Teoria Neutra da Biodiversidade e Biogeografia: aspectos teóricos, impactos na literatura e perspectivas, *Oecol. Bras.* 12: 706-719.
- Cereghino, R., Y. S. Park, A. Compín & S. Lek, 2003. Predicting the species richness of aquatic insects in streams using a limited number of environmental variables, *Journal of the North American Benthological Society* 22: 442-456.
- Chao, A., R. L. Chazdon, R. K. Colwell & T. J. Shen, 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data, *Ecology Letters* 8: 148-159.
- Chase, J. M. & M. A. Leibold, 2003. *Ecological niche*, University of Chicago Press, Chicago, IL..

- Chase, J. M., 2003. Community assembly: when should history matter?, *Oecologia* 136: 489-498.
- Chave, J., 2004. Neutral theory and community ecology, *Ecol Letters* 7: 241-253.
- Cody, M. L. & J. M. Diamond, 1975. *Ecology and Evolution of Communities*, Harvard University Press, Cambridge.
- Collier, K. J. & B. J. Smith, 1998. Dispersal of adult caddisflies (Trichoptera) into forests alongside three New Zealand streams, *Hydrobiologia* 361: 53-65.
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>
- Colwell, R. K., C. X. Mao & J. Chang, 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85: 2717-2727.
- Cortezzi, S. S., P. C. Bispo, G. P. Paciencia & C. R. Leite, 2009. Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região de cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo, *Iheringia, Sér. Zool.* 99: 36-43.
- Cummins, K. W. & M. J. Klug, 1979. Feeding ecology of stream invertebrates, *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 10: 147-172.
- Darwin, C., 1859. *On The Origin of Species*, Jhon Murray, London.
- De Marco, P. Jr., 1998. The Amazonian Campina dragonfly assemblage: patterns in microhabitat use and behavior in a foraging habitat, *Odonatologica* 27: 239-248.
- Death, R. G. & E. M. Zimmermann, 2005. Interaction between disturbance and primary productivity in determining stream invertebrate diversity, *Oikos* 111: 392-402.
- Death, R. G., 2002. Predicting invertebrate diversity from disturbance regimes in forest streams, *Oikos* 97: 18-30.
- Diamond, J. & T. J. Case, 1986. *Community ecology*, Harper & Row, New York.
- Dias-Silva, K., H. S. R. Cabette, L. Juen, & P. Jr. De Marco. 2010. The influence of habitat integrity and physical-chemical water variables on the structure of aquatic and semi-aquatic Heteroptera, *Zoologia* 27:918-930.
- Diniz-Filho, J. A. F. & L. M. Bini, 2008. Macroecology, global change and the shadow of forgotten ancestors, *Global Ecology and Biogeography* 17: 11-17.
- Diniz-Filho, J. A. F., L. M. Bini, M. P. Pinto, T. F. L. V. Rangel, P. Carvalho & R. P. Bastos, 2006. Anuran species richness, complementarity and conservation conflicts in Brazilian Cerrado, *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 29: 9-15.
- Diniz-Filho, J. A. F., P. Jr. De Marco & B. A. Hawkins, 2010. Defying the curse of ignorance: perspectives in insect macroecology and conservation biogeography, *Insect Conservation and diversity* Doi: 10.1111/j.1752-4598.2010.00091x: 1-8.
- Diniz-Filho, J. A. F.; L. G. Oliveira & M. M. Silva, 1998. Explaining the beta diversity of aquatic insects in "Cerrado" streams from Central Brazil using multiple Mantel Test. *Revista Brasileira de Biologia* 58(2):223-231.
- Dobrovolski, R., A. S. Melo & J. A. F. Diniz-Filho, no prelo. Climatic history and dispersal ability explain beta diversity partition into turnover and nestedness components. *Global Ecology and Biogeography*.
- Duivenvoorden, J. F., J. C. Svenning & S. J. Wright, 2006. Beta Diversity in Tropical Forests , *Science* 295: 236-237.

- Efron, B., 1982. *The Jackknife, the Bootstrap and Other Resampling Plans*, Society for Industrial and Applied Mathematics, Philadelphia.
- Fattorini, S., 2006. Spatial patterns of diversity in the tenebrionid beetles (Coleoptera, Tenebrionidae) of the Aegean Islands (Greece), *Evolutionary Ecology Research* 8: 237-263.
- Fortin, M. J. & J. Gurevitch, 1993. Mantel test: spatial structure in field experiments. In S. M. Scheiner & J. C. Gurevitch (eds.), *Design and analysis of ecological experiments* Chapman and Hall, 342-359.
- Freitag, H., 2004. Composition and longitudinal patterns of aquatic insect emergence in small rivers of Palawan Island, the Philippines, *International Review of Hydrobiology* 89: 375-391.
- Gabriel, D., I. Roschewitz, T. Tschardt & C. Thies, 2006. Beta diversity at different spatial scales: Plant communities in organic and conventional agriculture, *Ecol. Applic.* 16: 2011-2021.
- Gaston, K. J., 1996. The multiple forms of the interspecific abundance-distribution relationship, *Oikos* 76: 211-220.
- Gaston, K. J., T. M. Blackburn, J. J. D. Greenwood, R. D. Gregory, R. M. Quinn & J. H. Lawton, 2000. Abundance-occupancy relationships, *J. Appl. Ecol.* 37: 39-59.
- Gathmann, F. O., L. L. Manne & D. D. Williams, 2009. Spatial patterns in insect community composition in coldwater springs, *Aquatic Ecology* 43: 501-512.
- Gotelli, N. J. & R. K. Colwell, 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness, *Ecol Letters* 4: 379-391.
- Grubaugh, J. W., J. B. Wallace & E. S. Houston, 1996. Longitudinal changes of macroinvertebrate communities along an Appalachian stream continuum., *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 896-909.
- Hamada, N., J. W. McCreadie & P. H. Adler, 2002. Species richness and spatial distribution of blackflies (Diptera: Simuliidae) in streams of Central Amazonia, Brazil, *Freshw. Biol.* 47: 31-40.
- Harborne, A. R., P. J. Mumby, K. Zychaluk, J. D. Hedley & P. G. Blackwell, 2006. Modeling the beta diversity of coral reefs, *Ecology* 87: 2871-2881.
- Harrison, S. & H. Cornell, 2008. Toward a better understanding of the regional causes of local community richness, *Ecology Letters* 11: 969-979.
- Harrison, S., S. J. Ross & J. H. Lawton, 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain, *J. Anim. Ecol.* 61: 151-158.
- Hawkins, B. A., J. A. F. Diniz-Filho, C. A. Jaramillo & S. A. Soeller, 2006. Post-Eocene climate change, niche conservatism, and the latitudinal diversity gradient of New World birds, *J. Biogeogr.* 33: 770-780.
- Hawkins, B. A., J. A. F. Diniz-Filho, C. A. Jaramillo & S. A. Soeller, 2007. Climate, niche conservatism, and the global bird diversity gradient, *Amer. Natur.* 170: S16-S27.
- He, K. & J. T. Zhang, 2009. Testing the correlation between beta diversity and differences in productivity among global ecoregions, biomes, and biogeographical realms 9, *Ecological Informatics* 4: 93-98.
- Heino, J., L. M. Bini, S. M. Karjalainen, H. Mykrä, J. Soininen, L. C. G. Vieira & J. A. F. Diniz-Filho, 2010. Geographic patterns of micro-organismal community structure: are diatoms ubiquitously distributed across boreal streams?, *Oikos* 119: 129-137.
- Heino, J., P. Louhi & T. Muotka, 2004. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure, *Freshwater Biology* 49: 1230-1239.

- Heino, J., R. Paavola, R. Virtanen & T. Muotka, 2005. Searching for biodiversity indicators in running waters: do bryophytes, macroinvertebrates, and fish show congruent diversity patterns?, *Biodiversity and Conservation* 14: 415-428.
- Heltshe, J. F. & N. E. Forrester, 1983. Estimating species richness using the jackknife procedure, *Biometrics* 39: 1-11.
- Hepp, L. U. & S. Santos, 2009. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil, *Environmental Monitoring and Assessment* 157: 305-318.
- Holzenthal, R. W. & A. M. O. Pes, 2004. A new genus of long-horned caddisfly from the Amazon basin (Trichoptera: Leptoceridae: Grumichellini), *Zootaxa* 621: 1-16.
- Huamantinco, A. A. & J. L. Nessimian, 2000. Variation and life strategies of the Trichoptera (Insecta) larvae community in a first order tributary of the Paquequer River, southeastern Brazil, *Revista Brasileira de Biologia* 60: 73-82.
- Hubbell, S. P., 2001. *The unified neutral theory of Biodiversity and Biogeography*, Princeton University Press, Princeton and Oxford, 375 pp.
- Hynes, H. B. N., 1970. The ecology of stream insects, *Annu. Rev. Ent.* 15: 25-42.
- INMET. 2009. Instituto Nacional de Meteorologia. Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA.
- Johnson, R. K., T. Weiderholm & D. M. Rosenberg, 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In D. M. Rosenberg & V. H. Resh (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates* Chapman & Hall, New York: 40-158.
- Jones, T. S. & V. H. Resh, 1988. Movements of adult aquatic insects along a Montana (USA) Springbrook, *Aquatic Insects* 10: 99-104.
- Juen, L. & P. Jr. De Marco, 2011. Odonate biodiversity in terra-firme forest streamlets in Central Amazonia: on the relative effects of neutral and niche drivers at small geographical extents. *Insect Conservation and Diversity* DOI: 10.1111/j.1752-4598.2010.00130.x.
- Kindt R., Van Damme, P. & Simons, A.J. (2006) Patterns of species richness at varying scales in western Kenya: planning for agroecosystem diversification. *Biodiversity and Conservation*, online first: DOI 10.1007/s10531-005-0311-9
- Koleff, P., J. J. Lennon & K. J. Gaston, 2003b. Are there latitudinal gradients in species turnover?, *Global Ecology and Biogeography* 12: 483-498.
- Koleff, P., K. J. Gaston & J. J. Lennon, 2003a. Measuring beta diversity for presence-absence data., *J. Anim. Ecol.* 72: 382.
- Krebs, C. J., 1999. *Ecological Methodology*, Addison Wesley Longman, Inc., Menlo Park, CA, 620 pp.
- Legendre, L. & P. Legendre, 1998. *Numerical Ecology*, Elsevier, Amsterdam.
- Legendre, P., 2008. Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis, *Journal of Plant Ecology* 1: 3-8.
- Legendre, P., D. Borcard & P. R. Peres-Neto, 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data, *Ecological Monographs* 74: 435-450.
- Legendre, P., D. Borcard & P. R. Peres-Neto, 2010. Analyzing or explaining beta diversity? comment, *Ecology* 89: 3238-3244.
- Leibold, M. A. & M. A. McPeck, 2006. Coexistence of the niche and neutral perspectives in community ecology, *Ecology* 87: 1399-1410.

- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. Gonzalez, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology, *Ecology Letters* 7: 601-613.
- Leung, E. S., J. S. Rosenfeld & J. R. Bernhardt, 2009. Habitat effects on invertebrate drift in a small trout stream: implications for prey availability to drift-feeding fish, *Hydrobiologia* 623: 113-125.
- Lloyde, N. J., R. Mac Nally & P. S. Lake, 2006. Spatial scale of autocorrelation of assemblages of benthic invertebrates in two upland rivers in South-eastern Australia and its implications for biomonitoring and impact assessment in streams, *Environmental Monitoring and Assessment* 115: 69-85.
- MacArthur, R. H. & E. O. Wilson, 1967. *The Theory of Island Biogeography*, Princeton University Press, Princeton.
- Mackay, R. J. & G. B. Wiggins, 1979. Ecological diversity in Trichoptera, *Annual Review of Entomology* 24: 185-208.
- Maltchik, L., C. Sternet, M. R. Spies & A. E. Seigloch, 2009. Diversity and Distribution of Ephemeroptera and Trichoptera in Southern Brazil Wetlands, *Journal of the Kansas Entomological Society* 82: 160-173.
- Manly, B. F. J., 1994. *Multivariate Statistical Methods: A Primer*, Chapman and Hall, London, 215 pp.
- Marimon, B. S., E. S. Lima, T. G. Duarte, L. C. Chieregatto & J. A. Ratter, 2006. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. An analysis of the Cerrado-Amazonian Forest Ecotone., *Edinburgh Journal of Botany* 63: 323-341.
- McCreadie, J. W., P. H. Adler & N. Hamada, 2005. Patterns of species richness for blackflies (Diptera : Simuliidae) in the Nearctic and Neotropical regions, *Ecol. Entomol.* 30: 201-209.
- Melo, A. S. & C. G. Froehlich, 2001. Evaluation of methods for estimating macroinvertebrate species richness using individual stones in neotropical streams, *Freshw. Biol.* 46: 711-721.
- Melo, A. S., R. A. S. Pereira, A. J. Santos, G. J. Shepherd, G. Machado, H. F. Medeiros & R. J. Sawaya, 2003. Comparing species richness among assemblages using sample units: why not use extrapolation methods to standardize different sample sizes?, *Oikos* 101: 398-410.
- Mendonça, F. P., W. E. Magnusson & J. Zuanon, 2005. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia, *Copeia* 4: 751-764.
- Merritt, R. W. & K. W. Cummins, 1984. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, Kendall / Hunt Publishing Company, Dubuque, 721 pp.
- Morin, P. J., 1999. *Community Ecology*, Blackwell Science, Oxford, 424 pp.
- Nessimian, J. L., E. M. Venticinque, J. Zuanon, P. Jr. De Marco, 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.
- Nogueira, D. S., H. R. S. Cabette & L. Juen. Prelo. Estrutura e composição da comunidade de Trichoptera (Insecta) em tributários da Bacia do Rio Suiá-Miçú, Mato Grosso, Brasil. *Iheringea (Serie Zoológica)*.
- Oksanen, J., P. Legendre & R. B. O'Hara, 2007. *Vegan: Community Ecology Package*. Version 1.8-5.
- Pardo, I. & P. D. Armitage, 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats, *Hydrobiologia* 344: 111-128.

