

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO

CAMPUS DE NOVA XAVANTINA

PGG - ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

NUBIA FRANÇA DA SILVA GIEHL

O USO DE NEPOMORPHA (INSECTA: HETEROPTERA) EM PROGRAMAS DE
MONITORAMENTO AMBIENTAL: O EFEITO DA RESOLUÇÃO TAXONÔMICA,
NUMÉRICA E DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA DISTRIBUIÇÃO DA COMUNIDADE

Nova Xavantina
2013

NUBIA FRANÇA DA SILVA GIEHL

O USO DE NEPOMORPHA (INSECTA: HETEROPTERA) EM PROGRAMAS DE
MONITORAMENTO AMBIENTAL: O EFEITO DA RESOLUÇÃO TAXONÔMICA,
NUMÉRICA E DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA DISTRIBUIÇÃO DA COMUNIDADE

Dissertação, apresentada a Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte dos requisitos do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação para a obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Helena Soares Ramos Cabette
Coorientadora: Joana Darc Batista



UNEMAT
Universidade do Estado de Mato Grosso

Nova Xavantina
Mato Grosso, Brasil
Outubro, 2013

NUBIA FRANÇA DA SILVA GIEHL

O uso de *Nepomorpha* (Insecta: Heteroptera) em programas de monitoramento ambiental: o efeito da resolução taxonômica, numérica e das variáveis ambientais na distribuição da comunidade

Essa Dissertação foi julgada e aprovada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Nova Xavantina, 26 de outubro de 2013.

Banca examinadora

Profa. Dra. Helena Soares Ramos Cabette
Universidade do Estado de Mato Grosso
(Orientadora)

Prof. Dr. Leandro Juen
Universidade Federal do Pará
(membro interno)

Profa. Dra. Joana Darc Batista
(membro externo e coorientadora)

Prof. Dr. Ricardo Keichi Umetsu
Universidade do Estado de Mato Grosso
(suplente)

Nova Xavantina, MT
Outubro, 2013

G454u Giehl, Nubia França da Silva

O uso de Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) em programas de monitoramento ambiental: o efeito da resolução taxonômica, numérica e das variáveis ambientais na distribuição da comunidade. /Nubia França da Silva Giehl – Nova Xavantina: 2013. VII, 62 p. :il.

Orientadora: Helena Soares Ramos Cabette.

Co-orientadora: Joana Darc Batista.

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Área de concentração: Conservação da Biodiversidade, Nova Xavantina, 2013.

1. Biomonitoramento, 2. Congruência, 3. Percevejos aquáticos, 4. Fatores limitantes, 5. TITAN. I. Título

CDU: 565.7

Ficha catalográfica elaborada pela bibliotecária Nilva Pereira Silva, CRB-860, Universidade Federal de Mato Grosso, *Campus* Universitário do Araguaia, Pontal do Araguaia.

Dedico este trabalho a minha mãe,
Cleonice, um exemplo para mim.

Agradecimentos

A minha família pelo apoio e pela compreensão nas ausências em reuniões familiares. Em especial ao meu esposo Valtemir (Vat) pelo apoio e incentivo incondicional e minha pequena Nayara (princesa) por entender quando a mamãe precisava ir para faculdade.

A minha sogra Lourdes, cunhadas Vanilce, Valéria, Valcira e sobrinha Stephani pela amizade e por cuidar de minha princesa Nayara em minhas ausências.

A minha orientadora profa. Dra. Helena S.R. Cabette, por quem tenho enorme admiração e respeito, por ter me acolhido desde o início da graduação e ensinado em laboratório e cotidiano, pela atenção e paciência. Minha grande incentivadora, segunda mãe, ensina, cuida, briga e ajuda.

Aos colegas Karina Dias-Silva, Denis Nogueira, Leandro Juen, e Joana Darc pela amizade, correções e sugestões. A Karina Dias também pelo empréstimo do computador.

Aos colegas do LENX (Laboratório de Entomologia da UNEMAT–NX), pelo companheirismo e ajuda direta ou indiretamente. Em especial ao grande amigo Leandro Brasil pelo companheirismo e ajuda quando precisei e à Paula Vianna pela ajuda na seleção do material e organização da coleção de Heteroptera.

Aos colegas Handerson Batista e Yulie Shimano (Japa), mesmo quando distantes transmitiam força. Ao Handerson também pela ajuda técnica dos computadores.

A todos os professores que fizeram parte dessa jornada, em especial aos professores Dra. Beatriz S. Marimon e Dr. Eddie Lenza pela amizade, e dedicação em resolver os assuntos do PPG-EC.

Aos professores José Ricardo I. Ribeiro (UNIPAMPA) e Alan L. Melo (UFMG) por me receberem em seus laboratórios e ajudar a confirmar a identificação de parte do material coletado e ensinar características morfológicas essenciais para identificação de espécies.

Ao Fabiano Stefanelo pelo auxílio nas confirmações de identificação quanto tive na UNIPAMPA (momentos de risadas e muito frio).

A Ana Claudia (doutoranda em Biologia Vegetal-UFMG) pelo apoio na estadia em Belo Horizonte confirmando material biológico.

Aos colegas Denis S. Nogueira, Leandro Juen e Thiago Bernardi pela ajuda nas análises estatística.

Aos membros das bancas de qualificação e de defesa por aceitarem contribuir com o trabalho.

A CAPES pela bolsa concedida durante o mestrado e ao PROAP pelo apoio para custeio, e FAPEMAT pelo fomento, que foram de grande importância para o desenvolvimento deste trabalho.

A Universidade Estadual de Mato Grosso – *Campus* de Nova Xavantina, através do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação e Laboratório de Entomologia por todo apoio logístico e financeiro que necessitei durante o mestrado.

A Lourivaldo A. de Castro pelo apoio em campo, por sua capacidade em encontrar e nos conduzir com segurança aos locais de coleta, e aos técnicos da informática, sempre atenciosos às nossas necessidades virtuais, todos da UNEMAT.

E finalmente, a todos aqueles que ajudaram direta ou indiretamente para concretização desse trabalho.

Sumário

Resumo Geral	1
Introdução Geral	2
Apresentação e formato	4
Referências Bibliográficas.....	5
Capítulo 1 - Resoluções taxonômica e numérica de <i>Nepomopha</i> (Insecta: Heteroptera) em córregos do Cerrado.....	7
Resumo	8
Abstract.....	9
Introdução	10
Material e Métodos	12
Área de estudo	12
Análise de dados	14
Resultados.....	15
Resolução Taxonômica - gêneros versus espécies.....	15
Resolução Numérica - abundância versus presença/ausência.....	16
Discussão	17
Efeito da resolução taxonômica.....	17
Efeito da resolução numérica	19
Conclusão	20
Referências Bibliográficas.....	22
Capítulo 2 - Fatores ambientais limitantes e limiares para ocorrência de populações de <i>Nepomorpha</i> (Insecta: Heteroptera) em córregos do Cerrado.....	27
Resumo	28
Abstract.....	29
Introdução	30
Material e Métodos	32
Área de Estudo.....	32
Coleta do material biológico e variáveis ambientais	32
Análises de dados.....	34
Resultados.....	35
Descrição das variáveis ambientais	35
Composição e abundância das espécies	35
Limiares da comunidade e populações.....	35
Discussão	40
Conclusão	45
Considerações finais da dissertação	46
Referências Bibliográficas.....	48
Apêndices	53
Apêndice 1. Tabelas com valores das variáveis ambientais.....	53
Apêndice 2. Tabelas da análise de limiare de taxa indicadoras (TITAN).....	54
Anexo	61
Anexo I. Protocolo do IIIH (Índice de Integridade de Hábitat).....	61

Resumo Geral

As transformações das paisagens e dos ambientes aquáticos tem se tornado cada vez mais drásticas e intensas, criando a demanda por métodos rápidos e de baixo custo para avaliar e monitorar sistemas aquáticos vulneráveis. A identificação em nível taxonômico mais abrangente tem sido defendida, objetivando usar menor tempo e recursos em monitoramentos. Avaliar os limiares ecológicos das comunidades de insetos aquáticos e de suas populações contribuiria para definir quais, e como, as espécies de uma dada comunidade reagiriam a gradientes ambientais nesses sistemas, contribuindo para estabelecer padrões na conservação e/ou recuperação. Assim, avaliou-se a congruência, com o uso de resolução numérica e taxonômica em *Nepomorpha*, assim como a resposta dos táxons ao gradiente de integridade ambiental e variáveis abióticas da água. Amostramos córregos de Cerrado de 1ª a 4ª ordens (n=20) na Bacia do Rio Pindaíba, MT. Com protocolo ambiental avaliou-se a qualidade de habitats e mensuramos o gradiente de oito variáveis abióticas. Com TITAN (*Threshold Indicator Taxa ANalysis*) identificou-se a localização e a magnitude das mudanças relacionadas aos fatores ambientais na frequência e abundância dos *taxa* e calculou-se os limiares da comunidade a esses gradientes. A ordenação (PCoA) dos dados identificados em nível genérico foi semelhante àqueles em nível específico (> 80% de similaridade), bem como as ordenações da presença-ausência de gêneros e espécies *versus* suas abundâncias. Sete espécies, pertencentes a apenas três gêneros, foram indicadoras para algumas das variáveis analisadas, cinco delas associadas ao gradiente de qualidade de habitat e seis a um ou mais dos abióticos. Os resultados indicam que análises em nível apenas genérico podem ser utilizadas, com melhores congruências quando se usa abundância ao invés da presença/ausência, sendo este nível um atalho seguro para estudos de monitoramento ambiental. Entre as espécies indicadoras (de mesmos gêneros) houveram relações diversas, ou até antagônicas, nas frequências e abundâncias, associando ora ao gradiente negativo, ora ao positivo. Assim, esse trabalho reforça a possibilidade de uso de *Nepomorpha* em indicação ambiental, desde que avancemos no conhecimento dos requerimentos das espécies mais abundantes e bem distribuídas da comunidade.