- Pes, A. M. O., N. Hamada & C. C. Soares, 2008. Description of the last-instar larva and pupa and the bionomics of *Smicridea (Smicridea) truncata* Flint (Trichoptera: Hydropsychidae) in Central Amazonia, Brazil, *Zootaxa* 1732: 56-60.
- 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.
- Petersen, I., J. H. Winterbottom, S. Orton, N. Friberg, A. G. Hildrew, D. C. Spiers & W. S. C. Gurney, 1999. Emergence and lateral dispersal of adult Plecoptera and Trichoptera from Broadstone Stream, U.K., *Freshwater Biology* 42: 401-416.
- Pongratz, J., L. Bounoua, R. S. DeFries, D. C. Morton, L. O. Anderson, W. Mauser, & C. A. Klink. 2006. The impact of land cover change on surface energy and water balance in Mato Grosso, Brazil. *Earth Interactions* 10(19): 1-17.
- Principe, R. E. & M. D. Corigliano, 2006. Benthic, drifting and marginal macroinvertebrate assemblages in a lowland river: Temporal and spatial variations and size structure 19, *Hydrobiologia* 553: 303-317.
- R Development Core Team (2007) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Ratter, J. A., G. P. Askew, R. F. Montgomery & D. R. Gifford, 1978. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso II. Forest and Soils of the Rio Suiá-Miçú area., *Royal Society of London* 293: 191-208.
- Resh, V. H., 1994. Variability, Accuracy, and Taxonomic Costs of Rapid Assessment Approaches in Benthic Macroinvertebrate Biomonitoring, *Bollettino di Zoologia* 61: 375-383.
- Reyjol, Y., A. Compin, A. Ibarra & P. Lim, 2003. Longitudinal diversity patterns in streams: comparing invertebrates and fish communities, *Arch. Hydrobiol.* 157: 525-533.
- Ricklefs, R. E. & D. Schluter, 1993. *Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives*, The University of Chicago Press, Chicago.
- Ricklefs, R. E., 2006. The unified neutral theory of biodiversity: Do the numbers add up?, *Ecology* 87: 1424-1431.
- Rosenberg, D. M. & V. H. Resh, 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In D. M. Rosenberg & V. H. Resh (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates* Chapman & Hall, New York: 1-9.
- Shimano, Y., H. S. R. Cabette, F. F. Salles & L. Juen. Prelo. Composição e distribuição da fauna de Ephemeroptera (Insecta) em área de transição Cerrado-Amazônia, Brasil. *Iheringia, Ser. Zool.* 100(4): 1-8.
- Shuvartz, M., L. G. Oliveira, J. A. F. Diniz-Filho & L. M. Bini, 2005. Relações entre distribuição e abundância de larvas de Trichoptera (Insecta), em córregos de Cerrado no entorno do Parque Estadual da Serra de Caldas (Caldas Novas, Estado de Goiás), *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 27: 51-55.
- Silva, D., P. De Marco, & D. C. Resende, 2010. Adult odonate abundance and 12 community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: A case 13 study. *Ecological Indicators*, 10, 744-752.
- Smouse, P. E., J. C. Long & R. R. Sokal, 1989. Multiple regression and correlation extensions of the Mantel test of matrix correspondence, *Systematic Zoology* 35: 627-632.
- Sode, A. & P. Wiberg-Larsen, 1993. Dispersal of adult Trichoptera at a Danish forest brook., *Freshwater Biology* 30: 439-446.

- Soininen, J., M. Kokocinski, S. Estlander, J. Kotanen & J. Heino, 2007a. Neutrality, niches, and determinants of plankton metacommunity structure across boreal wetland ponds, *Ecoscience* 14: 146-154.
- Soininen, J., R. McDonald & H. Hillebrand, 2007b. The distance decay of similarity in ecological communities, *Ecography* 30: 3-12.
- Spies, M. R., C. G. Froehlich & C. B. Kotzian, 2006. Composition and diversity of Trichoptera (Insecta) larvae communities in the middle section of the Jacuí River and some tributaries, State of Rio Grande do Sul, Brazil, *Iheringia, Sér. Zool.* 96: 389-983.
- Sponseller, R. A., E. F. Beinfeld & H. M. Valett, 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities, *Freshwater Biology* 46: 1409-1424.
- Statzner, B., J. M. Elouard & C. Dejoux, 1986. Field Experiments on the Relationship between Drift and Benthic densities of Aquatic Insects in Tropical Stream (Ivory Coast).II. *Cheumatopsyche falcifera* (Trichoptera: Hydropsychidae), *The Journal of Animal Ecology* 55: 93-110.
- Strahler, H. N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology, *American Geophysical Union transactions*, 33: 913 – 920.
- Townsend, C. R., C. J. Arbuckle, T. A. Crowl & M. R. Scarsbrook, 1997. The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach, *Freshwater Biology* 37: 177-191.
- Tuomisto, H. & K. Ruokolainen, 2006. Analyzing or explaining beta diversity? understanding the targets of different methods of analysis , *Ecology* 87: 2697-2708.
- Tuomisto, H., 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity, *Ecography* 33: 2-22.
- Ugland, K.I., Gray, J.S. & Ellingsen, K.E. (2003). The species-accumulation curve and estimation of species richness. *Journal of Animal Ecology* 72: 888–897.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing, 1980. The river continuum concept, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- Voelz, N. J.& J. V. McArthur, 2000. An exploration of factors influencing lotic insect species richness, *Biodiversity and Conservation* 9: 1543-1570.
- Whittaker, R. H., 1962. Classification of natural communities, *Botanics Reviews* 28: 1-239.
- Whittaker, R. H., 1970. *Communities and Ecosystems*, Macmillan, London.
- Whittaker, R. H., 1972. Evolution and measurement of species diversity, *Taxon* 21: 213-251.
- Whittaker, R. J., K. J. Willis & R. Field, 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity, *J. Biogeogr.* 28: 453-470.
- Wiggins, G. B., 1996. *Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera)*, Univ. of Toronto Press, Toronto.
- Wiens, J. A. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water, *Freshw. Biology* 47: 501–515.
- Young, R. G.& K. J. Collier, 2009. Contrasting responses to catchment modification among a range of functional and structural indicators of river ecosystem health, *Freshwater Biology* 54: 2155-2170.
- Zar, J. H., 1999. *Biostatistical analysis*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J., 663 pp.

Apêndice 1 – Lista das espécies/morfoespécies de Trichoptera, suas respectivas abundâncias e frequências (freq.) de ocorrência nas três sub-bacias estudadas no leste de Mato Grosso, Brasil.

Bacias Espécies	Corrente		Pindaíba		Suiá-Miçú	
	Abundância	Freq. (%)	Abundância	Freq. (%)	Abundância	Freq. (%)
<i>Amazonatolica hamadae</i>						
Holzenthal & Pes, 2004	0	0.00	0	0.00	7.00	0.08
<i>Amphoropsyche</i> sp.1	0	0.00	0	0.00	3.00	0.17
<i>Amphoropsyche</i> sp.2	0	0.00	0	0.00	3.00	0.17
<i>Amphoropsyche</i> sp.3	0	0.00	3	0.08	1.00	0.08
<i>Atopsyche</i> sp.1	0	0.00	1	0.08	0.00	0.00
<i>Austrotinodes</i> sp.1	3	0.22	0	0.00	0.00	0.00
<i>Cernotina</i> sp.1	38	0.78	12	0.46	28.00	0.67
<i>Cernotina</i> sp.3	4	0.22	0	0.00	0.00	0.00
<i>Chimarra</i> sp.1	3	0.11	5	0.08	1.00	0.08
<i>Chimarra</i> sp.2	0	0.00	2	0.08	0.00	0.00
<i>Chimarra</i> sp.3	0	0.00	4	0.15	0.00	0.00
<i>Chimarra</i> sp.4	11	0.22	50	0.23	14.00	0.33
<i>Chimarra</i> sp.5	10	0.22	11	0.15	4.00	0.17
<i>Chimarra</i> sp.6	7	0.11	37	0.08	0.00	0.00
<i>Cyrnellus</i> sp.1	2	0.11	2	0.15	7.00	0.42
<i>Cyrnellus</i> sp.2	1	0.11	0	0.00	9.00	0.25
<i>Cyrnellus</i> sp.3	0	0.00	0	0.00	1.00	0.08
<i>Helicopsyche</i> sp.1	1	0.11	1	0.08	0.00	0.00
<i>Helicopsyche</i> sp.3	10	0.44	11	0.23	0.00	0.00
<i>Helicopsyche</i> sp.4	20	0.56	3	0.15	1.00	0.08
<i>Helicopsyche</i> sp.5	5	0.22	0	0.00	0.00	0.00
<i>Helicopsyche</i> sp.6	7	0.11	0	0.00	0.00	0.00
<i>L. amazonense</i> Flint, 1978	5	0.22	1	0.08	1.00	0.08
<i>L. maculatum</i> Mosely, 1933	17	0.22	0	0.00	55.00	0.25
<i>L. sparsum</i> (Ulmer) 1905	23	0.56	104	0.62	368.00	0.83
<i>Leptonema</i> sp.1	83	0.78	27	0.31	0.00	0.00
<i>Macronema</i> sp.1	43	0.44	28	0.54	0.00	0.00
<i>Macronema</i> sp.2	17	0.67	28	0.62	0.00	0.00
<i>Macronema</i> sp.3	0	0.00	0	0.00	19.00	0.33
<i>Macronema</i> sp.4	3	0.11	0	0.00	29.00	0.50
<i>Macronema</i> sp.5	0	0.00	0	0.00	18.00	0.50
<i>Macronema</i> sp.6	1	0.11	0	0.00	11.00	0.25
<i>Macronema</i> sp.7	0	0.00	0	0.00	15.00	0.42
<i>Macronema</i> sp.8	9	0.44	0	0.00	0.00	0.00
<i>Macronema</i> sp.9	1	0.11	21	0.31	0.00	0.00
<i>Macrostemum</i> sp.1	1	0.11	82	0.23	11.00	0.08
<i>Macrostemum</i> sp.2	7	0.11	7	0.23	77.00	0.17
<i>Macrostemum</i> cf. <i>hyalinum</i> (Pictet, 1836)	0	0.00	0	0.00	1.00	0.08
<i>Marilia</i> sp.1	75	0.67	101	0.54	9.00	0.17
<i>Marilia</i> sp.2	68	0.56	11	0.15	13.00	0.08
<i>Marilia</i> sp.3	0	0.00	1	0.08	3.00	0.25
<i>Marilia</i> sp.5	0	0.00	1	0.08	0.00	0.00
<i>Marilia</i> sp.6	0	0.00	1	0.08	0.00	0.00
<i>Nectopsyche</i> sp.1	2913	0.67	804	0.46	2.00	0.08
<i>Nectopsyche</i> sp.2	2	0.22	0	0.00	7.00	0.33
<i>Nectopsyche</i> sp.3	0	0.00	0	0.00	3.00	0.17
<i>Nectopsyche</i> sp.4	0	0.00	0	0.00	2.00	0.17
<i>Nectopsyche</i> sp.5	0	0.00	0	0.00	1.00	0.08
<i>Nectopsyche</i> sp.6	0	0.00	0	0.00	1.00	0.08
<i>Nectopsyche</i> sp.7	0	0.00	0	0.00	1.00	0.08
<i>Nectopsyche</i> sp.8	0	0.00	5	0.23	0.00	0.00
<i>Nectopsyche</i> sp.9	2	0.11	0	0.00	0.00	0.00
<i>Nectopsyche</i> sp.10	2	0.22	2	0.15	0.00	0.00
<i>Nectopsyche</i> sp.12	0	0.00	1	0.08	0.00	0.00

Continuação

Apêndice 1 – Lista das espécies/morfoespécies de Trichoptera, suas respectivas abundâncias e frequências (freq.) de ocorrência nas três sub-bacias estudadas no leste de Mato Grosso, Brasil.