Palavras-chave: Biomonitoramento, Congruência, Percevejos aquáticos, Fatores limitantes, TITAN.

Introdução Geral

As alterações na qualidade de hábitat, principalmente pela retirada da mata ciliar e uso da terra, elimina as barreiras que impedem o carregamento de fertilizantes, herbicidas e inseticidas, expõe as margens a erosão, facilita o transporte de sedimento e assoreamento do leito causando homogeneização ambiental com perda de hábitats (Goulart & Callisto 2003, Couceiro et al. 2012), mudando o ciclo hidrológico, diminuindo a qualidade da água (Goulart & Callisto 2003) e alterando a dinâmica natural das comunidades de insetos aquáticos (Couceiro et al. 2012, Yoshimura 2012).

Devido a grandes problemas ambientais e recursos limitados para avaliação da diversidade, pesquisadores tem recorrido a métodos rápidos e de baixo custo (*shortcuts*) para avaliar e monitorar os sistemas aquáticos (Heino 2010, Carneiro et al. 2013), como por exemplo o uso de macroinvertebrados aquáticos identificado a níveis mais abrangentes (Buss & Vitorino 2010, Jiang et al. 2013), registro de presença/ausência de *taxa* ao invés de abundância (Hortal et al. 2006) ou busca de espécies com potencial de indicação ambiental (Pereira et al. 2012, Cardoso et al. 2013).

Para tanto, os testes de congruências numéricas ou taxonômicas podem oferecer as indicações em qualidade ou nível taxonômico necessárias no estabelecimento de propostas de monitoramento de copos d'água com macroinvertebrados, que apesar de serem amplamente recomendados para monitoramento de águas continentais, esbarram na problemática da identificação, muitas vezes sendo possível somente para machos adultos e larvas nos últimos instares aquáticos (Yoshimura 2012).

A avaliação ambiental de córregos também requer a quantificação das respostas da comunidade aquática (relações muitas vezes não-linear) a estresses ambientais (Smucker et al. 2013), sendo necessário análise da estrutura da comunidade, que começa com a caracterização das respostas de cada táxon individual, e usando agregação somente após distinguir a magnitude e direção nas respostas de cada membro da comunidade. Análises que determinam limiares das populações e comunidades são, então, úteis para estas caracterizações, a exemplo do TITAN (King & Baker 2010, 2011).

Os insetos da ordem Heteroptera de hábitos aquáticos e semi-aquáticos, Nepomorpha e Gerromorpha, alimentam-se de crustáceos, insetos aquáticos (principalmente Diptera), girinos até pequenos peixes, sendo, portanto, importantes elos

nas cadeias alimentares e no controle de vetores de doenças causadas por insetos (Quiroz-Martínez & Rodríguez-Castro 2007, Saha et al. 2010).

Apesar de apresentarem ampla distribuição, possuírem diversidade de formas e nichos, e ocuparem uma ampla variedade de habitats, incluindo corpos d'água lênticos e lóticos (Souza et al. 2006), raramente tem sido utilizados para monitoramento e análises de perturbações ambientais, ou variações nos fatores abióticos, embora alguns estudos têm destacado distribuição de espécies com qualidades indicadoras para o Brasil (Souza et al. 2006, Cabette et al. 2010, Dias-Silva et al. 2010, 2013).

No presente trabalho, os *Nepomorpha* de córregos de Cerrado da Bacia do Rio Pindaíba, MT, foram investigados com foco (i) em análises de congruências entre as matrizes de dados de gêneros *versus* espécies, e (ii) de como as espécies respondem a gradientes de integridade de habitat e das variáveis abióticas, estabelecendo os limiares da comunidade e pontos de mudança no aumento de abundância e frequência de ocorrência das espécies.

Apresentação e formato

A dissertação tem como tema a ecologia de *Nepomorpha*, insetos aquáticos da ordem Hemiptera e subordem Heteroptera em córregos do leste matogrossense, sendo composta por dois capítulos.

Capítulo 1: Resoluções taxonômica e numérica de *Nepomorpha* (Insecta: Heteroptera) em córregos do Cerrado

Objetivo: investigar se existem congruências entre as matrizes de dados de gêneros *versus* espécies da infraordem *Nepomorpha* aplicando resoluções taxonômica e numérica, e analisar se os valores de congruência se mantinham similares quando analisado separadamente os sítios alterados e preservados, visando responder as seguintes questões: a) o quanto de informação é perdida quando as análises são feitas com matriz de dados de gênero e, b) se os padrões de ordenação dos dados obtidos com incidência de gêneros e/ou espécies são semelhantes àqueles obtidos com os dados das abundâncias.

Capítulo 2: Fatores ambientais limitantes e limiares para ocorrência de populações de *Nepomorpha* (Insecta: Heteroptera) em córregos do Cerrado

Objetivo: Analisar como as espécies respondem a gradientes de integridade de hábitat e as variáveis abióticas em ambientes lóticos do Cerrado, estabelecendo os limiares da comunidade e pontos de mudança no aumento de abundância e frequência das espécies.

A dissertação tem como linha principal de discussão seu possível uso como insetos úteis no monitoramento da qualidade ambiental e na conservação de ecossistemas. O primeiro capítulo destaca análises de congruências entre gêneros e espécies, indicando qual resolução devem ser utilizada para melhor custo benefício em monitoramentos, e o segundo de como e quais fatores ambientais e nível de conservação são responsáveis por mudanças na distribuição e abundância das espécies mais frequentes e com potencial de indicação.

Referências Bibliográficas

- BUSS, D.F. & VITORINO, A.S. 2010. Rapid Bioassessment Protocols using benthic macroinvertebrates in Brazil: evaluation of taxonomic sufficiency. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29:562-571.
- CABETTE, H.S.R., GIEHL, N.F., DIAS-SILVA, K., LUEN, L. & BATISTA, J.D. 2010. Distribuição de Nepomorpha e Gerromorpha (Insecta: Heteroptera) da Bacia Hidrográfica do Rio Suiá-Miçu, MT: Riqueza relacionada à qualidade do hábitat. In *Gestão e educação ambiental, água, biodiversidade e cultura* (J.E. Santos, C. Galbiati & L.E. Moschini, eds.). Rima, São Carlos, v.2, p.113-137
- CARDOSO, P., RIGAL, F., FATTORINI, S. TERZOPOULOU, S. & BORGES, P.A.V. 2013. Integrating landscape disturbance and indicator species in conservation studies. *PLoS ONE* 8, 1-10. doi:10.1371/journal.pone.0063294.
- CARNEIRO, F.M., NABOUT, J.C., VIEIRA, L.C.G., LODI, S. & BINI, L.M. 2013. Higher taxa predict plankton beta-diversity patterns across an eutrophication gradient. *Natureza & Conservação* 11:43-47.
- COUCEIRO, S.R., HAMADA, N., FORSBERG, B.R., PIMENTEL T.P. & LUZ, S.L. 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecol. Indic.* 18:118-125.
- DIAS-SILVA, K., CABETTE, H.S.R., JUEN, L. & De MARCO, P.Jr. 2010. The influence of habitat integrity and physical-chemical water variables on the structure of aquatic and semi-aquatic Heteroptera. *Zoologia* 27:918-930.
- DIAS-SILVA, K., MOREIRA, F.F.F, GIEHL, N.F.S., NÓBREGA, C.C. & CABETTE HELENA, S.R. 2013. Gerromorpha (Hemiptera: Heteroptera) of eastern Mato Grosso State, Brazil: checklist, new records, and species distribution modeling. *Zootaxa* 3736:201-235.
- GOULART, M. & CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM* 2:1-9.
- HEINO, J. 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecol. Indic.* 14:112-117.
- HORTAL, J., BORGES, P.A.V. & GASPAR, C. 2006. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *J. Anim. Ecol.* 75:274-287.

JIANG, X., XIONG, J., SONG, Z., MORSE, J.C., JONES, F.C. & XIE, Z. 2013. Is coarse taxonomy sufficient for detecting macroinvertebrate patterns in floodplain lakes? *Ecol. Indic.* 27:48–55.

KING, R.S. & BAKER, M.E. 2010. Considerations for analyzing ecological community thresholds in response to anthropogenic environmental gradients. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29:998–1008.

KING, R.S. & BAKER, M.E. 2011. An alternative view of ecological community thresholds and appropriate analyses for their detection. *Comment. Ecological Applications* 21:2833–2839.

PEREIRA, L., CABETTE, H.S.R. & JUEN, L. 2012. Trichoptera as bioindicators of habitat integrity in the Pindaíba river basin, Mato Grosso (Central Brazil). *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 48:295–302.

QUIROZ-MARTÍNEZ, H. & RODRÍGUEZ-CASTRO, A. 2007. Aquatic insects as predators of mosquito larvae. *J. Am. Mosq. Control. Assoc.* 23:110–117.

SAHA, N., ADITYA, G., SAHA, G.K. & HAMPTON, S.E. 2010. Opportunistic foraging by heteropteran mosquito predators. *Aquat Ecol.* 44:167–176.

SMUCKER, N.J., DETENBECK, E.N. & MORRISON, A.C., 2013. Diatom responses to watershed development and potential moderating effects of near-stream forest and wetland cover. *Freshwater Science* 32:230–249.

SOUZA, M.A.A., MELO, A.L. & VIANNA, G.J.C. 2006. Heterópteros aquáticos oriundos do município de Mariana, MG. *Neotrop. Entomol.* 35:803–810.

YOSHIMURA, M. 2012. Effects of forest disturbances on aquatic insect assemblages. *Entomol. Science* 15:145–154.

Capítulo 1

Resoluções taxonômica e numérica de *Nepomopha* (Insecta: Heteroptera) em córregos do Cerrado

Citações e referências bibliográficas apresentadas de acordo com as normas da Revista Biota Neotropica, disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/instruction>

Resumo

As transformações das paisagens e da biodiversidade tem se tornado cada vez mais drásticas e intensas, criando a demanda por métodos rápidos e de baixo custo para avaliar e monitorar os sistemas, em especial ambientes com maior vulnerabilidade como os aquáticos. A velocidade com que as pesquisas conseguem coletar, identificar e descrever padrões é bem menor do que a velocidade de perda de biodiversidade. Assim, a identificação em nível taxonômico mais abrangente tem sido usada, justificada por fatores como a relação custo-benefício, poucos taxonomistas e falta de informações da distribuição e da diversidade/identidade das espécies, no entanto em sua maioria sem avaliar a real representação que se obtém ao usar diferentes resoluções taxonômicas. Em virtude dessa demanda o objetivo desse trabalho foi investigar se existem congruências entre as matrizes de dados de gêneros *versus* espécies da infraordem Nepomorpha, aplicando resoluções taxonômica e numérica. Amostramos Nepomorpha aquáticos em cinco córregos de Cerrado de 1ª a 4ª ordens da Bacia do Rio Pindaíba, Mato Grosso, Brasil, totalizando 20 sítios. A técnica de ordenação (PCoA) dos dados identificados em nível genérico foi semelhante àquela em nível específico com mais de 80% de similaridade. Enquanto as ordenações da presença-ausência de gêneros e espécies foram semelhantes àquelas das suas abundâncias ($R=0,74$ e $R=0,95$, respectivamente). Os resultados indicam que análises em nível genérico podem ser utilizadas ao invés do nível específico, com perda de 11% a 19% da informação, com melhores congruências quando se usa abundância ao invés da presença/ausência. O uso do nível genérico é um atalho seguro para estudos de monitoramento ambiental, embora deva ser tratado com cuidado quando a discussão abrange ações de conservação, complementaridade de fauna e/ou inventários faunísticos.

Palavras-chave: Congruência, Insetos Aquáticos, Riachos, Suficiência taxonômica.

Abstract

Transformations in landscapes and biodiversity have become increasingly dramatic and intense, creating the demand for rapid and inexpensive methods to assess and monitor the systems, especially environments with higher vulnerability, such as the aquatic ones. The speed with which surveys can collect, identify, and describe patterns is much lower than the speed of biodiversity loss. Thus, identification at a more comprehensive taxonomic level has been used, something which is justified by factors such as cost-benefit ratio, insufficient number of taxonomists, and lack of information on the distribution and diversity/identity of species; however, most of these studies does not evaluate the actual representation that is obtained by using different taxonomic resolutions. Because of this demand, this study aims to investigate whether there are congruence between data arrays of genera versus species infraorder Nepomorpha applying taxonomic and numerical resolutions. We collected aquatic Nepomorpha samples from 5 streams in Cerrado from the 1st to the 4th orders in the Pindaíba River Basin, in the state of Mato Grosso, Brazil, totaling 20 sites. The ordination technique, i.e. principal coordinate analysis (PCoA), of data identified at a generic level was similar to that at a specific level, with > 80% of similarity. In turn, presence/absence ordinations of genera and species were similar to those of their abundances ($R = 0.74$ and $R = 0.95$, respectively). The results indicate that analyses at a generic level may be used instead of those at a specific level, with an information loss from 11% to 19% and better congruence when using abundance instead of presence/absence. The use of a generic level is a safe shortcut for environmental monitoring studies, although it must be treated with care when the discussion comprises conservation actions, faunal complementarity and/or faunal inventories.

Keywords: Congruence, Aquatic Insect, Stream, Taxonomic Sufficiency.

Introdução

As atividades antrópicas geram graves impactos sobre os ambientes naturais aquáticos, especialmente, pela substituição da vegetação natural por lavouras e pastagens (Schiesari et al. 2013), construção de barragens e de represas, bem como o desvio do curso natural de cursos d'água (Goulart & Callisto 2003, Couceiro et al. 2011). Essas ações atuando isoladas ou em sinergia, resultam na diminuição da heterogeneidade de habitats, aumento do carreamento de sedimentos para o canal e na perda da biodiversidade aquática (Vörösmarty et al. 2010, Couceiro et al. 2012).

Devido a grandes problemas ambientais e recursos limitados para avaliação da diversidade, pesquisadores tem recorrido a métodos rápidos e de baixo custo (*shortcuts*) para avaliar e monitorar os sistemas aquáticos (Rodrigues & Brooks 2007, Heino 2010, Kallimanis et al. 2012, Carneiro et al. 2010, 2013). Ademais, em estudos ecológicos envolvendo invertebrados, apesar de serem amplamente recomendados para monitoramento de águas continentais, um dos problemas enfrentados é com a sistemática chamado de déficit de Linneano (Whittaker et al. 2005), com espécies afins sendo diagnosticadas com base em caracteres morfológicos sutis ou até mesmo subjetivos, e muitas ainda não descritas (Jones 2008). A inexistência de chaves de identificação contribui para que muitos trabalhos não apresentem resolução taxonômica acurada, poucos chegam ao nível de espécies. Assim, níveis taxonômicos mais abrangentes têm sido analisados e justificados considerando vários fatores tais como, a relação custo-benefício, o tempo necessário para processar as amostras (Kallimanis et al. 2012), os recursos limitados (Curry et al. 2012), a carência de taxonomistas, bem como, de informações sobre as amplitudes e exigências ecológicas das espécies (Schmidt-Kloiber & Nijboer 2004, Jones 2008).

Diante das dificuldades e demandas por métodos rápidos de bioavaliação, uma questão prioritária é saber qual o nível de identificação taxonômica necessário a ser usado em estudos de impactos antropogênicos e monitoramentos dos sistemas aquáticos (Sánchez-Moyano et al. 2006). Além disso, tem avaliado a resolução numérica, investigando o que é mais adequado, usar abundância ou presença/ausência na observação de padrões de biodiversidade e qualidade ambiental (e.g. Melo 2005, Carneiro et al. 2010). A utilização de resolução numérica pode ser uma alternativa para reduzir o tempo de processamento das amostras e permitir comparação entre resultados

que utilizaram métodos e regiões diferentes em inventários e monitoramento (Hortal et al. 2006).

Os insetos da ordem Heteroptera são de hábitos aquáticos e semi-aquáticos (Nepomorpha e Gerromorpha), apresentam ampla distribuição, possuem diversidade de formas e nichos, o que os permite ocupar uma ampla variedade de habitats, incluindo corpos d'água lênticos e lóticos (Souza et al. 2006). A maioria vive exclusivamente na água desde ninfas a adultos, como é o caso dos Nepomorpha. Esses organismos estão no topo da cadeia ecológica como predadores, com diferentes serviços ecológicos: (i) no controle biológico de vetores de doenças, tais como as larvas dos mosquitos *Anopheles*, *Culex* e *Aedes* (Quiroz-Martínez & Rodríguez-Castro 2007, Saha et al. 2010) e caracóis *Biomphalaria* (Armúa de Reyes & Estévez 2006), (ii) atuando como predadores de organismos aquáticos e terrestres na interface água-ar, (iii) servindo de presas a peixes, anfíbios e aves (Papacek 2001), e (iv) capacidade de responder a perturbações ambientais (Souza et al. 2006).

Apenas recentemente os Nepomorpha tem sido objeto de estudos de avaliação ambiental ou conservação (e.g. Goulart et al. 2002, Cabette et al. 2010, Dias-Silva et al. 2010). Nesses estudos, algumas dificuldades foram encontradas, principalmente no que se referem à identificação das espécies que é muito difícil e o material de referência se encontra disperso e muitas vezes inacessível. Por outro lado, a identificação ao nível genérico, é relativamente fácil, com caracteres bem definidos, o tempo gasto para identificação é muito menor, mais confiável, e não é necessário remeter o material a especialistas.