Bacias	Corrente		Pindaíba		Suiá-Miçú	
	Abund.	Freq. (%)	Abund.	Freq. (%)	Abund.	Freq. (%)
<i>Nectopsyche</i> sp.13	0	0.00	2	0.08	0.00	0.00
<i>Nectopsyche</i> sp.15	0	0.00	1	0.08	0.00	0.00
<i>Notalina</i> sp.1	9	0.11	1	0.08	0.00	0.00
<i>Oecetis</i> sp.1	0	0.00	5	0.08	7.00	0.50
<i>Oecetis</i> sp.2	3	0.22	10	0.38	13.00	0.58
<i>Oecetis</i> sp.3	4	0.11	1	0.08	16.00	0.33
<i>Oecetis</i> sp.4	1	0.11	0	0.00	12.00	0.42
<i>Oecetis</i> sp.5	0	0.00	0	0.00	19.00	0.17
<i>Oecetis</i> sp.6	0	0.00	0	0.00	2.00	0.17
<i>Oecetis</i> sp.9	0	0.00	1	0.08	0.00	0.00
<i>Oxyethira</i> sp.1	0	0.00	0	0.00	1.00	0.08
<i>Phylloicus</i> sp.2	111	0.44	62	0.46	27.00	0.08
<i>Phylloicus</i> sp.3	0	0.00	3	0.08	1.00	0.08
<i>Phylloicus</i> sp.5	1	0.11	0	0.00	0.00	0.00
<i>Phylloicus</i> sp.6	6	0.44	14	0.38	0.00	0.00
<i>Polycentropus</i> sp.1	101	0.22	17	0.08	4.00	0.08
<i>Polycentropus</i> sp.2	1	0.11	0	0.00	0.00	0.00
<i>Polyplectropus</i> sp.1	1	0.11	0	0.00	12.00	0.08
<i>Polyplectropus</i> sp.2	20	0.22	9	0.31	2.00	0.17
<i>Polyplectropus</i> sp.3	6	0.44	6	0.23	2.00	0.17
<i>Polyplectropus</i> sp.4	28	0.33	12	0.31	0.00	0.00
<i>Polyplectropus</i> sp.6	1	0.11	0	0.00	0.00	0.00
<i>Protoptila</i> sp.	0	0.00	1	0.08	0.00	0.00
<i>Smicridea appendiculata</i> Flint, 1972	0	0.00	1	0.08	0.00	0.00
<i>Smicridea palifera</i> Flint, 1981	39	0.56	15	0.15	0.00	0.00
<i>Smicridea truncata</i> Flint, 1974	0	0.00	0	0.00	16.00	0.33
<i>Smicridea</i> sp.1	0	0.00	1	0.08	1.00	0.08
<i>Smicridea</i> sp.2	2	0.11	0	0.00	13.00	0.17
<i>Smicridea</i> sp.3	0	0.00	0	0.00	9.00	0.17
<i>Smicridea</i> sp.4	0	0.00	0	0.00	1.00	0.08
<i>Smicridea</i> sp.5	101	0.44	1	0.08	4.00	0.08
<i>Smicridea</i> sp.6	0	0.00	3	0.08	0.00	0.00
<i>Smicridea</i> sp.7	24	0.44	16	0.15	0.00	0.00
<i>Smicridea</i> sp.8	12	0.22	0	0.00	0.00	0.00
<i>Smicridea</i> sp.9	0	0.00	0	0.00	9.00	0.17
<i>Smicridea</i> sp.10	1	0.11	71	0.23	0.00	0.00
<i>Smicridea</i> sp.11	3	0.22	20	0.15	0.00	0.00
<i>Smicridea</i> sp.12	0	0.00	1	0.08	0.00	0.00
<i>Triplectides</i> sp.1	7	0.33	23	0.46	4.00	0.17
<i>Triplectides</i> sp.2	0	0.00	16	0.38	0.00	0.00
<i>Wormaldia</i> sp.1	0	0.00	0	0.00	1.00	0.08

CAPÍTULO 3

O papel de fatores ambientais e espaciais na estruturação de comunidades de Trichoptera em rios da transição Cerrado - Floresta Amazônica

Denis S. Nogueira¹, Leandro Juen², Helena S. R. Cabette³ & Yulie Shimano¹

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade do Estado de Mato Grosso, 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso. E-mail: dnogueira_bio@yahoo.com.br; yulie.bio@gmail.com.br

²Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, 74001-970, Goiânia, Goiás, Brasil. E-mail: leandrojuen@yahoo.com.br

³Departamento de Ciência Biológicas, Universidade do Estado de Mato Grosso, 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso. E-mail: hcabette@uol.com.br

Resumo: Em ecologia de comunidades a importância relativa de fatores ambientais locais relacionados ao nicho das espécies e de processos regionais relacionados a mecanismos de dispersão entre as comunidades locais e a metacomunidade vem sendo amplamente debatidos nas últimas décadas. Neste estudo, avaliamos a contribuição relativa de variáveis ambientais e espaciais na estruturação das comunidades de Trichoptera em rios e córregos do Mato Grosso, utilizando as abordagens de partição de variância (RDA parcial), para testar as hipóteses de estruturação por processos neutros e do nicho ecológico. Em todos os testes houve prevalência de fatores ambientais locais e da heterogeneidade ambiental sobre composição faunística e riqueza de espécies de Trichoptera. Nossos resultados corroboram a perspectiva de estruturação das comunidades locais por meio da escolha das espécies a diferentes nichos dentro dos ecossistemas aquáticos. Processos puramente espaciais não foram significativos, contudo, a elevada proporção de efeito da estruturação espacial das variáveis ambientais sobre as comunidades e a autocorrelação positiva em distâncias inferiores a 100 km pode ser um indicativo de que processos regionais também operam na escala das sub-bacias, sendo as comunidades locais ligadas à metacomunidades por dispersão. Não descartamos a possibilidade da prevalência de efeitos espaciais em escalas geográficas mais amplas, e recomendamos a utilização de novos métodos e a incorporação de amplas áreas para o melhor entendimento da estruturação das comunidades locais.

Palavras-chave: Teorias Neutra e do Nicho, ecologia de comunidades, dispersão, insetos aquáticos

Abstract: In community ecology, the importance of local environmental factors related to species niche and regional processes related to dispersal mechanisms between local communities and metacommunities have been widely debated in recent decades. In this study, we evaluated the relative importance of each structuring factor in Trichoptera streams communities of Mato Grosso, using approaches of variance partition (partial RDA), to test the hypothesis by structuring processes of neutral and niche ecological. In all tests there was prevalence of local environmental factors and environmental heterogeneity on Trichoptera faunistic composition and species richness. Our results support the view that species-sorting perspective in the structuring by factors related to the niche. Purely spatial processes were not significant, however, the high proportion of structured spatial effect of environmental factors on the communities and the positive autocorrelation at distances below 100 km can be an indication that regional processes also operate at the scale of sub-basins, and local communities are linked to the metacommunity by dispersion. Not discounting the possibility of the prevalence of spatial effects on wider geographical scales, and recommend new methods and the incorporation of wide areas to better understand the structure of local communities.

Keywords: Neutral and niche Theory, community ecology, dispersal, aquatic insects.

Introdução

Os padrões de diversidade e estabilidade temporal e espacial observados nas comunidades biológicas vêm recebendo grande enfoque nos estudos de ecologia (Ricklefs, 1987, 2008; Chave, 2004). A estruturação das comunidades com enfoque na coexistência por diferenciação de nicho tem sido por décadas o paradigma central neste campo (Chase & Leibold, 2003; Adler et al., 2007), e tem buscado explicar os padrões verificados na natureza com base em processos determinísticos relativos às respostas das espécies às variações ambientais e interações bióticas (Leibold et al., 2004; Chase, 2005; Leibold & McPeck, 2006). Contudo, mecanismos neutros baseados na equivalência funcional e na dispersão das espécies têm recentemente recebido grande atenção, devido sua simplicidade e por representar um modelo nulo para a construção de hipóteses sobre o padrão de distribuição da abundância (Bell, 2001; Hubbell, 2001, 2005; Chase, 2005), padrões biogeográficos (Ricklefs 2008), origem da diversidade beta e manutenção da biodiversidade (Chesson, 2000; Legendre et al., 2005; Tuomisto & Ruokolainen, 2006).

Os modelos de distribuição da abundância de espécies baseados na Teoria de Nicho são concebidos através de processos puramente determinísticos, onde os fatores ambientais e as interações bióticas (predação, competição), que representam, respectivamente, as variáveis cenopoéticas e bionômicas de Hutchinson (Soberon & Nakamura, 2009), são os fatores primordiais para a estruturação das comunidades (Chase & Leibold, 2003; Chase, 2005). O nicho “hutchinsoniano” compreende um espaço multidimensional no qual todas as espécies da

comunidade interagem com os fatores abióticos e bióticos, ajustando suas distribuições e abundâncias, permitindo a coexistência sem exclusão mútua (Hutchinson, 1957, 1959). Isto é possível porque as diferentes estratégias de ocupação do hábitat e as taxas diferenciais de sobrevivência das espécies criam uma estrutura em que a distribuição da abundância relativa é segregada (Hutchinson & MacArthur, 1959). Essa segregação resulta em dominância de poucas espécies, raridade da maioria e padrões não aleatórios de co-ocorrência das populações de espécies nas comunidades (Diamond, 1975; Adler et al., 2007). Nos modelos baseados no nicho, os padrões de distribuição da abundância relativa são semelhantes ao *log-normal* e *broken-stick*, sendo o nicho espacial dividido em frações proporcionais à abundância das espécies, num processo de partição sequencial (Sugihara, 1980; Tokeshi, 1990, 1996; Ferreira & Petreire-Jr., 2008).

A despeito de muitos avanços recentes, os modelos baseados no nicho têm recebido críticas por não enfatizar a manutenção dos padrões de biodiversidade em escalas espaciais mais amplas e apresentar grande complexidade de pressupostos (Chase & Leibold, 2003; Chase, 2005). Buscando uma nova perspectiva, Hubbell (2001) unificou os fundamentos da teoria de biogeografia de ilhas de MacArthur & Wilson (1967) e os conceitos de distribuição da abundância relativa (e.g. Fisher et al., 1943; Sugihara, 1980; Tokeshi, 1990) na tentativa de explicar os padrões de biodiversidade em amplas escalas espaciais e temporais (Hubbell, 2007).

A Teoria Neutra da Biodiversidade e Biogeografia (TNB), proposta por Hubbell apresenta um modelo baseado na equivalência funcional, no qual o potencial de dispersão, nascimentos e mortes das espécies tem probabilidades igualmente possíveis de ocorrer, estando associada ao número de indivíduos nas suas populações, bem como o número total de indivíduos de todas as espécies na comunidade (Hubbell, 2001). Neste modelo, as populações locais são inseridas numa comunidade regional, a metacomunidade, e a diversidade local é mantida pela imigração de indivíduos do *pool* de espécies regional (Hubbell, 2005; Ferreira & Petreire-Jr., 2008). Inicialmente, o modelo foi aplicado em comunidades sésseis, ricas em espécies e com muitas espécies raras (e.g. florestas tropicais e recifes de corais). Nestas comunidades a estocasticidade demográfica atua como um agente central na determinação da estrutura e composição das comunidades locais (Chave, 2004).

Entretanto, apesar de ser atraente como um modelo nulo para testes de hipóteses sobre a origem e manutenção dos padrões de biodiversidade e da grande aceitação da comunidade científica nos últimos anos como um modelo eficaz para prever alguns padrões da natureza (Bell, 2001; Hubbell, 2001; Volkov *et al.*, 2003; Alonso et al., 2006), a teoria neutra têm sido criticada em seu princípio fundamental: a equivalência entre as espécies (Loreau, 2004). Além disso, a maioria dos testes empíricos foi realizada com comunidades cujas espécies apresentam baixo potencial de migração (De Marco, 2006), e não suportam muitas hipóteses da teoria neutra (McGill et al., 2006), pondo em cheque seu potencial de generalização com respeito a alguns padrões da natureza

(Ricklefs, 2006). Até mesmo Hubbell (2005, 2007), admite que as diferenças no nicho das espécies coexistentes são fatores importantes para a estruturação dos padrões observados na natureza, de forma que a reorganização de conceitos de ambas as teorias sob um mesmo campo teórico surge como um campo para grandes discussões e sínteses futuras (Alonso & McKane, 2004; Chave, 2004; De Marco, 2006; Gravel et al., 2006; Leibold & McPeck, 2006; Adler et al., 2007; Alonso et al., 2008).

Os Trichoptera são organismos relativamente sésseis, apresentam pouco potencial dispersivo (Collier & Smith, 1998), são extremamente influenciados pelos fatores ambientais, tendo vários níveis de sensibilidade a poluentes (Merritt & Cummins, 1984). São ainda diversificados e abundantes em rios e córregos neotropicais (Flint et al., 1999; De Moor & Ivanov, 2008), o que os tornam objetos ideais para os testes destas teorias. Tentando contribuir para o avanço das discussões ainda abertas sobre a prevalência de mecanismos neutros e do nicho na estruturação e manutenção dos padrões de biodiversidade, neste estudo, as comunidades de Trichoptera são avaliadas com enfoque no teste de alguns aspectos das teorias, onde avaliamos o efeito de fatores espaciais e ambientais sobre a estruturação da composição e riqueza de espécies.