Baseado nessas premissas, o objetivo desse estudo foi investigar se existem congruências entre as matrizes de dados de gêneros *versus* espécies da infraordem Nepomorpha, e analisar se os valores de congruência se mantinham similares quando analisado separadamente os sítios alterados e preservados, aplicando resoluções taxonômica e numérica, visando responder as seguintes questões: a) o quanto de informação é perdida quando as análises são feitas com matriz de dados de gênero e, b) se os padrões de ordenação dos dados obtidos com incidência de gêneros e/ou espécies são semelhantes àqueles obtidos com os dados das abundâncias. Acredita-se que havendo forte congruência, esses poderiam ser simplificações seguras para estudos de monitoramento ambiental, permitindo tomadas de decisões rápidas por gestores, populações intervenientes e pesquisadores sobre áreas com altas taxas de conversão de hábitat.

Material e Métodos

Área de estudo

A Bacia do Rio Pindaíba é afluente da margem direita do médio Rio das Mortes, localizada na região Sudoeste do Estado de Mato Grosso, abrange parte dos municípios de Barra do Garças, Araguaiana, Cocalinho e Nova Xavantina. O clima regional de acordo com a classificação de Köppen é do tipo Aw, com duas estações bem definidas; seca e chuva (Peel et al. 2007). A média anual de precipitação varia de 1500 a 1800 mm e temperaturas entre 18,9 e 33,7 °C (INMET 2009).

O estudo foi desenvolvido em trechos de 1^a a 4^a ordens (classificação proposta por Strahler 1957) dos córregos Cachoeirinha, Caveira, Da Mata, Papagaio e Taquaral, totalizando 20 pontos de coleta (Figura 1), com distintas condições de conservação, que foram avaliadas visualmente através da aplicação do Índice de Integridade de Hábitat (Habitat Integrity Index), proposto por Nessimian et al. (2008) (Anexo 1).

O Índice IIH fornece valores de zero a um, sendo que quanto mais próximo de um mais íntegro é o ambiente. Os ambientes com $IIH < 0,70$ apresentavam desflorestação considerável em uma das margens e mata ciliar quando presente, estreita. O uso da terra além da mata ciliar era constituído de pastagens, com entrada periódica de gado nos córregos, apresentando, assim, barrancos com escavações ou cicatrizes, e o mais perturbado apresentava barragem logo a montante do trecho amostrado. Os ambientes com $IIH \geq 0,70$ variaram entre ambientes com mata ciliar bem definida (de cinco a 30 m de largura) a ambientes com floresta intacta sem quebras de continuidade. Aqueles locais com índice mais próximos de 0,70 apresentavam pastagens ou sojicultura extensiva além da mata ciliar.

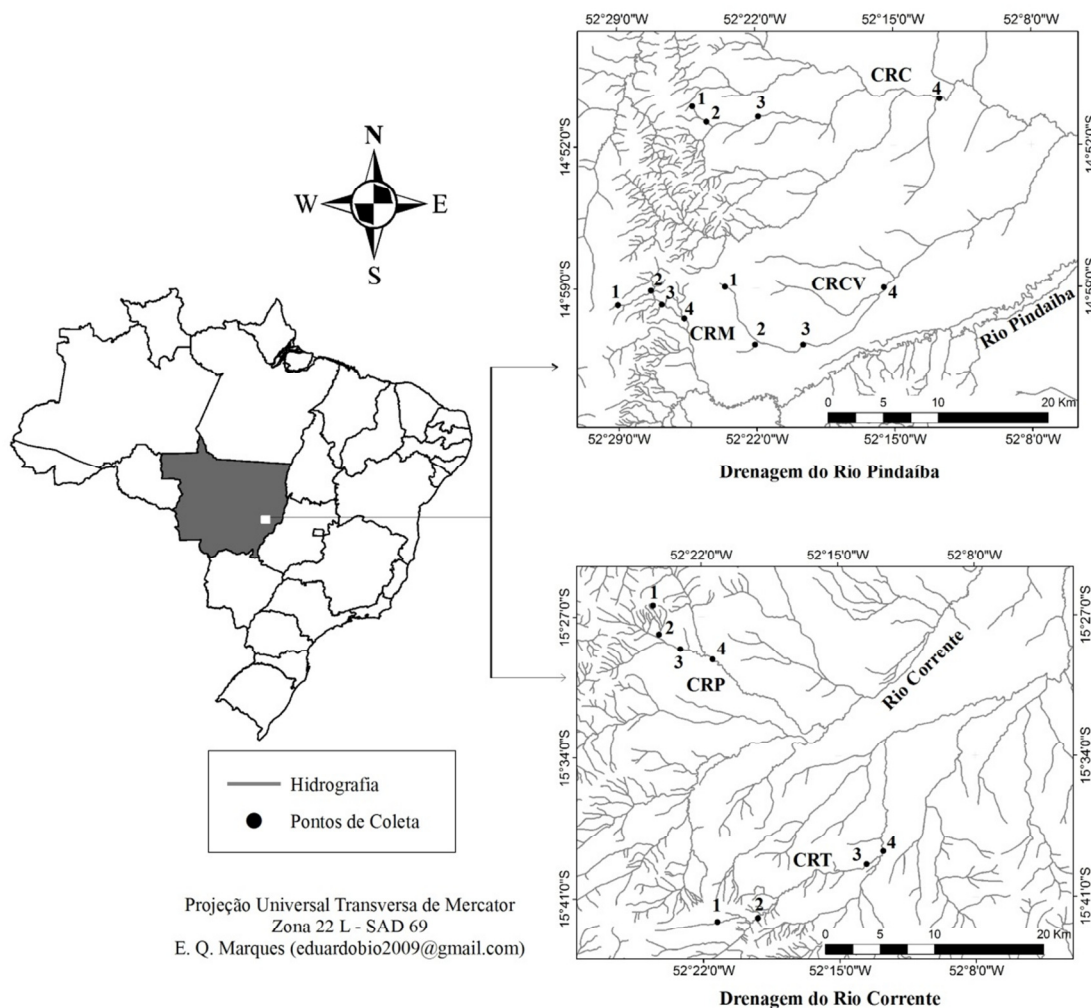


Figura 1. Pontos de amostragem nas drenagens dos Rios Pindaíba e Corrente, MT, Brasil. (CRC – Córrego Cachoeirinha; CRCV – Córrego Caveira; CRM – Córrego da Mata; CRP – Córrego Papagaio; CRT – Córrego Taquaral; 1^a a 4^a - ordens dos córregos).

Coleta e identificação

As coletas de Heteroptera (Nepomorpha) foram realizadas no período de chuva (janeiro), de seca (junho/julho) e início da chuva (outubro/novembro) de 2005, à exceção do Córrego Caveira, que foi no ano de 2008, em iguais períodos do ano. Para a amostragem foi demarcada transeção de 100 m em cada um dos córregos, subdivididos em 20 segmentos de cinco metros, em cada segmento foi passado três vezes um coador de 18 cm e malha de 250 μ m compondo uma amostra, totalizando 20 por riacho/ordem em cada época (Cabette et al. 2010).

Os indivíduos foram conservados em álcool etílico a 85%, e identificados com auxílio de chaves dicotômicas (Nieser & Melo 1997, Estévez & Polhemus 2001, Nieser & Lopez-Ruf 2001, Nieser 1975, Ribeiro 2007, Heckman 2011) e quando necessário

revisado por especialistas das Universidades Federal do Pampa e Minas Gerais. As amostras foram depositadas na Coleção Zoobotânica “James Alexander Ratter” da UNEMAT, *Campus* de Nova Xavantina, MT.

Análise de dados

Para evitar problemas de normalidades nos dados foi usada transformação logarítmica $\log(x+1)$ das matrizes que usam abundância. Para testar se existia congruência nas matrizes de dados, as análises, inicialmente foram realizadas com todos os sítios (r_{todos} , 20 sítios com IIIH entre 0,51 e 0,96), e posteriormente, para investigar se a congruência se mantinha foram feitas as análises considerando os ambientes categorizados em alterados e conservados (10 sítios cada, r_{alter} locais com IIIH<0,70 e r_{conserv} locais com IIIH \geq 0,70).

Os dados de abundância de gêneros e espécies foram dispostos em duas matrizes de similaridade usando o Índice de distancia de Bray-Curtis, em seguida foram realizadas Análises de Coordenadas Principais (PCoA) para cada nível de precisão taxonômica.

Para a análise da resolução numérica com dados de abundância foram calculadas as matrizes de distancia de Bray-Curtis e os de presença-ausência com similaridade de Jaccard para os gêneros e espécies, entre os sítios de amostragem, utilizadas nas PCoA em cada nível taxonômico.

A resolução taxonômica e numérica entre as matrizes de dados de captura (em número) foram avaliadas através de uma rotina *Procrustean* (Jackson 1995), com aplicação da análise *procrustes*. Esse é um método de superposição que compara cada par da ordenação usando um algoritmo rotacional (*rotational-fit*), encontrando o melhor ajuste entre observações ordenadas correspondentes. Foram usados os *scores* de cada ordenação gerados pela PCoA, quantificados e testados para significância estatística ($p<0,05$) pelo teste de Monte Carlo (com 10.000 permutações).

Na análise de *procrustes* os valores de r representam a congruência e a parte complementar para o valor de 1,0 (100%) indicam a perda de informação. Todas as análises foram executadas com auxílio do Programa R, usando a função *protest* no pacote *Vegan* (R Core Team 2012).

Resultados

Foram coletados 465 indivíduos de Nepomorpha, distribuídos em seis famílias, 13 gêneros e 43 espécies. Ao ordenar a ocorrência nos sítios, pelo Índice de Integridade de Habitat (IIH), dez espécies ocorreram somente em sítios com integridade maior que 0,7 e 12 apenas onde o IIH foi menor que 0,7 (Figura 2). A maioria das espécies de ambos os extremos apresentaram baixa abundância ($n \leq 4$), à exceção das espécies de *Belostoma estevezae* Ribeiro & Alecrim, 2008 e *B. ribeiroi* De Carlo, 1993 com abundância mais expressiva de $n = 17$ e nove, respectivamente.

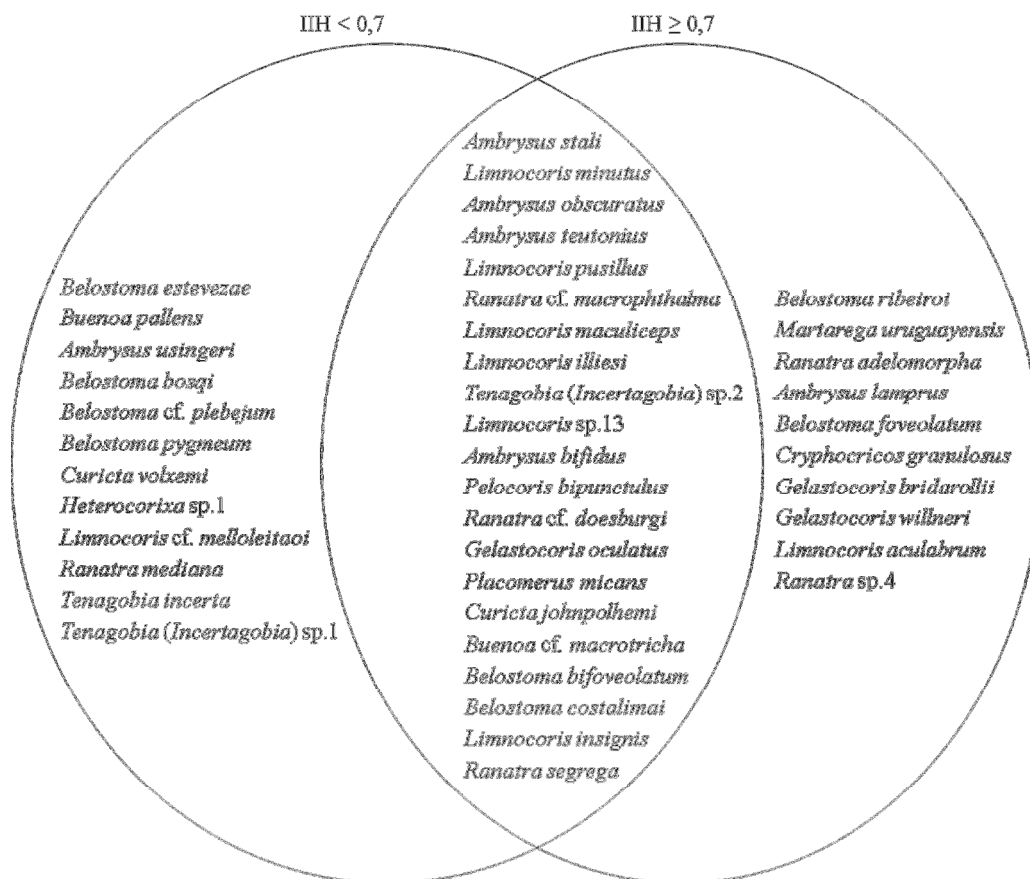


Figura 2. Espécies e morfoespécies que ocorrem nos córregos estudados na Bacia do Rio Pindaíba, Mato Grosso, Brasil.

Resolução Taxonômica - gêneros versus espécies

A ordenação dos dados de abundância de gêneros foi semelhante aos dados de abundância de espécies, com mais de 80 % de similaridade, para análise com todo o conjunto de dados ($r_{\text{todos}} = 0,84$, $p < 0,05$) e também separadamente por ambiente

($r_{\text{alter}}=0,92$ e $r_{\text{consev}}=0,81$, $p<0,05$). No entanto, houve perda de informação de 16% quando analisado todos os sítios, 8% para alterado e 19% para conservados (Tabela 1).

Resolução Numérica - abundância versus presença/ausência

Os padrões de ordenação dos dados obtidos com presença-ausência, para espécies, indicaram alta congruência (com mais de 94% de similaridade) quando comparados com dados de suas abundâncias. Assim, conseqüentemente, houve baixa perda de informação 6, 5 e 3% ($r_{\text{todos}}= 0,94$, $r_{\text{alter}}= 0,95$ e $r_{\text{consev}}= 0,97$, $p<0,05$), respectivamente. Por outro lado, quando considerado a matriz de presença-ausência de gêneros, apesar de mostrar congruência, houve maior perda de informação em relação à de espécies, sendo 26, 11 e 20% ($r_{\text{todos}}= 0,74$, $r_{\text{alter}}= 0,89$ e $r_{\text{consev}}= 0,80$, $p<0,05$).

Tabela 1. Resolução taxonômica e numérica entre os dados de gênero e espécie de *Nepomorpha* em córregos de Cerrado, na Bacia do Rio Pindaíba - MT.

Resolução taxonômica e numérica	$r_{\text{ todos}}$	p	$r_{\text{ alter.}}$	p	$r_{\text{ consev.}}$	p
Gênero x espécie	0,84	<0,001	0,92	<0,001	0,81	=0,011
Abundância x presença-ausência de gênero	0,74	<0,001	0,89	<0,001	0,80	=0,012
Abundância x presença-ausência de espécie	0,94	<0,001	0,95	<0,001	0,97	<0,001

Discussão

Efeito da resolução taxonômica

Os resultados da resolução taxonômica indicaram alta congruência nas ordenações das matrizes de gêneros *versus* espécies, mostrando que o padrão de distribuição da comunidade de Nepomorpha foi bem representado quando utilizado o nível de gênero, com mais de 80% de similaridade. Essa congruência pode ser explicada em virtude do baixo número de espécies encontrado em cada gênero, uma vez que mais de 50% dos gêneros encontrados foram representados por apenas uma ou duas espécies. Por outro lado, aqueles com maiores riquezas coincidiram com os mais abundantes e melhores distribuídos. No entanto, é necessário considerar que o grupo estudado é predador e apresenta em geral número menor de espécies e de abundância do que outros organismos pertencentes à guildas diferentes, normalmente mais abundantes como os consumidores primários e secundários nas cadeias tróficas dos córregos.

Em trabalho com comunidade de macroinvertebrados, considerou nível bom de congruência valores acima de 0,75 (Lovell et al. (2007), e nesse estudo, analisando apenas Nepomorpha, os resultados encontrados sempre foram similares ou acima desse valor. Assim, nossos resultados mostram que é seguro o uso de gênero ao invés de espécies em estudos de monitoramentos, no entanto, considerando que o grupo estudado é predador recomenda-se cautela quando o valor de congruências forem menores que 0,75.

A abordagem da resolução taxonômica tem sido testada e aplicada em estudos de monitoramento, na avaliação da poluição da água doce e marinha, bem como na análise de gradientes ambientais, mostrando congruências entre diferentes níveis taxonômicos, mesmo usando grupos taxonômicos distintos (e.g. com macrobentônicos de Sánchez-Moyano et al. 2006; invertebrados e diatomáceas de Heino & Soeninen 2007; macroinvertebrados de Marshall et al. 2006, Buss & Vitorino 2010 e Jiang et al. 2013, fitoplâncton de Carneiro et al. 2010 e Gallego et al. 2012).

Estudos recentes verificando diferentes níveis de resolução taxonômica de macroinvertebrados em bioavaliação, afirmaram que, embora os níveis taxonômicos mais baixos possam dar informações sobre o status ambiental, testes com espécies de diferentes sensibilidades a gradientes de contaminação são mais relevantes para a avaliação da qualidade ecológica (Cortelezzi et al. 2011 e Dudgeon 2012), pois quando as espécies que ocorrem em diferentes regiões ou habitats são agregadas em um *taxón*

maior, algum nível de informação ambiental ou biológica é perdida (Jiang et al. 2013). No entanto, as dificuldades taxonômicas podem gerar erros de identificação (Jones 2008, Yoshimura 2012), com consequentes erros de interpretação, e o equilíbrio entre essas duas interpretações antagônicas dependem da proposição do trabalho.