Nós buscamos responder qual a importância relativa de processos neutros relacionados à dispersão e do nicho ecológico relativos às condições ambientais na estruturação da composição e riqueza das comunidades locais de Trichoptera em riachos da transição Cerrado-Floresta Amazônica. Especificamente, nós testamos as hipóteses de que (i) a estruturação das comunidades locais respondem majoritariamente a fatores ambientais, sendo assim organizadas por meio do nicho, se (ii) as comunidades locais respondem ao gradiente espacial das variáveis ambientais, relacionados à existência de autocorrelação espacial das variáveis ambientais, como é esperado devido conexão longitudinal de drenagens dentro de uma mesma bacia hidrográfica (Allan & Castillo, 2007; Wins, 2002), ou se (iii) as comunidades de Trichoptera são configuradas por processos puramente espaciais, relacionados à dispersão das espécies entre as comunidades locais e a metacomunidade, com esperado pela Teoria neutra.

Material e Métodos

Área de estudo

Três dos principais Biomas brasileiros estão representados no estado de Mato Grosso, a Floresta Amazônica ao norte, o Cerrado na maior parte de sua extensão e o Pantanal, a sudoeste (Paiaia, 1997). No âmbito deste estudo, amostramos 34 locais em rios e córregos de três sub-bacias, afluentes de duas das principais redes hidrográficas da região leste de Mato Grosso, as bacias do Rio das Mortes e do Rio Xingu, ambas situadas na região de transição Cerrado-Floresta Amazônica, na Amazônia legal (SEPLAN, 2010).

As sub-bacias do Rio Corrente e Pindaíba juntas compreendem uma área 10.323 km² e formam o Rio Pindaíba, importante tributários da margem direita do Rio das Mortes, com área de drenagem nos municípios de Barra do Garças, Araguaiana, Nova Xavantina e Cocalinho, entre os paralelos S 14°16' e 15° 57' e os meridianos W 51°26' e 52°37'. A hidrografia do Rio Pindaíba é composta por córregos e rios de correnteza (lóticos), que nascem principalmente nas encostas do Planalto dos Acantilados, com altitude máxima de 930m. Segundo a classificação de Strahler (1957), a calha principal da bacia é de sexta ordem (Rio Pindaíba), tendo aproximadamente 1.491 ramificações que drenam no sentido Sul-Norte em direção a Planície do Bananal (Rossete, 2005, dados não publicados). O clima da região das sub-bacias é do tipo *Cwa*, segundo a classificação de Köppen, com média anual de precipitação variando de 1.500mm a 1.800mm e médias de temperatura máxima de 33,7°C e mínima de 18,9°C, distribuídas em dois períodos sazonais bem definidos: seca de abril à setembro (precipitação mensal de 0 a 135mm) e chuvoso de outubro a março (precipitação mensal entre 58 e 428mm (INMET, 2009).

A sub-bacia do Rio Suiá-Miçú, drena a margem direita do Rio Xingu, entre os paralelos S 11°15' e 13°40' e os meridianos W 53°15' a 51°15', na transição entre o Cerrado e Floresta Amazônica, nos municípios de Ribeirão Cascalheira, Canarana e Querência. Os tributários têm origem geológica na Formação Utariti (SEPLAN, 2001). A hidrografia é composta por rios e córregos, com nascentes representando, muitas vezes, pequenos lagos naturais com densa cobertura de macrófitas aquáticas, ou ainda, rios com extensos alagamentos marginais formando uma estrutura mais heterogênea na paisagem do que as demais sub-bacias. O clima da região é do tipo tropical sazonal com predominância do tipo Savana (*Aw*), e microrregiões de subtipo Monções (*Am*) e subtipo Tropical Chuvoso (*A*) segundo a classificação de Köppen (Ratter et al., 1978), com média anual de precipitação 1.370mm a 1.900mm e de temperatura máxima de 32,7°C e mínima de 17,0°C, distribuídas em dois períodos sazonais: seca de abril a setembro (precipitação mensal de 0 a 122,4mm), estação chuvosa de outubro a março (precipitação mensal de 75 a 560mm) (INMET, 2009).

Coleta de material biológico

Na sub-bacia do Rio Corrente foram amostrados nove locais, representando córregos e rios de 1^a à 5^a ordem, na sub-bacia do Rio Pindaíba foram amostrados 13 locais de 1^a à 6^a ordem e na do Rio Suiá-Miçú foram amostrados 12 locais de 1^a a 6^a ordem (Tabela 1, Figura 1). As coletas de tricópteros imaturos se deram em transectos fixos de 100m, divididos em 20 segmentos de cinco metros cada, em três períodos estacionais, de maneira a amostrar uma maior abrangência da composição faunística de cada local e um maior espectro de variação ambiental. Em cada segmento um coador de 18 cm de circunferência e malha 250 µm foi passado três vezes, amostrando uma

porção do substrato contido nas margens dos locais estudados (metodologia modificada de Ferreira-Peruquetti & De Marco, 2002). Nos ambientes lóticos (rios e córregos), os substratos amostrados consistiram da vegetação marginal (raízes de barranco e submersa), matéria orgânica de origem alóctone (folhas em remanso e em áreas de corredeira, gravetos e pedaços de troncos) e substratos inorgânicos (pedras, cascalho e areia), enquanto que nos ambientes alagados os substratos consistiram principalmente de macrófitas submersas, raízes e areia. Os Trichoptera foram previamente separados em campo e conservados em álcool a 85%. Em laboratório, as larvas de Trichoptera foram identificadas com auxílio de chaves dicotômicas (Wiggins, 1996; Pes et al., 2005), e posteriormente morfoespeciados seguindo as recomendações de A.M.O. Pes, especialista no grupo, e encontram-se depositadas na Coleção “Zoobotânica James Alexander Ratter” (CZNX), *Campus* Universitário de Nova Xavantina, UNEMAT.

Coleta de dados ambientais

Os dados abióticos da água (temperatura, pH, turbidez, condutividade elétrica, OD) foram obtidos com auxílio de sonda multiparâmetros Horiba[®]. A temperatura do ar foi medida entre 10 às 16 horas com termômetro Multi-thermometer[®]. A profundidade e largura dos corpos d'água foram aferidas com ecobatímetro e com trena laser Leica Disto[®] A5, respectivamente, em três pontos de cada transecto, para obter uma média local. As concentrações dos íons nitrato e fosfato foram medidas com espectrofotômetro portátil HACH[®], a dureza total e concentrações de íons Ca⁺⁺ e Mg⁺⁺ com método de titulação com EDTA a 0,0002M em laboratório (NBR 12621/set., 1992).

As características físicas e estruturais referentes à integridade ambiental foram avaliadas pelo Índice de Integridade de Hábitat (IIH). O índice é composto por 12 questões que avaliam o padrão de uso da terra, largura e estado de preservação da vegetação ripária, estrutura dos barrancos, dispositivos de retenção dentre outros parâmetros (Nessimian et al., 2008; Juen & De Marco, 2011). A média, desvio padrão, máxima e mínima, e os valores do coeficiente *I* de Moran (explicado a seguir) para todas as variáveis ambientais são apresentados na tabela 2.

Os dados espaciais (latitude, longitude e altitude) foram obtidos com sistema de posicionamento global (GPSMAP[®] 76CSx).

Análise de dados

Padrão de autocorrelação espacial. O conjunto de dados ambientais consistiu da média local de 14 variáveis, utilizadas neste estudo como preditoras ambientais do nicho (Tabela 2). A relação entre as variáveis foi sumarizada através da Análise Componentes Principais (PCA), utilizando o critério de *broken-stick* para a escolha do número de eixos (Legendre & Legendre, 1998).

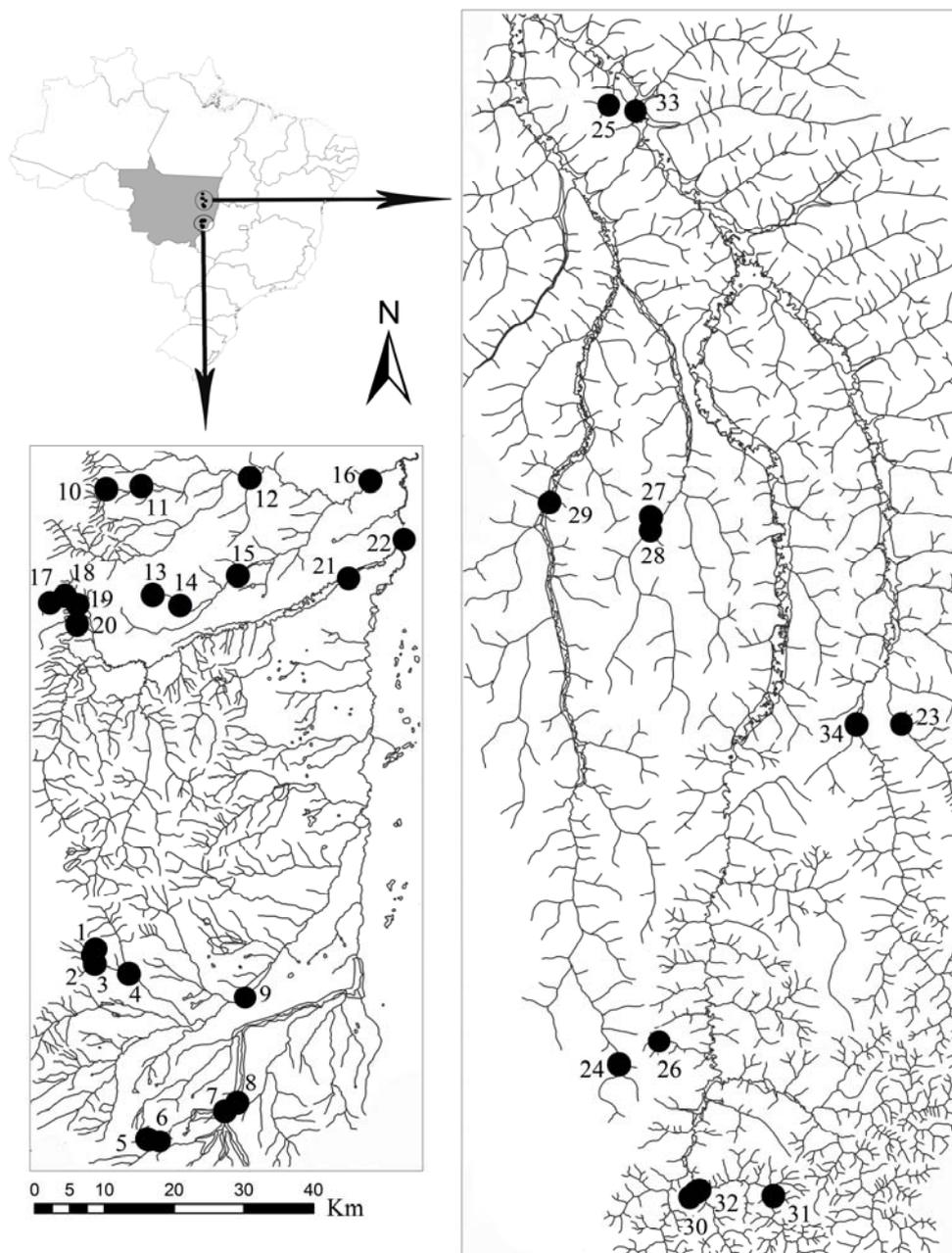


Figura 1. Pontos de coletas em córregos e rios das sub-bacias do Rio Corrente e Pindaíba (à esquerda) e do Suiá-Miçú (à direita), região leste de Mato Grosso, Brasil, 1999/2008 (Na Tabela 1 estão representados as siglas dos locais e sub-bacias).

Para todas as variáveis e riqueza de espécies foram calculados os valores de autocorrelação espacial. A autocorrelação espacial refere-se à falta de independência nos dados obtidos aleatoriamente em campo numa dada distância geográfica, ao contrário do que seria esperado por uma distribuição ao acaso destas variáveis (Legendre & Legendre, 1998). O padrão de autocorrelação espacial para a riqueza de espécies e de cada uma das variáveis ambientais foi analisado usando o coeficiente I de Moran calculado para as sete classes de distâncias (até 50, 100, 150, 200, 250, 300 e 350 km; com a distância máxima de 400 km) obtidas a partir das coordenadas

geográficas (latitude, longitude) de cada ponto. Valores positivos e significantes do coeficiente *I* de Moran indicam que os pares de localidades dentro de uma determinada classe de distância são similares para as variáveis analisadas, enquanto que coeficientes negativos e significantes indicam dissimilaridade dos valores para as variáveis (Heino et al., 2010, Legendre & Legendre, 1998). Uma forma de minimizar os efeitos da autocorrelação espacial é utilizar os autovalores dos coeficientes de autocorrelação extraídos da matriz de distâncias geográficas para as unidades espaciais (locais) e utilizá-los como filtros a fim de reduzir a variação residual das matrizes espaciais (Borcard & Legendre, 2002, Diniz-Filho & Bini, 2005). Assim, além das coordenadas geográficas foram utilizados filtros espaciais extraídos dos autovetores de autocorrelação obtidos do coeficiente *I* de Moran na tabela de dados espaciais, usada como preditora dos efeitos dispersão (teoria neutra).