Nesse estudo, observa-se que, para os *Nepomorpha* analisados houve diminuição da congruência taxonômica quando os sítios analisados eram mais conservados. Provavelmente, isso se deve ao fato de que esses locais apresentaram pouca alteração ambiental e por isso as mudanças se refletiriam apenas ao nível de espécie. Acredita-se que, se a diferença ambiental entre os locais for grande, provavelmente uma resolução taxonômica mais alta seja suficiente, mas se for pequena uma resolução taxonômica mais precisa seria necessária para detectar as alterações (Jiang et al. 2013). Além disso, o uso de substitutos deve ser usado com cautela, pois aqueles que são adequados em um ecossistema ou região podem não ser em outra (Waite et al. 2004, Lovell et al. 2007). Para alguns autores a suficiência taxonômica depende do propósito do estudo, do tipo de índice, da análise que é usada e o grupo de organismos de interesse, uma vez que pode haver diferenças nas respostas dos diferentes níveis taxonômicos às condições ambientais (Resh & McElravy 1993, Heino 2008).

No entanto, a identificação ao nível de espécies nem sempre é possível, dada a falta de informações taxonômicas (déficit Linneano), de dados das distribuições geográficas (déficit Wallaceano) (Brown & Lomolino 1998, Whittaker et al. 2005, Bini et al. 2006), bem como, carência de taxonomistas, de chaves de identificação e de coleções de referência. Além disso, a identificação morfológica da espécie às vezes só é possível para machos adultos e larvas nos últimos instares aquáticos (Yoshimura 2012). Em função disso, grande parte do material fica sem identificação e sem ser considerados nos estudos. Segundo Landeiro et al. (2012) existe uma compensação entre a resolução taxonômica utilizada e a clareza do padrão (efeito), que devem ser considerados antes de determinar o nível de resolução dos dados. Assim, devido às congruências encontradas entre as matrizes de dados e pelas dificuldades em identificar ao nível específico, nossos resultados sugerem o uso de gênero em estratégias de monitoramento levando em consideração o custo-benefício (Kallimanis et al. 2012), diminuindo o tempo, recursos e erros taxonômicos na identificação do nível específico. Os recursos economizados com a resolução taxonômica (e numérica) podem ser direcionados para outros fins, como por exemplo, garantir a continuidade temporal e aumentar a cobertura espacial em programas de biomonitoramento (Carneiro et al. 2010, 2013), o que pode

aumentar a confiabilidade do resultado, uma vez que, as comunidades podem mudar em função das características ambientais naturais (Wagenhoff et al. 2012) e o aumento na cobertura temporal/espacial pode trazer resultados mais confiáveis.

Efeito da resolução numérica

Nesse estudo, constatou-se uma menor similaridade entre abundância *versus* presença-ausência de gêneros do que de espécies, indicando que trabalhos de monitoramento que considere o nível genérico devem utilizar dados de abundância dos *taxa*, mas para aqueles que atinjam o nível específico bastaria o uso da incidência. A provável razão para o resultado da resolução numérica para espécies é que a comunidade foi representada por muitas espécies raras e poucas espécies dominantes, padrão que é recorrente nos ambientes naturais (Siqueira et al. 2012).

Em estudos com macroinvertebrados aquáticos Marshall et al. (2006), concluíram que dados de abundância de *taxa* fornecem melhor precisão para a interpretação dos dados do que simplesmente a observação de presença/ausência. Porém, em estudos de monitoramento e de avaliação ambiental é difícil de medir adequadamente a abundância, pois se consegue apenas uma estimativa da realidade. Em geral, as metodologias usadas são de levantamentos rápidos, assim, registrar a ocorrência pode ser mais seguro e confiável.

Dados de presença/ausência também permitem a comparação de diferentes grupos taxonômicos em inventários (Hortal et al. 2006) ou entre inventários com diferentes metodologias de amostragem. De acordo com Metzeling et al. (2003) muitos estudos de monitoramento adotam o uso de presença/ausência, e não dados de abundância devido a erros de amostragem nessas estimativa.

Conclusão

A matriz de dados de gêneros de *Nepomorpha* foi similar aquela de espécies, com perda de informação de 11% a 19%. A matriz de incidência de gêneros e de espécies foi similar às de suas abundâncias. Estas congruências entre as matrizes de gêneros e espécies indicam que em estudos de monitoramento com *Nepomorpha* que visem identificar impactos ambientais de maneira rápida e com baixo custo, é suficiente o uso do nível genérico. As perdas de informações detectadas, quando considerada a incidência de gêneros, permite recomendar o uso de métrica de abundância ao invés de presença/ausência.

Houve diminuição da congruência taxonômica quando os sítios analisados eram mais conservados. Provavelmente, isso se deve ao fato de que esses locais apresentaram pouca alteração ambiental e por isso as mudanças se refletiriam melhor ao nível de espécie.

Agradecimentos

A CAPES pela bolsa de mestrado, a FAPEMAT (# 98/04) e CAPES -PROAP e PROCAD (#109/2007), pelo apoio financeiro. Ao PPG em Ecologia e Conservação e ao Laboratório de Entomologia (UNEMAT-NX) e ao Biólogo Lourivaldo A. de Castro pelo apoio logístico. A Alan Lane de Melo (UFMG) e a José Ricardo I. Ribeiro (UNIPAMPA) por suas contribuições taxonômicas na confirmação de espécies e, Ricardo K. Umetsu (UNEMAT) e Fernanda Melo Carneiro (UEG) por sugestões ao manuscrito.

Referências Bibliográficas

- ARMÚA De REYES, C.A. & ESTÉVEZ, A.L. 2006. Predation on *Biomphalaria* sp. (Mollusca: Planorbidae) by three species of the genus *Belostoma* (Heteroptera: Belostomatidae). *Braz. J. Biol.* 66:1033-1035.
- BINI, L.M., DINIZ-FILHO, J.A.F., RANGEL, T.F.L.V.B., BASTOS, R.P. & PINTO, M.P. 2006. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity Distrib.* 12:475-482.
- BROWN, J.H. & LOMOLINO, M.V. 1998. *Biogeography*. 2 ed. Sinauer, Sunderland.
- BUSS, D.F. & VITORINO, A.S. 2010. Rapid Bioassessment Protocols using benthic macroinvertebrates in Brazil: evaluation of taxonomic sufficiency. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29:562-571.
- CABETTE, H.S.R., GIEHL, N.F., DIAS-SILVA, K., LUEN, L. & BATISTA, J.D. 2010. Distribuição de Nepomorpha e Gerromorpha (Insecta: Heteroptera) da Bacia Hidrográfica do Rio Suiá-Miçu, MT: Riqueza relacionada à qualidade do hábitat. In *Gestão e educação ambiental, água, biodiversidade e cultura* (J.E. Santos, C. Galbiati & L.E. Moschini, eds.). Rima, São Carlos, v.2, p.113-137.
- CARNEIRO, F.M., BINI, L.M. & RODRIGUES, L.C. 2010. Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. *Ecol. Indic.* 10:249-255.
- CARNEIRO, F.M., NABOUT, J.C., VIEIRA, L.C.G., LODI, S. & BINI, L.M. 2013. Higher taxa predict plankton beta-diversity patterns across an eutrophication gradient. *Natureza & Conservação* 11:43-47.
- CORTELEZZI, A., ARMENDÁRIZ, L.C., OOSTEROM, M.V.L.V., CEPEDA, R. & CAPÍTULO, A.R. 2011. Different levels of taxonomic resolution in bioassessment: a case study of Oligochaeta in lowland streams. *Acta Limnol. Bras.* 23:412-425.
- COUCEIRO, S.R., HAMADA, N., FORSBERG, B.R., PIMENTEL T.P. & LUZ, S.L. 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecol. Indic.* 18:118-125.
- COUCEIRO, S.R.M., HAMADA, N., FORSBERG, B.R. & PADOVESI-FONSECA, C. 2011. Trophic structure of macroinvertebrates in Amazonian streams impacted by anthropogenic siltation. *Austral Ecol.* 36:628-637.

CURRY, C.J, ZHOU, X. & BAIRD, D.J. 2012. Congruence of biodiversity measures among larval dragonflies and caddisflies from three Canadian rivers. *Freshwater Biol.* 57:628-639.

DIAS-SILVA, K., CABETTE, H.S.R., JUEN, L. & De MARCO, P.Jr. 2010. The influence of habitat integrity and physical-chemical water variables on the structure of aquatic and semi-aquatic Heteroptera. *Zoologia* 27:918-930.

DUDGEON, D. 2012. Responses of benthic macroinvertebrate communities to altitude and geology in tributaries of the Sepik River (Papua New Guinea): the influence of taxonomic resolution on the detection of environmental gradients. *Freshwater Biol.* 57:1794-1812.

ESTÉVEZ, A.L. & POLHEMUS, J.T. 2001. The small species of *Belostoma* (Heteroptera, Belostomatidae). I. Key to species groups and a revision of the Denticolle group. *Iheringia, Sér. Zool.* 91:151-158.

GALLEGO, I., DAVIDSON, T.A., JEPPESEN, E., PÉREZ-MARTÍNEZ, C., SÁNCHEZ-CASTILLO, P., JUAN, M., FUENTES-RODRÍGUEZ, F., LEÓN, D., PEÑALVER, P., TOJA, J. & CASAS, J.J. 2012. Taxonomic or ecological approaches? Searching for phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. *Ecol. Indic.* 18:575-585.

GOULART, M., MELO, A.L. & CALLISTO, M. 2002. Qual a relação entre variáveis ambientais e a diversidade de heterópteros aquáticos em nascentes de altitude? *BIOS* 10:63-76.

HECKMAN, C.W. 2011. *Encyclopedia of South American aquatic insects: Hemiptera Heteroptera. Illustrated keys to known families, genera, and species in South America.* Springer, Olympia.

HEINO, J. & SOININEN, J. 2007. Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? *Biological Conservation* 137:78-89.

HEINO, J. 2008. Influence of taxonomic resolution and data transformation on biotic matrix concordance and assemblage-environment relationship in stream macroinvertebrates. *Boreal Environ. Res.* 13:359-369.

HEINO, J. 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecol. Indic.* 14:112-117.

HORTAL, J., BORGES, P.A.V. & GASPAR, C. 2006. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *J Anim Ecol* 75:274-287.

INMET. 2009. Instituto Nacional de Meteorologia. Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA.

JACKSON, D.A. 1995. PROTEST: a PROcrustean Randomization TEST of community environment concordance. *Ecoscience* 2:297-303.

JIANG, X., XIONG, J., SONG, Z., MORSE, J.C., JONES, F.C. & XIE, Z. 2013. Is coarse taxonomy sufficient for detecting macroinvertebrate patterns in floodplain lakes? *Ecol. Indic.* 27:48-55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.11.015>

JONES, F.C. 2008. Taxonomic sufficiency: the influence of taxonomic resolution on freshwater bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Environ. Rev.* 16:45–69.

KALLIMANIS, A.S., MAZARIS, A.D., TSAKANIKAS, D., DIMOPOULOS, P., PANTIS, J.D. & SGARDELIS, S.P. 2012. Efficient biodiversity monitoring: which taxonomic level to study? *Ecol. Indic.* 15:100-104.

LANDEIRO, V.L., BINI, L.M., COSTA, F.R.C., FRANKLIN, E. NOGUEIRA, A., DE SOUZA, J.L.P., MORAES, J. & MAGNUSSON, W.E. 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecol. Indic.* 23: 366-373.

LOVELL, S., HAMER, M., SLOTOW, R. & HERBERT, D. 2007. Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. *Biological Conservation* 139:113-125.

MARSHALL, J.C., STEWARD, A.L. & HARCH, B.D. 2006. Taxonomic resolution and quantification of freshwater macroinvertebrate samples from an Australian dryland river: the benefits and costs of using species abundance data. *Hydrobiologia* 572:171-194.

MELO, A.S. 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. *Arch. Hydrobiol.* 164:309-323.

METZELING, L., CHESSMAN, B., HARDWICK, R. & WONG, V. 2003. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: the role of experience, and comparisons with quantitative methods. *Hydrobiologia* 510:39-52.

NESSIMIAN, J.L., VENTICINQUE, E.M., ZUANON, J., De MARCO, P.Jr., GORDO, M., FIDELIS, L., BATISTA, J.D. & JUEN, L. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614:117-131.

- NIESER, N. & LOPEZ-RUF, M. 2001. A review of *Limnocoris* Stål (Heteroptera: Naucoridae) in southern South America ? East of the Andes. *Entomol.* 144:261-328.
- NIESER, N. & MELO, A.L. 1997. Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais: guia introdutório com chave de identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha. Ed. UFMG, Belo Horizonte.
- NIESER, N. 1975. The water bugs (Heteroptera: Nepomorpha) of the Guyana Region. *Studies on the Fauna of Suriname and other Guyanas*, 16:1-308.
- PAPACEK, M. 2001. Small aquatic and ripicolous bugs (Heteroptera: Nepomorpha) as predators and prey: the question of economic importance. *Eur. J. Entomol.* 98:1-12.
- PEEL, M.C., FINLAYSON, B.L. & McMAHON, T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11:1633-1644.
- QUIROZ-MARTÍNEZ, H. & RODRÍGUEZ-CASTRO, A. 2007. Aquatic insects as predators of mosquito larvae. *The American Mosquito Control Association*, 23:110-117.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2012. R: A language and environment for statistical computing. Version R V. 2.15.1, Vienna.
- RESH, V.C. & McELRAVY, E.P. 1993. Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates* (D.M. Rosenberg & V.H. Resh, eds). Chapman and Hall, New York. p. 159-194.
- RIBEIRO, J.R.I. 2007. A review of the species of *Belostoma* Latreille, 1807 (Hemiptera: Heteroptera: Belostomatidae) from the four Southeastern Brazilian states. *Zootaxa* 1477:1-70.
- RODRIGUES, A.S.L. & BROOKS, T.M. 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 38:713–37.
- SAHA, N., ADITYA, G., SAHA, G.K. & HAMPTON, S.E. 2010. Opportunistic foraging by heteropteran mosquito predators. *Aquat Ecol.* 44:167–176.
- SÁNCHEZ-MOYANO, J.E., FA, D.A., ESTACIO, F.J. & GARCIA-GÓMEZ, J.C. 2006. Monitoring of marine benthic communities and taxonomic resolution: an approach through diverse habitats and substrates along the Southern Iberian coastline. *Helgol. Mar. Res.* 60:243-255.

SCHIESARI, L., WAICHMAN, A., BROCK, T., ADAMS, C., GRILLITSCH, B. 2013. Pesticide use and biodiversity conservation in the Amazonian agricultural frontier. *Phil Trans R Soc B* 368:20120378. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2012.0378>

SCHMIDT-KLOIBER, A. & NIJBOER, R.C. 2004. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. *Hydrobiologia* 516: 269-283.

SIQUEIRA, T., BINI, L.M., ROQUE, F.O., COUCEIRO, S.R.M., TRIVINHO-STRIXINO, S. & COTTENIE, K. 2012. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography* 35:183-192.

SOUZA, M.A.A., MELO, A.L. & VIANNA, G.J.C. 2006. Heterópteros aquáticos oriundos do município de Mariana, MG. *Neotropical Entomology* 35:803-810.

STRAHLER, H.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions* 38: 913–920.

VÖRÖSMARTY, C.J., MCINTYRE, P.B., GESSNER, M.O., DUDGEON, D., PRUSEVICH, A., GREEN, P., GLIDDEN, S., BUNN, S.E., SULLIVAN, C.A., LIERMANN, C.R. & DAVIES, P.M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467:555–561.

WAGENHOFF, A., TOWNSEND, C.R., MATTHAEI, C.D. 2012. Macroinvertebrate responses along broad stressor gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients: a stream mesocosm experiment. *Journal of Applied Ecology* 49:892–902.

WAITE, I.R., HERLIHY, A.T., LARSEN, D.P., URQUHART, N.S. & KLEMM, D.J. 2004. The effects of macroinvertebrate taxonomic resolution in large landscape bioassessments: an example from the Mid-Atlantic Highlands, U.S.A. *Freshwater Biol.* 49:474-489.

WHITTAKER, R.J., ARAUJO, M.B., JEPSON, P., LADLE, R.J., WATSON, J.E.M. & WILLIS, K.J. 2005. Conservation biogeography: assessment and project. *Diversity Distrib.* 11:3-23.

YOSHIMURA, M. 2012. Effects of forest disturbances on aquatic insect assemblages. *Entomol. Science* 15:145-154.

Capítulo 2

Fatores ambientais limitantes e limiares para ocorrência de populações de *Nepomorpha* (Insecta: Heteroptera) em córregos do Cerrado

Citações e referências bibliográficas apresentadas de acordo com normas da Revista *Ecological Indicators*, disponível em <http://www.elsevier.com/journals/ecological-indicators/1470-160X/guide-for-authors>.

Resumo

Uma meta almejada nas análises de monitoramento e de conservação da biodiversidade é definir os limiares ecológicos das comunidades de insetos aquáticos e de suas populações constituintes, estabelecendo a partir de qual ponto ocorre uma modificação na estrutura da comunidade. Neste trabalho nosso objetivo foi avaliar a resposta dos táxons de Nepomorpha ao gradiente de integridade ambiental e de variáveis abióticas da água. Amostramos 20 locais em córregos de Cerrado de 1ª a 4ª ordens na Bacia do Rio Pindaíba (MT), em períodos de seca, chuva e início de chuva. Analisou-se a qualidade de habitats (Índice de Integridade de Habitat) e as variáveis abióticas: largura média dos córregos, temperatura da água, turbidez, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, fosfato e nitrato. Usamos o método TITAN (*Threshold Indicator Taxa ANalysis*) em duas etapas, (1) para identificar a localização e a magnitude das mudanças relacionadas aos fatores ambientais na frequência e abundância dos *taxa* presentes em cada local; e (2) calcular os limiares da comunidade a esses gradientes. Sete espécies foram indicadoras para alguma das variáveis analisadas, cinco delas associadas ao gradiente de qualidade de habitat, destas, três com respostas em z+ e duas z-, com pontos de mudança para a comunidade de 0,73 (soma de z-) e 0,86 (soma de z+). Para as demais variáveis as associações ocorreram com uma a três espécies, a exceção de temperatura da água e turbidez, onde não houve associação significativa. Esses resultados mostram que em Nepomorpha existem espécies com diferentes respostas aos gradientes ambientais, algumas indicadoras de locais íntegros e outras de locais com algum tipo de impacto. As análises permitiram obter informações acuradas da comunidade, informando em que momento nos gradientes as espécies mudaram, algumas sendo relacionadas com as respostas a esquerda do eixo (z-) e outras a direita (z+) aumentando abundância e fidelidade a partir dos limiares da comunidade. Das nove variáveis ambientais analisadas o IIH teve maior número de espécies associadas (z-, *Belostoma estevezae*, *Limnocois minutus* e z+, *Ambrissus obscuratus*, *B. riberoi*, *Limnocois* sp.13). O presente estudo reafirma a relevância de Heteroptera (Nepomorpha) para estudos de em riachos e apresenta registros de espécies úteis a programas de biomonitoramento, com resposta a limiares ambientais.