A comparação da riqueza de espécies entre as sub-bacias foi realizada através de interpolação pelo menor tamanho amostral das curvas de rarefação baseada em momentos (Índice Mao Tau), com número de amostras padronizado pelo menor tamanho amostral (N=540 amostras). A estrutura da comunidade foi avaliada através da Análise de Correspondência Destendenciada (DCA), baseada nos dados de incidência das espécies de Trichoptera para todos os locais das sub-bacias investigadas. Uma ANOVA foi realizada para o primeiro eixo da DCA, e as diferenças entre as sub-bacias foram testadas *a posteriori* através do teste de Tukey.

Análise de partição de variância. Para avaliar a importância relativa das variáveis espaciais e ambientais sobre a estrutura da comunidade (log da abundância e incidência de espécies) e riqueza de espécies de Trichoptera foram utilizadas análises de regressão parcial e de redundância parcial (RDAP), respectivamente. As frações dos coeficientes de variação ajustados (R^2) derivadas destas análises representam **(a)** a variação explicada exclusivamente por fatores ambientais, **(b)** a variação ambiental espacialmente estruturada, **(c)** a variação que pode ser atribuída unicamente a fatores espaciais e **(d)** a variação residual, ou seja, não explicada por nenhum dos fatores analisados (Borcard et al., 1992). Esta análise é robusta na presença de variáveis colineares nas tabelas de dados exploratórios, não havendo a necessidade de serem removidas para os testes (Oksanen, 2009; Legendre & Legendre, 1998).

Para elucidar os principais efeitos das variáveis explanatórias sobre a comunidade, as análises foram feitas de acordo com quatro modelos: (i) utilizando somente os dados da estação de chuva; (ii) utilizando somente os dados da estação seca; (iii) utilizando os dados de ambas as estações; e (iv) retirando o efeito de locais impactados (IIIH inferiores à 0.60) e maiores que 20 metros.

Tabela 1 – Lista dos pontos de coleta, com suas respectivas sub-bacias, localização geográfica e Índice de Integridade de Hábitat (IIH). (CO - Rio Corrente; PI - Rio Pindaíba; SM - Rio Suiá-Miçú).

Ponto	Sub-bacia	Local	Ordem	Sigla	Coordenadas	IIH
1	CO	C.Papagaio	1 ^a	CRP1	15°27'01" S e 52°24'30" W	0,85
2	CO	C. Papagaio	2 ^a	CRP2	15°27'32" S e 52°24'42" W	0,66
3	CO	C. Papagaio	3 ^a	CRP3	15°28'11" S e 52°24'32" W	0,78
4	CO	C. Papagaio	4 ^a	CRP4	15°28'56" S e 52°21'47" W	0,71
5	CO	C. Taquaral	1 ^a	CRT1	15°41'54" S e 52°20'03" W	0,96
6	CO	C. Taquaral	2 ^a	CRT2	15°41'57" S e 52°19'56" W	0,89
7	CO	C. Taquaral	3 ^a	CRT3	15°39'35" S e 52°13'52" W	0,68
8	CO	C. Taquaral	4 ^a	CRT4	15°38'53" S e 52°12'53" W	0,62
9	CO	R. Corrente	5 ^a	RICO5	15°31'14" S e 52°12'10" W	0,66
10	PI	C. Cachoeirinha	2 ^a	CRC2	14°50'50" S e 52°24'22" W	0,69
11	PI	C. Cachoeirinha	3 ^a	CRC3	14°50'33" S e 52°21'34" W	0,73
12	PI	C. Cachoeirinha	4 ^a	CRC4	14°49'45" S e 52°12'55" W	0,65
13	PI	C. Caveira	1 ^a	CRCV1	14°59'06" S e 52°20'29" W	0,59
14	PI	C. Caveira	2 ^a	CRCV2	14°59'53" S e 52°18'17" W	0,51
15	PI	C. Caveira	3 ^a	CRCV3	14°57'28" S e 52°13'43" W	0,65
16	PI	C. Caveira	4 ^a	CRCV4	14°49'47" S e 52°03'16" W	0,57
17	PI	C. Mata	1 ^a	CRM1	14°59'53" S e 52°28'42" W	0,96
18	PI	C. Mata	2 ^a	CRM2	14°59'18" S e 52°27'30" W	0,86
19	PI	C. Mata	3 ^a	CRM3	14°59'59" S e 52°26'29" W	0,82
20	PI	C. Mata	4 ^a	CRM4	15°01'32" S e 52°26'29" W	0,85
21	PI	R. Pindaíba	5 ^a	RIP15	14°56'56" S e 52°04'17" W	0,67
22	PI	R. Pindaíba	6 ^a	RIP16	14°54'10" S e 52°00'21" W	0,67
23	SM	C. Brejão	1 ^a	CRBJ1	12°38'32.3" S e 51°53'20.6" W	0,71
24	SM	C. Lúcio	2 ^a	CRL2	13°05'34.5" S e 52°15'16.9" W	0,74
25	SM	C. Sucuri	2 ^a	CRSR12	11°49'50.7" S e 52°17'02.2" W	0,60
26	SM	C. Trans.-Brejo	1 ^a	CRTB1	13°03'35.6" S e 52°12'03.3" W	0,39
27	SM	R. Betis pt. 1	1 ^a	RIBET1c	12°22'28.7" S e 52°13'23.1" W	0,64
28	SM	R. Betis pt. 2	1 ^a	RIBET1r	12°22'27.5" S e 52°13'19.0" W	0,49
29	SM	R. Darro	5 ^a	RID5	12°21'12.3" S e 52°21'27.4" W	0,69
30	SM	R. Piabanha	2 ^a	RIPB2	13°15'34.4" S e 52°09'00.5" W	0,65
31	SM	R. Suiá-Miçú pt.1	2 ^a	RISU2	13°15'45.5" S e 52°02'50.9" W	0,58
32	SM	R. Suiá-Miçú pt. 2	3 ^a	RISU3	13°15'24.3" S e 52°08'44.5" W	0,67
33	SM	R. Suiá-Miçú pt. 3	6 ^a	RISU6	11°50'17.8" S e 52°15'07.5" W	0,73
34	SM	R. Suiazinho	4 ^a	RISZ4	12°38'33.4" S e 51°56'50.7" W	0,66

Resultados

Características dos dados ambientais

Todas as variáveis ambientais amostradas apresentaram considerável variação entre os locais estudados (Tabela 2). Os locais das sub-bacias do Rio Corrente e Pindaíba, nas encostas da Serra do Roncador, apresentaram os maiores níveis de integridade e menores valores de temperatura da água nas primeiras ordens. O pH variou de altamente ácido a alcalino, sendo os valores mais ácidos encontrados em locais da sub-bacia do Rio Suiá-Miçú e no Córrego Caveira, geralmente em ambientes intensamente impactados. As maiores concentrações de fósforo foram verificadas nos

sítios da sub-bacia do Rio Suiá-Miçú, enquanto que os maiores valores de nitrato, Ca^{++} , Mg^{++} foram nas sub-bacias do Rio Pindaíba e Corrente, bem como as maiores durezas. A maioria dos dados ambientais foi dependente da escala, com autocorrelação espacial significativa e positiva para as primeiras classes de distância segundo o coeficiente *I* de Moran (0,75 e $p < 0,05$), indicando que para os locais separados por distâncias inferiores a 150 km houve uma tendência de valores similares para as variáveis estudadas.

Os dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) explicaram 51,2% da variação nos dados ambientais, sendo estes retidos para interpretação (Figura. 2). O IIH, a condutividade, dureza e concentrações de íons Ca^{++} , Mg^{++} foram positivamente correlacionados ao primeiro componente principal, enquanto que a largura, profundidade e temperatura do ar e da água tiveram correlação negativa com o primeiro eixo da ordenação. No segundo eixo, as variáveis mais fortemente correlacionadas foram oxigênio dissolvido, turbidez, nitrato e orto-fosfato.

Tabela 2 – Médias e desvios padrão (DP), mínima e máxima e os valores do coeficiente de determinação e o nível de significância para o teste de autocorrelação espacial obtido através do coeficiente *I* de Moran para todas as variáveis ambientais coletadas nos locais das sub-bacias dos Rios Corrente, Pindaíba e Suiá-Miçú, MT, Brasil.

Variáveis ambientais	Média	DP	Mínimo	Máximo	R ²	P
Índice de Integridade de Hábitat (IIH)	0,67	0,15	0,39	0,96	0,15	0,02
pH	5,96	0,81	4,11	7,90	0,68	0,00
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	8,36	13,36	0,00	77,3	0,20	0,01
Turbidez (NTU)	17,44	27,00	0,00	144,0	0,16	0,02
Temperatura da água (°C)	25,34	2,87	18,17	36,20	0,21	0,01
Temperatura do ar (°C)	28,97	2,85	22,2	35,73	0,10	0,06
Oxigênio dissolvido ($\mu\text{S. cm}^{-1}$)	6,42	1,81	1,60	9,86	0,04	0,24
Profundidade (m)	1,16	1,42	0,04	5,85	0,01	0,53
Largura (m)	17,74	29,28	0,82	100,00	0,17	0,01
Nitrato (mg. l ⁻¹)	0,79	1,22	-0,02	5,80	0,09	0,07
Orto-fosfato (mg. l ⁻¹)	0,21	0,58	0,00	5,82	0,06	0,14
Dureza (mg l ⁻¹)	7,19	6,32	0,76	35,70	0,12	0,04
Ca^{++} (mg. l ⁻¹)	3,21	3,68	0,0	17,32	0,08	0,09
Mg^{++} (mg. l ⁻¹)	4,26	3,17	0,39	18,24	0,16	0,02

Abundância, riqueza e composição

Ao todo foram amostrados 6.459 exemplares de Trichoptera nos 34 locais estudados, sendo 3.876 na sub-bacia do Rio Corrente, 1.680 na do Rio Pindaíba e 903 na do Rio Suiá-Miçú. *Nectopsyche* sp.1 foi a morfoespécie mais abundante nas sub-bacias do Rio Corrente (n=2.913) e do Rio Pindaíba (n=804), e *Leptonema sparsum* (Ulmer) 1905 foi a mais abundante na sub-bacia do Rio Suiá-Miçú (n=370).

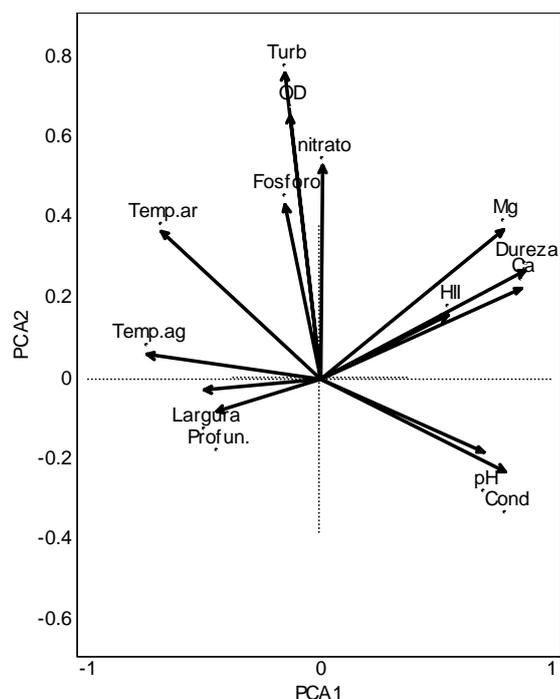


Figura 2 – Diagrama da Análise de Componentes Principais das variáveis ambientais amostradas nas sub-bacias do Rio Corrente, Pindaíba e Suiá-Miçú, mostrando a ordenação das médias de cada variável.

O padrão de riqueza de espécies foi dependente da escala espacial, assim como as variáveis ambientais, com valores do Coeficiente *I* de Moran significativos nas primeiras classes de distâncias, indicando autocorrelação espacial para pares de sítios com distâncias inferiores a 100 km. A média de riqueza padronizada pelo número de amostras revelou que as sub-bacias do Rio Pindaíba e Corrente não diferiram entre si ($48 \pm 0,1$ e $48,86 \pm 2,37$, respectivamente), contudo a sub-bacia do Rio Pindaíba foi mais rica que a do Rio Suiá-Miçú ($45,11 \pm 2,01$).

Houve variação na composição faunística de Trichoptera entre as três sub-bacias, como evidenciado pela Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) baseada em dados de incidência. A DCA explicou no primeiro eixo a maior parte da variação da composição faunística de Trichoptera (DCA1 $\lambda = 0,61$), ordenando os locais da sub-bacia do Rio Suiá-Miçú separadamente, à direita do diagrama, enquanto que os ambientes das sub-bacias dos rios Pindaíba e Corrente ficaram mais próximos entre si, à esquerda, com exceção do CRP4, que ficou mais próximo dos ambientes da sub-bacia do Rio Suiá-Miçú (Fig. 3). No segundo eixo, foi possível detectar um gradiente de ordenação relacionado ao tamanho, principalmente na sub-bacia do Rio Suiá-Miçú, com ambientes maiores ficando na parte superior do diagrama (DCA2 $\lambda = 0,40$, Fig. 3). A ANOVA gerada a partir do primeiro eixo da DCA, onde a maior proporção de explicação foi retida, corroborou estes resultados ($F_{(2, 31)} = 32,55$, $p < 0,01$), com a sub-bacia do Rio Suiá-Miçú diferindo significativamente das sub-bacias do Rio Corrente e Pindaíba (Tukey HSD=1,45 e 0,71,

respectivamente, $p < 0,01$), contudo, no segundo eixo não houve variação significativa entre as bacias ($p > 0,05$).

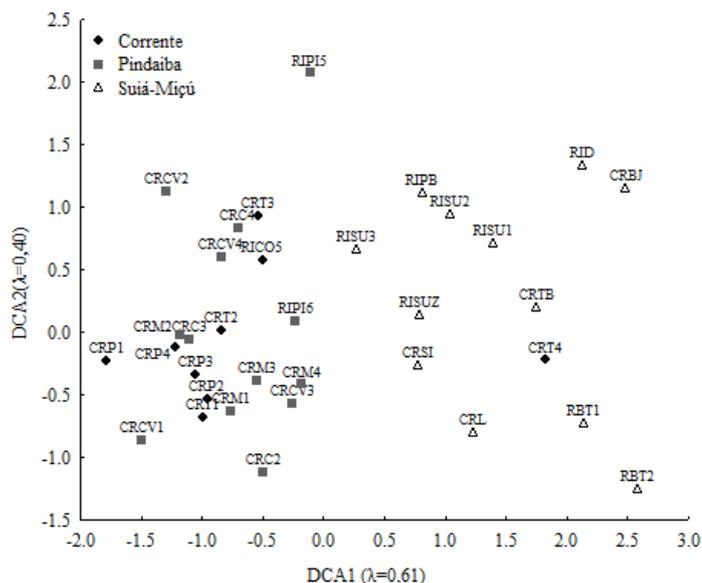


Figura 3 – Diagrama gerado a partir da análise de Correspondência Destendenciada (DCA), baseada em dados de incidência das comunidades de Trichoptera de locais das sub-bacias do Rio Corrente, Pindaíba e Suiá-Miçú, Mato Grosso, Brasil. (A porcentagem de explicação dos dois primeiros eixos são apresentados em seus respectivos títulos).

Efeito dos fatores ambientais e espaciais sobre a comunidade de Trichoptera

Em geral, os testes com dados de abundância e de incidência apresentaram valores de coeficiente de determinação (R^2 ajustado) similares em todos os modelos testados. Ao analisarmos a estrutura da comunidade de Trichoptera, observamos que em todos os modelos testados somente os efeitos puramente ambientais foram significativos ($p < 0,05$, Tabela 3). O modelo em que todos os locais amostrados foram utilizados mostrou a maior porcentagem de explicação dos fatores puramente ambientais, que explicou 9% da variação na estrutura das comunidades para dados de abundância e incidência, enquanto que o valor máximo de explicação obtido pelos fatores espaciais foi inferior a 3% do total de variação na estrutura das comunidades.

A estruturação espacial das variáveis ambientais explicou, no melhor modelo, cerca de 10% da composição da comunidade, enquanto que a variação residual representou a maior parte da variação (78%). Em todas as análises, a partir dos dados de abundância e incidência, as proporções de explicação retidas nos fatores ambientais e espaciais foram maiores quando todos os pontos foram inseridos, independente da variação estacional (chuva e seca), tamanho, conservação ou do parâmetro utilizado nos testes (abundância/incidência) (Fig. 5).

Assim como para a estrutura da comunidade (abundância e incidência das espécies), a riqueza de espécies foi mais bem explicada quando todos os pontos foram inseridos nas análises. A fração de explicação retida nos fatores puramente ambientais (A), foi significativa com no máximo 24% de explicação ($p=0,01$), enquanto que os fatores puramente espaciais (C) não influenciaram a riqueza de espécies ($p>0,05$). A estruturação espacial das variáveis ambientais (B) representou 22% da variação. Ao contrário do verificado para os dados de estrutura e composição das comunidades de Trichoptera, a riqueza de espécies teve em todos os modelos uma maior proporção de explicação dos fatores analisados, como mostrado pelos baixos valores de explicação retida na variação residual (D), sendo no melhor modelo abaixo de 50% (Tabela 3, Fig. 4).

No modelo em que foram retirados das análises os dados de locais impactados (Tabela 3), com IHH inferior à 0,60 e maiores que 20 metros, as frações de explicação ambiental e espacial não foram significativas e representaram 12% e 16% da variação na comunidade para dados de abundância e de incidência, respectivamente. A riqueza teve uma maior fração explicada pelo conjunto de fatores ambientais e espaciais (aproximadamente 80%) mas em nenhum destes componentes foi significativo.

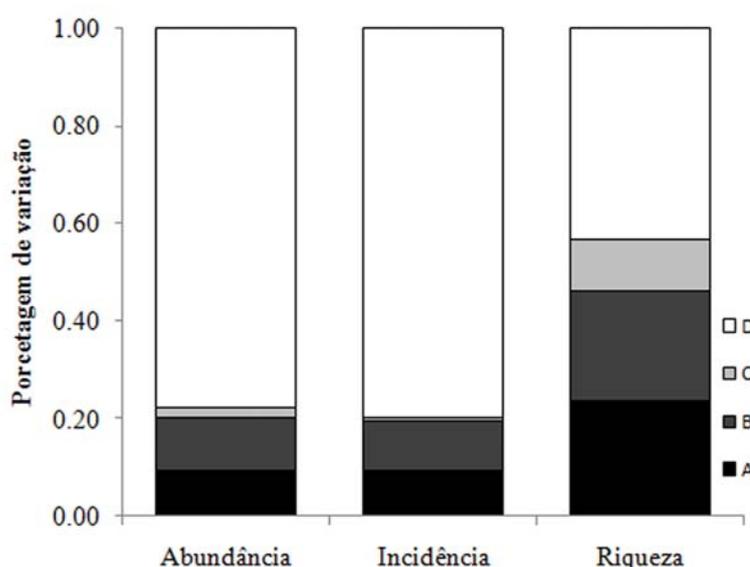


Figura 4 – Resultado da análise de partição de variância mostrando as frações de explicação para estrutura da comunidade de Trichoptera baseada em dados de abundância e incidência estimadas pela análise de redundância parcial (RDAP), bem como para a riqueza de espécies obtida através da análise de regressão múltipla parcial. O diagrama mostra a fração explicada pelo ambiente (A) pela estruturação espacial das variáveis ambientais (B), pelo espaço (C) e a variação residual (D), para o modelo com todos os pontos de coleta das três sub-bacias estudadas.

Tabela 3 - Resultados das Análises de Redundância parcial (RDAP) para os dados de abundância, presença/ausência e riqueza de espécies. A variância foi significativa a um nível inferior a 0,05%, e a importância relativa de cada parâmetro está representada pelo R² ajustado. (A: variação exclusivamente ambiental; B: variação ambiental espacialmente estruturada; C: variação estritamente espacial; D: variação residual).

Modelo	Parâmetro da análise	Teste	DF	R ²	P
Chuva	Abundância	A	14	0.034	0.048
		B	0	0.048	
		C	3	0.004	
		D		0.908	
Seca	Abundância	A	14	0.058	0.013
		B	0	0.077	
		C	3	0.021	
		D		0.845	
Todos os pontos e estações somados	Abundância	A	14	0.094	0.005
		B	0	0.107	
		C	3	0.019	
		D	14	0.780	
Locais preservados e pequenos	Abundância	A	14	0.035	0.378
		B	0	0.035	
		C	3	0.051	
		D		0.841	
Chuva	Incidência	A	14	0.042	0.017
		B	0	0.042	
		C	3	0.011	
		D		0.905	
Seca	Incidência	A	14	0.057	0.010
		B	0	0.071	
		C	3	0.019	
		D		0.854	
Todos os pontos e estações somados	Incidência	A	0	0.091	0.003
		B	3	0.102	
		C	3	0.007	
		D		0.799	
Locais preservados e pequenos	Incidência	A		0.050	0.296
		B		0.057	
		C	3	0.060	
		D		0.833	
Chuva	Riqueza	A	14	0.085	0.164
		B	0	0.159	
		C	3	0.056	
		D		0.700	
Seca	Riqueza	A	14	0.171	0.094
		B	0	0.159	
		C	3	0.052	
		D		0.618	
Todos os pontos e estações somados	Riqueza	A		0.236	0.005
		B		0.225	
		C	3	0.107	
		D		0.432	
Locais preservados e pequenos	Riqueza	A		0.318	0.134
		B		0.309	
		C	3	0.169	
		D		0.204	

Discussão

Em todos os modelos analisados nas RDAP, as porcentagens de variação explicada (R^2 ajustado) pelos fatores ambientais e espaciais (soma de A, B e C, na tabela 3), usando os dados de abundância e incidência foram baixas, e compuseram menos de um quarto da variação total da comunidade. Houve uma prevalência de fatores ambientais locais, sendo este padrão significativo para maioria dos modelos, com exceção do modelo sem locais impactados e pequenos. Contudo, não houve diferenças consideráveis relativas ao tipo de dados utilizados na tabela ecológica (abundância ou incidência das espécies), padrão consistente com o observado em outros estudos empíricos de diferentes comunidades aquáticas (Heino et al., 2010; Beisner et al., 2007).

O fato da estrutura das comunidades de Trichoptera (avaliadas através da abundância e incidência) ter sido influenciado apenas pelos fatores exclusivamente ambientais provavelmente está relacionado à grande variação nas características ambientais, relacionadas à conservação, tamanho e fluxo de correnteza. Ademais, a conexão entre as sub-bacias do Rio Corrente e Pindaíba, e a pequena escala de distância entre os locais estudados (400 km aproximadamente) pode ter sido um fator impeditivo para capturar o efeito da dispersão sobre a estruturação das comunidades. Contudo, outros estudos com macroinvertebrados aquáticos têm evidenciado a prevalência de fatores locais relativo ao nicho das espécies (Vinson & Hawkins, 1998).

Os resultados do presente estudo corroboram este padrão e mostram que para Trichoptera o nicho ambiental é mais significativo para a estruturação das comunidades do que fatores espaciais, corroborando o encontrado para a ordem Ephemeroptera nos mesmos ambientes aqui estudados (Shimano et al., em preparação), onde os fatores ambientais representaram a maior proporção de explicação da estrutura das comunidades locais. Vinson & Hawkins (1998) alegam ainda, que apesar dos invertebrados aquáticos exibirem grande variação em distribuição e abundância ao longo de paisagens ribeirinhas, os processos locais têm sido tradicionalmente considerados como as principais forças agindo sobre a diversidade das comunidades. Além disso, diferenças nas condições ambientais entre locais podem ser muito mais importantes na determinação da estrutura de comunidades macroinvertebrados do que a localização espacial dos riachos (Costa & Melo, 2008).

Estudando comunidades de lagos no Canadá, Beisner et al. (2006), verificaram efeitos significativos dos fatores ambientais em comunidades de microorganismos, mas os resultados para as outras comunidades avaliadas por estes autores revelaram que tanto efeitos ambientais e espaciais foram responsáveis pela a estruturação da comunidade zooplancônica, enquanto que para peixes e fitoplâncton nenhuma significância foi verificada. Por outro lado, Heino et al. (2010) verificaram uma maior prevalência de fatores espaciais regionais na estruturação das comunidades de diatomáceas de riachos da Finlândia, sendo a maior significância de fatores espaciais reflexo do potencial dispersivo limitado dos organismos das comunidades de diatomáceas. Cottenie (2005)

verificou, em sua meta-análise de 184 artigos sobre a prevalência de processos ambientais locais e regionais para a estruturação das comunidades, que 50% da variação podem ser atribuídas a ambos os fatores.

Segundo Chesson (2002), as espécies numa mesma comunidade podem apresentar respostas diferentes aos fatores ambientais operando em escalas locais. Esta perspectiva de estruturação está de acordo com a dinâmica de estruturação por meio da escolha das espécies (Leibold et al., 2004; Cottenie, 2005), e enfatizam a coexistência das populações por diferenciação espacial e temporal de nicho (Chesson, 2002; Chase & Leibold, 2003; Adler et al., 2007;). As variações ambientais, nesta perspectiva, atuam de maneira determinística sobre as populações de espécies co-ocorrentes (Leibold & Chase, 2003; Leibold et al., 2004). Entretanto, Ricklefs (2008) discute que as comunidades locais não podem ser consideradas entidades verdadeiramente íntegras, por que as populações, geralmente, apresentam ampla distribuição geográfica limitada por barreiras à dispersão. A dispersão em Trichoptera é relativamente limitada (Collier & Smith, 1998), mas a escala de distância entre os locais estudados, a ausência de barreiras físicas e a estabilidade climática a qual os ambientes da transição Cerrado-Floresta Amazônica estão submetidos provavelmente impediram que efeitos espaciais sobre a estrutura da comunidade pudessem ser evidenciados. Em escalas mais amplas, ambos os efeitos ambientais e espaciais podem prevalecer na comunidade, como tem sido evidenciado em outros estudos com macroinvertebrados (Thompson & Townsend, 2006; Olden et al., 2006).

Claramente a variação local não pode ser desconsiderada (Olden et al., 2006; Chesson, 2002), contudo, efeitos regionais sobre a estrutura das comunidades podem ser dependentes da escala, sendo necessária considerar estudos em múltiplas escalas espaciais e ambientais (Heino et al., 2003; Cottenie, 2005; Olden et al., 2006; Thompson & Townsend, 2006; Costa & Melo, 2008). Thompson & Townsend (2006) reconhecem que tanto mecanismos neutros como do nicho atuam na estruturação destas comunidades, dependendo, diferencialmente do nível trófico, estratégias das espécies, podendo ser parcialmente explicadas pela escala espacial.

De acordo com Ricklefs (2008), é na escala regional que os processos de diversificação e adaptação, juntamente com as interações das espécies ao longo da região, podem evidenciar a miríade de fatores ecológicos e evolutivos agindo sobre composição e diversidade das comunidades locais. Esta asserção poderia explicar a forte influência de processos de estruturação espacial das variáveis ambientais sobre a estrutura e riqueza da comunidade de Trichoptera, neste estudo. Adicionalmente, Heino et al. (2003; 2010) apresentam evidências de que os processos regionais exercem forte controle sobre o número de espécies co-ocorrendo localmente, e enfatizam que, o entendimento da organização de comunidades bentônicas e de microorganismos em riachos requer o exame simultâneo dos fatores agindo em múltiplas escalas espaciais.

Nossas análises mostraram que o componente ambiental local e espacialmente estruturado tem maior efeito sobre a organização da comunidade de Trichoptera, estando de acordo com o previsto pela dinâmica de escolha das espécies, previsto na Teoria de Nicho (Leibold et al., 2004; Legendre et al., 2005). O espaço é sim uma variável potencialmente estruturadora porque afeta tanto a heterogeneidade ambiental como a capacidade de dispersão dos organismos (Cottenie, 2005), mas seus efeitos sobre as comunidades avaliadas podem ter sido ofuscados devido a estabilidade climática, histórico evolutiva e à escala de amplitude geográfica analisada (Ricklefs, 2006).

A forte influência da estruturação espacial das variáveis ambientais sobre as comunidades avaliadas, revelam a importância de incorporar a hierarquia longitudinal e ambiental para melhor entender e prever padrões locais de estruturação das comunidades de macroinvertebrados em ecossistemas aquáticos lóticos (Thompson & Townsend, 2006; Olden et al., 2006). Estes efeitos foram maiores sobre a riqueza de espécies de Trichoptera, o que pode estar relacionado a impactos verificados em muitos dos locais e ao maior tamanho de alguns locais, uma vez que, na ausência de locais maiores que 20 m e de IIIH inferiores à 0,60, nenhum dos fatores, ambiental ou espacial, afetou significativamente a comunidade. Os efeitos negativos da perda de integridade foram evidenciados previamente em outros estudos com a fauna destes ambientes e mostrou claramente perda de riqueza em locais impactados (Nogueira et al., em preparação).

Com base em nossos resultados, nós evidenciamos que a heterogeneidade ambiental verificada entre os locais das três sub-bacias estudadas foi o principal fator estruturando a composição e riqueza de espécies de Trichoptera. A perda de qualidade ambiental e o tamanho variável dos locais estudados representou um fator importante para estas comunidades. Nós sugerimos que a estrutura e diversidade das comunidades de riachos sejam avaliadas com base na escala das sub-bacias e não apenas localmente, principalmente no que concerne a avaliação de qualidade ambiental. Adicionalmente, análises que incorporem um maior espectro de variação geográfica pode evidenciar a influência de fatores espaciais sobre a estruturação das comunidades. Concordando com Bell et al. (2006), nós acreditamos que maiores entendimentos a respeito da influência de processos locais e regionais sobre as comunidades de insetos aquáticos deveriam inserir informações filogenéticas, presença de barreiras geográficas (e.g. montanhas, grandes rios), bem como um refinamento da história natural e do nicho das espécies.

Referências

- Adler, P. B., J. HilleRisLambers & M. Levine, 2007. A niche for neutrality, *Ecology Letters* 10: 95-104.
- Alonso, D., R. S. Etienne & A. J. Mckane, 2006. The merits of neutral theory, *Tree* 21: 451-457.
- Beisner, B. E., P. R. Peres-Neto, E. S. Lindström, A. Barnett & M. L. Longhi, 2006. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish, *Ecology* 87: 2985-2991.
- Bell, G., 2001. Neutral Macroecology, *Science* 293: 2413-2418.
- Bell, G., M. J. Lechowicz & M. J. Waterway, 2006. The comparative evidence relating to functional and neutral interpretations of biological communities, *Ecology* 87: 1378-1386.
- Borcard, D. & P. Legendre, 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbor matrices, *Ecological Modelling* 153: 51-68.
- Borcard, D., P. Legendre & P. Drapeau, 1992. Partialling out the spacial component of ecological variation, *Ecology* 73: 1045-1055.
- Chase, J. M. & M. A. Leibold, 2003. *Ecological niche*, University of Chicago Press, Chicago, IL..
- Chase, J. M., 2005. Towards a really unified theory for metacommunities, *Func. ecol* 19: 182-186.
- Chave, J., 2004. Neutral theory and community ecology, *Ecol Letters* 7: 241-253.
- Chesson, P., 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity., *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 31: 343-366.
- Cottenie, K., 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics, *Ecology Letters* 8: 1175-1182.
- De Marco, P. Jr., 2006. Um longo caminho até um teoria unificadora para a Ecologia, *Oecol. Brasil.* 10: 120-126.
- De Moor, F. C. & Ivanov, V. D. 2008. Global diversity of caddisflies (Trichoptera: Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 393-407.
- Diamond, J. M., 1975. Assembly of Species Communities. In M. L. Cody & J. M. C. P. Diamond (Eds.), *Ecology and Evolution in Communities* Harvard University Press VL -, 342-444.
- Diniz-Filho, J. A. F. & L. M. Bini, 2008. Macroecology, global change and the shadow of forgotten ancestors, *Global Ecology and Biogeography* 17: 11-17.
- Ferreira, F. C. & M. Petreire-Jr., 2008. Comments about some species abundance patterns: classic, neutral, and niche partitioning models, *Braz. J. Biol.* 68: 1003-1012.
- Fisher, R. A., A. S. Corbet & C. B. Williams, 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population, *J. Anim. Ecol.* 12: 42-58.
- Heino, J., L. M. Bini, S. M. Karjalainen, H. Mykrä, J. Soininem, L. C. G. Vieira & J. A. F. Diniz-Filho, 2010. Geographic patterns of micro-organismal community structure: are diatoms ubiquitously distributed across boreal streams?, *Oikos* 119: 129-137.

- Heino, J., T. Muotka & R. Paavola, 2003. Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences, *J. Anim. Ecol.* 72: 425-434.
- Hubbell, S. P., 2001. *The unified neutral theory of Biodiversity and Biogeography*, Princeton University Press, Princeton and Oxford, 375 pp.
- Hubbell, S. P., 2005. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence, *Func. ecol* 19: 166-172.
- Hutchinson, G. E., 1957. Concluding remarks, *Cold Spring Harbor Symposium of Quantitative Biology* 22: 415-427.
- Hutchinson, G. E., 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals, *The American Naturalist* 93: 145-159.
- Hutchinson, G. E. & R. H. MacArthur, 1959. A theoretical ecological model of size distributions among species of animals, *The American Naturalist* 93: 117-125.
- Juen, L. & P. Jr. De Marco, 2011. Odonate biodiversity in terra-firme forest streamlets in Central Amazonia: on the relative effects of neutral and niche drivers at small geographical extents, *Insect Conservation and Diversity* DOI: 10.1111/j.1752-4598.2010.00130.x.
- Legendre, L. & P. Legendre, 1998. *Numerical Ecology*, Elsevier, Amsterdam.
- Legendre, P., D. Borcard & P. R. Peres-Neto, 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data, *Ecological Monographs* 74: 435-450.
- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. Gonzalez, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology, *Ecology Letters* 7: 601-613.
- Leibold, M. A. & M. A. McPeck, 2006. Coexistence of the niche and neutral perspectives in community ecology, *Ecology* 87: 1399-1410.
- MacArthur, R. H. & E. O. Wilson, 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography, *Evolution* 17: 373-387.
- MacArthur, R. H. & E. O. Wilson, 1967. *The Theory of Island Biogeography*, Princeton University Press, Princeton.
- McGill, B. J., B. A. Maurer & M. D. Weiser, 2006. Empirical evaluation of neutral theory, *Ecology* 87: 1411-1423.
- Nessimian, J. L., E. M. Venticinque, J. Zuanon, P. Jr. De Marco, 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.
- Nogueira, D. S., H. S. R. Cabette & L. Juen. Efeitos da distância geográfica, integridade e variáveis ambientais sobre a diversidade beta em comunidades de Trichoptera (Insecta) em riachos do Cerrado do Mato Grosso, Brasil. [Em preparação]

- Olden, J. D., N. L. Poff & B. P. Bledsoe, 2006. Incorporating ecological knowledge into ecoinformatics: An example of modeling hierarchically structured aquatic communities with neural networks, *Ecological informatics* 1: 33-42.
- Piaia, I. I. 1997. *Geografia de Mato Grosso*. 3 edição, EDUNIC.
- Ricklefs, R. E., 2006. The unified neutral theory of biodiversity: Do the numbers add up?, *Ecology* 87: 1424-1431.
- Ricklefs, R. E., 2008. Disintegration of the Ecological Community, *The American Naturalist* 172: 141-150.
- SEPLAN. 2001. Secretaria do estado de Planejamento e coordenação geral. Mapa geológico do estado de Mato Grosso. Disponível em: <http://www.zsee.seplan.mt.gov.br/mapaspdf/>
- Shimano, Y., F. F. Salles, L. Juen, D. S. Nogueira & Helena S. R. Cabette. Importância relativa dos processos neutros e do nicho sobre as comunidades de Ephemeroptera (Insecta). Em preparação.
- Soberón, J. & M. Nakamura, 2009. Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions, *PNAS* 106: 19644-19650.
- Sugihara, G., 1980. Minimal community structure: an explanation of species abundance patterns, *The American Naturalist* 116: 770-787.
- Thompson, R. & C. Townsend, 2006. A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates, *J. Anim. Ecol.* 75: 476-484.
- Tokeshi, M., 1990. Niche apportionment or random assortment: species abundance patterns revisited, *J. Anim. Ecol.* 59: 1129-1146.
- Tuomisto, H. & K. Ruokolainen, 2006. Analyzing or explaining beta diversity? Understanding the targets of different methods of analysis, *Ecology* 87: 2697-2708.
- Vinson, M. R. & C. P. Hawkins, 1998. Biodiversity of stream insects: Variation at local, basin, and regional scales, *Annu. Rev. Ent.* 43: 293.
- Volkov, I., J. R. Banavar, S. P. Hubbell & A. Maritan, 2003. Neutral theory and relative species abundance in ecology, *Nature* 424: 1035-1037

CONCLUSÃO GERAL

Neste estudo são providos os primeiros registros da ocorrência de 11 espécies, incluindo *Nectopsyche quatourguttata* e *N. nigricapilla*, registradas pela primeira vez para o Brasil, e a lista de espécies conhecidas para o estado de Mato Grosso é atualizada, totalizando 33 espécies. Quando o padrão de diversidade beta foi analisado, possível evidenciar uma maior influência de efeitos de processos regionais relacionados à dispersão, como esperado de acordo com a teoria neutra. Contudo, os efeitos de fatores ambientais locais foram também significativos, evidenciando que ambas as hipóteses de estruturação por processos neutros e do nicho são importantes mecanismos para a manutenção da diversidade beta das comunidades de Trichoptera. A perda de diversidade na escala local e regional foi evidenciada, e recomendações para as iniciativas de conservação devem desta fauna deve se basear na proteção de amplas escalas geográficas com alta heterogeneidade de ambientes, incluindo ambientes lênticos e lóticos. Localmente é preciso garantir qualidade de e heterogeneidade habitats, com a priorização da preservação da vegetação ripária. A riqueza local de espécies e a estruturação, ou seja, a composição e número de indivíduos de cada espécie nas comunidades, foi associada a fatores ambientais locais e ao gradiente espacial das variáveis ambientais, mostrando um maior efeito de processos do nicho das espécies na configuração das comunidades locais.

Apesar de conflitantes, estes resultados não podem ser vistos como mutuamente exclusivos, pois revelam que tanto processos neutros como do nicho atuam para estruturar as comunidades locais, mas atuam diferentemente nas comunidade locais: por um lado, processos espaciais direcionam os padrões de diversidade beta, sendo o decaimento de similaridade com o aumento da distância um processo determinante, corroborando o esperado pela Teoria Neutra; por outro lado, efeitos ambientais locais representam os principais fatores na estruturação da composição, abundância e riqueza local de espécies de Trichoptera, estando de acordo com o esperado pelas Teorias de Nicho. Estes resultados estão de acordo com as hipóteses que conciliam aspectos neutros (dispersão) e do nicho como potenciais explanatórios para a estruturação e diversidade das comunidades em escalas locais e regionais.

ANEXOS

Anexo 1 – Variáveis ambientais e espaciais dos locais estudados em três bacias hidrográficas do leste de Mato Grosso, Brasil. Lat. (latitude), Long. (Longitude), Alt. (altitude), IIH (índice de integridade de habitat), pH (potencial hidrogeniônico), Cond. (condutividade), Turb. (turbidez), T°C (temperatura da água), OD (oxigênio dissolvido), Prof. (profundidade), Larg. (largura), Nit. (nitrito), Fosf. (fosfato), Dur. (dureza), Ca²⁺ (Cálcio) e Mg²⁺ (Magnésio).

Bacia	Local	Ordem	Lat	Long	Filtro	Alt.	IIH	pH	Cond.	Turb.	T°C	OD	Prof.	Larg.	Nit.	Fosf.	Dur.	Ca ²⁺	Mg ²⁺
Corrente	CP1	1 ^a	-15.450	-52.408	0.127	442	0.84	7.03	14.30	2.95	24.27	6.20	0.15	1.08	0.05	0.16	6.78	3.22	3.57
Corrente	CP2	2 ^a	-15.459	-52.412	0.127	384	0.65	6.80	18.97	6.89	23.80	6.10	0.20	1.07	0.05	0.17	8.58	3.95	4.64
Corrente	CP3	3 ^a	-15.470	-52.409	0.127	411	0.77	6.80	11.97	4.80	23.90	5.20	0.40	4.82	0.07	0.13	5.31	2.46	2.85
Corrente	CP4	4 ^a	-15.482	-52.363	0.127	408	0.7	6.77	11.80	5.10	25.03	5.87	0.56	10.87	0.08	0.11	4.13	1.90	2.23
Corrente	CT1	1 ^a	-15.698	-52.334	0.126	379	0.96	7.27	48.67	0.24	22.00	6.17	0.26	1.36	0.07	0.22	29.93	16.05	13.87
Corrente	CT2	2 ^a	-15.699	-52.332	0.126	424	0.89	6.87	14.43	0.27	23.40	7.27	0.43	6.00	0.05	0.20	9.12	5.07	4.05
Corrente	CT3	3 ^a	-15.660	-52.231	0.126	352	0.68	6.73	13.40	0.93	23.67	5.45	0.79	5.42	0.10	0.12	6.98	2.51	4.47
Corrente	CT4	4 ^a	-15.648	-52.215	0.126	336	0.62	6.70	13.87	2.33	24.50	6.17	0.87	8.09	0.10	0.11	6.98	2.89	4.09
Corrente	RCO5	5 ^a	-15.521	-52.203	0.127	326	0.42	6.00	7.23	7.47	24.80	5.00	4.33	14.20	0.08	0.13	3.06	1.38	1.68
Pindaíba	CC2	2 ^a	-14.847	-52.406	0.127	356	0.69	6.33	54.57	26.56	23.83	4.13	0.45	2.46	0.07	0.16	23.58	12.25	11.33
Pindaíba	CC3	3 ^a	-14.843	-52.359	0.127	350	0.73	6.17	13.57	21.58	24.03	5.92	0.39	3.29	0.07	0.19	5.88	2.21	3.66
Pindaíba	CC4	4 ^a	-14.829	-52.215	0.127	309	0.65	6.40	16.13	4.54	24.33	5.60	1.00	7.91	0.07	0.20	6.85	3.78	3.07
Pindaíba	CCV1	1 ^a	-14.985	-52.341	0.127	347	0.59	5.16	1.20	1.50	24.95	2.15	0.19	0.82	1.90	0.05	5.38	2.98	3.73
Pindaíba	CCV2	2 ^a	-14.998	-52.305	0.127	328	0.52	5.88	0.93	0.93	27.87	7.09	0.55	2.74	2.30	0.08	5.19	1.69	7.95
Pindaíba	CCV3	3 ^a	-14.958	-52.229	0.127	309	0.65	5.50	0.80	2.80	28.90	6.86	0.66	3.43	3.90	0.05	5.12	0.83	4.29
Pindaíba	CCV4	4 ^a	-14.830	-52.054	0.126	273	0.58	6.29	1.27	32.35	26.33	7.24	1.61	17.20	2.60	0.10	7.84	1.84	6.00
Pindaíba	CM1	1 ^a	-14.998	-52.478	0.127	361	0.96	6.38	0.45	3.97	25.03	7.33	0.27	2.96	3.13	0.06	4.84	0.47	4.37
Pindaíba	CM2	2 ^a	-14.988	-52.458	0.127	354	0.86	5.93	0.85	3.40	24.17	6.68	0.29	2.53	2.53	0.04	7.86	2.72	5.14
Pindaíba	CM3	3 ^a	-15.000	-52.441	0.127	362	0.82	6.51	3.03	47.56	23.27	8.32	0.33	6.13	2.70	0.14	15.52	7.07	8.45
Pindaíba	CM4	4 ^a	-15.026	-52.441	0.127	342	0.85	6.40	3.07	72.53	24.93	8.05	0.34	4.94	3.00	0.38	15.76	7.46	8.30
Pindaíba	RPI5	5 ^a	-14.949	-52.071	0.127	296	0.43	6.50	11.50	16.98	28.17	7.07	4.16	39.13	0.08	0.15	3.34	1.47	1.87
Pindaíba	RPI6	6 ^a	-14.903	-52.006	0.126	291	0.43	6.33	13.15	9.89	27.93	6.75	4.93	50.00	0.08	0.24	3.44	1.84	1.61
Suiá-Miçú	CBJ	1 ^a	-12.642	-51.889	-0.233	283	0.71	5.23	1.07	2.30	29.43	5.20	0.73	100.00	0.30	0.25	4.71	1.40	3.31
Suiá-Miçú	CL	2 ^a	-13.093	-52.255	-0.233	355	0.74	4.80	0.57	16.80	24.30	7.67	0.77	2.83	0.27	0.22	3.52	1.70	1.82
Suiá-Miçú	CSRI	2 ^a	-11.831	-52.284	-0.23	300	0.60	4.97	0.73	29.60	27.27	6.38	0.83	100.00	0.40	0.21	4.12	1.51	2.61
Suiá-Miçú	CTB	1 ^a	-13.060	-52.201	-0.233	363	0.39	4.66	0.95	23.02	25.53	4.76	0.20	1.51	0.20	0.14	3.66	1.49	2.17
Suiá-Miçú	RBT1	1 ^a	-12.375	-52.223	-0.233	276	0.64	5.20	1.10	38.97	25.40	4.93	0.31	1.25	0.37	0.16	4.26	1.40	2.86
Suiá-Miçú	RBT2	1 ^a	-12.374	-52.222	-0.233	329	0.49	5.37	1.03	35.07	25.73	5.89	0.22	5.23	0.40	0.13	5.60	2.23	3.36
Suiá-Miçú	RD	5 ^a	-12.353	-52.358	-0.233	295	0.69	4.91	0.63	25.13	28.23	5.81	4.64	100.00	0.33	0.11	5.30	1.27	4.03
Suiá-Miçú	RPB	2 ^a	-13.260	-52.150	-0.232	341	0.65	5.16	0.43	26.17	25.77	8.83	0.90	5.06	0.37	0.16	2.99	0.86	2.14
Suiá-Miçú	RSU1	2 ^a	-13.263	-52.047	-0.232	306	0.58	5.36	0.60	23.00	24.30	8.05	1.10	5.17	0.40	0.18	8.67	6.19	2.48
Suiá-Miçú	RSU2	3 ^a	-13.257	-52.146	-0.232	303	0.67	5.16	0.57	28.13	24.83	8.37	1.11	7.94	0.30	0.10	3.98	1.04	2.94
Suiá-Miçú	RSU3	6 ^a	-11.838	-52.252	-0.23	290	0.73	5.39	0.67	35.70	27.43	7.59	3.45	63.33	0.30	0.12	4.16	1.68	2.48
Suiá-Miçú	RSZ	4 ^a	-12.643	-51.947	-0.233	312	0.66	5.47	0.63	33.63	25.47	8.18	2.17	14.44	0.26	2.12	2.46	2.44	3.30

Anexo 2 – Roteiro para as análises do capítulo 2 utilizando o programa R.

#Curva de rarefação

```
library(vegan)
dados<-read.table("dados.txt",h=T)
dados
#Sumarizando os dados
str(dados)
#obtendo a rarefação de espécies pelo número de amostras através do método exato com 10.000
rare<-specaccum(z[,-(1:2)],method="exact",permutations=1000)
rare
#plotando a curva de rarefação
plot(rare,ci=0,bty="l")
```

#Estimativa da riqueza de espécies

```
est<-specpool(z[,-(1:2)])
est
```

#Análise de Diversidade Beta

```
library(vegan)
read.table("bio.txt", header=TRUE)->y
y
```

Obtenção da matriz de dissimilaridade a partir de dados brutos de abundância utilizando o método de Chao

```
vegdist(y,method="chao")->beta
beta
```

Obtenção das matrizes de distância para dados ambientais e espaciais utilizando as Distâncias Euclidianas

```
read.table ("amb.txt", header=TRUE)->a
read.table ("esp.txt", header=TRUE)->c
decostand(a,"standardize")->ambpad
vegdist(ambpad, method="euclidean")->ambdist
ambdist
vegdist(c, method="euclidean")->espdist
espdist
```

Teste de Mantel e Mantel Parcial

```
mantel.partial(beta, ambdist, espdist, method = "pearson", permutations = 10000)
mantel.partial(beta, espdist, ambdist, method = "pearson", permutations = 10000)
mantel(ambdist, espdist, method = "pearson", permutations = 10000)
```

Anexo 3 – Roteiro para as análises do capítulo 3 utilizando o programa R

#Roteiro para Análise de correspondência destendenciada (DCA) com dados de incidência

#Importando a matriz de dados biológicos e transformando para presença/ausência

```
read.table("bio.txt", header = TRUE)->bio
decostand(bio, method = "pa")->bio
decorana(bio)->resultado
```

#Sumarizando os resultados da DCA e plotando o gráfico

```
summary(resultado)
plot(resultado)
plot(resultado, display=c("sites"), type = "text")
```

#Extraindo os escores dos locais e escrevendo tabela

```
scores(dcazooPA, display=c("sites"))->sitescor
write.table(sitescor, "sitescor.txt")
```

#Extraindo os escores das espécies

```
scores(dcazooPA, display=c("species"))->spscor
```

#Roteiro para a análise de partição de variância canônica

#Análise de redundância parcial (RDA parcial) usando o Pacote Vegan

```
library(vegan)
```

#Importando e logaritizando os dados biológicos

```
read.table("bio.txt", header=TRUE)->bio
decostand(bio,"log")->bio
```

#Importando dados ambientais e espaciais

```
read.table("amb.txt", header=TRUE)->amb
read.table("esp.txt", header=TRUE)->esp
```

#Particionando a variância dos efeitos ambientais e espaciais sobre a comunidade

```
varpart(bio, amb, esp, data=a, transfo="hel")->var
var
```

#Testando a significância das frações ambiental e espacial sobre a comunidade

```
sig_a<- rda(decostand(bio, "hell"), amb, esp)
summary(sig_a)
sig_e<- rda(decostand(bio, "hell"), esp, amb)
summary(sig_e)
anova(sig_a, step=10000, perm.max=10000)->a1
anova(sig_e, step=10000, perm.max=10000)->c1
a1
c1
```

Anexo 4 - Normas gerais das revistas científicas utilizadas para redação e submissão dos artigos que compõe a presente dissertação.

- **Capítulo 1:** Capítulo submetido para a Revista Biota Neotropica, cujas normas estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico:

<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/instruction>

- **Capítulo 2:** Capítulo formatado de acordo com as normas da Revista Hydrobiologia, cuja normas estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico:

<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10750>

- **Capítulo 3:** Capítulo formatado de acordo com as normas da Revista Hydrobiologia, cuja normas estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico:

<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10750>