Palavras-Chave: Conservação, biomonitoramento, Percevejos aquáticos, TITAN.

Abstract

An intended goal in monitoring analysis and biodiversity conservation is to define ecological thresholds of aquatic insects' communities and their populations, establishing from which point there is a change in community structure. In this work, our objective was to evaluate taxa response of Nepomorpha to environmental integrity gradient and water's abiotic variables. We sampled 20 sites in Cerrado's streams of 1st to 4th orders in the Pindaíba River basin (MT), in drought, rain and the start of rain periods. We analyzed the quality of habitats (Habitat Integrity Index-HII) and abiotic variables: average width of streams, water temperature, turbidity, dissolved oxygen, pH, electric conductivity, nitrate and phosphate. We have utilized the TITAN method (Threshold Indicator Taxa ANalysis) in two steps, (1) to identify the location and magnitude of the changes related to environmental factors on frequency and abundance of taxa present in every site; and (2) calculate community thresholds in relation to these gradients. Seven species were indicator of some analyzed variables, five of them were associated with the Habitat quality gradient, and, three of these with answers in $z+$ and two $z-$, with change points to the community of 0.73 $\text{sum}(z-)$ and 0.86 $\text{sum}(z+)$. For the other variables, the associations occurred with one to three species, with exception for water temperature, which has showed no significant association. These results shows that, in Nepomorpha, there are species with different responses to environmental gradients, some indicators of pristine sites and other species indicators of sites with some sort of impact. The analysis provided accurate information of the community, pointing the within moment of species change in the analyzed gradients, some being more related to the responses to left of the axis ($z-$) and others to the right ($z+$), increasing the abundance and fidelity from the thresholds of the community. Of the nine analyzed environmental variables HII had larger number of associated species ($z-$, *Belostoma estevezae*, *Limnocois minutus* e $z+$, *Ambrysus obscuratus*, *B. riberoi* e *Limnocois* sp.13). This study reaffirms the relevance of Heteroptera (Nepomorpha) for studies in streams and presents records of species useful to biomonitoring programs with response to environmental thresholds.

Key-words: Conservation, biomonitoring, water bugs, TITAN

Introdução

As contínuas modificações ambientais e hidrológicas, causadas pelas ações humanas, em sistemas lóticos, provocam profundas mudanças nas características físicas dos habitats (Goulart e Callisto, 2003; Couceiro et al., 2012) e físico/químicos da água (Rasmussen et al., 2013), resultando na desestruturação da dinâmica natural das comunidades de insetos aquáticos (Couceiro et al. 2012; Yoshimura, 2012). O monitoramento dos efeitos dessas atividades sobre a distribuição da biodiversidade constitui uma importante vertente da ecologia aplicada e conservação da biodiversidade (e.g. De Marco e Coelho, 2004; Ligeiro et al., 2013; Bunzel et al., 2013). Usualmente as respostas das comunidades a tais efeitos são avaliadas usando índices de diversidade e de riqueza de espécies. Contudo, devido a diferentes respostas das espécies, tais índices podem dissipar ou mascarar as diferenças nas percepções das alterações por cada espécie, o que pode levar a erros de interpretação e dificultar tomadas de decisões pelos gestores ambientais (Friberg et al., 2011). Uma alternativa é a busca de novas técnicas, como por exemplo, a busca de espécies que possam representar o equilíbrio ecossistêmico (indicadores ecológicos) e qualidade ambiental (indicadores ambientais) (McGeoch, 1998; McGeoch et al., 2002).

A avaliação ambiental de córregos requer a quantificação das respostas da comunidade aquática (relações muitas vezes não-linear) a estresses ambientais (Dodds et al., 2010; Smucker et al., 2013). Segundo King e Baker (2010, 2011) devemos analisar a caracterização das respostas de cada táxon individual, usando agregação de todos taxa da comunidade somente após distinguir a magnitude e direção nas respostas de cada membro da comunidade.

O biomonitoramento é pautado principalmente em conceitos ecológicos embasados na Teoria de Nicho, a qual prediz que as espécies apresentam diferentes respostas aos gradientes ambientais (Hutchinson, 1957). Neste sentido, é esperado que as espécies apresentassem comprimento de nichos diferentes, resultando em ótimos ambientais em condições dissimilares, bem como, diferentes limiares para os quais se tornam mais ou menos abundantes e frequentes (Pereira et al., 2012; Baker e King, 2013). Apoiados nestes conceitos vários métodos tem sido desenvolvidos ao longo das últimas décadas, visando à associação das espécies a gradientes ambientais. Um dos mais recentes e inovador é a Análise de Limiares para Taxa Indicadores (TITAN -

Threshold Indicator Taxa ANalysis), que estabelecem os limiares das respostas positivas e negativas das espécies e comunidade, destacando as espécies com potencial de indicação (Baker e King, 2010) e permite discutir limiares ecológicos particularmente relevantes no contexto dos gradientes de impactos antropogênicos. Tais impactos podem representar novas condições físicas e químicas que não se enquadram àqueles experimentados pelas espécies ao longo da sua história evolutiva (Baker e King 2010, 2013; King et al., 2011). Esses limites são, teoricamente, relevantes para os ecólogos devido às implicações evolutivas de resposta sincrônica de espécies às pressões ambientais (Økland et al., 2009) e porque a procura de espécies indicadoras e limiares de *taxa* e comunidade são úteis para entender a dinâmica global de habitats (Cardoso et al., 2013).

No uso de índices ou protocolos de integridade, é comum o estabelecimento de categorias para o gradiente observado e redução de métricas ambientais abióticas por efeito de multicolinearidade (e.g. Dias-Silva et al., 2010; Pereira et al., 2012; Oliveira-Junior et al., 2013, Carvalho et al., 2013). Essas simplificações, muitas vezes subjetivas, podem limitar as repostas ou eliminar parâmetros que possam auxiliar no entendimento da relação biótica-abiótica e dos habitats das espécies de uma comunidade.

Com essa abordagem analisamos os Heteroptera aquáticos (Nepomorpha) em relação a gradientes ambientais em riachos com diferentes níveis de impactos. Representantes dessa infraordem ocupam nichos bem diversos, em locais com diferentes estados de conservação, mostrando, conforme o *táxon*, capacidade de responder a perturbações ambientais de origem antrópica ou não (Souza et al., 2006).

Assim, o objetivo deste estudo foi analisar como as espécies respondem a gradientes de integridade de habitat e a variáveis abióticas em ambientes lóticos do Cerrado, estabelecendo os limiares da comunidade e pontos de mudança para espécies, bem como, para comunidade de Nepomorpha, de forma a buscar espécies com potencial de indicação ambiental.

Material e Métodos

Área de Estudo

A Bacia do Rio Pindaíba com área de 10.029 km² é afluenta da margem direita do médio Rio das Mortes, localizada na região de Cerrado ao leste do Estado de Mato Grosso (14°59' - 15°39'S / 52°03' - 52°28'O), abrange parte dos municípios de Barra do Garças, Araguaiana, Cocalinho e Nova Xavantina, onde a atividade econômica predominante é a agropecuária extensiva. O clima regional é do tipo Aw de acordo com a classificação de Köppen, com duas estações climáticas bem definidas; seca e chuvosa (Peel et al., 2007). A média anual de precipitação varia entre 1500 e 1800 mm e temperaturas médias entre 18,9°C e 33,7°C (INMET, 2009).

O estudo foi desenvolvido em ambientes de 1^a a 4^a ordens (conforme classificação proposta por Strahler (1957) nos córregos Cachoeirinha (CRC), Caveira (CRCV), Da Mata (CRM), Papagaio (CRP) e Taquaral (CRT), totalizando 20 locais, amostrados na Bacia do Rio Pindaíba, município de Nova Xavantina e Barra do Garças-MT (Fig. 1).

Coleta do material biológico e variáveis ambientais

As coletas bentônicas de Heteroptera (Nepomorpha) e de variáveis abióticas dos sítios foram realizadas no período de chuva (janeiro), seca (junho/julho) e início da chuva (outubro/novembro), de 2005, à exceção do córrego Caveira que foi em 2008, em mesmo período do ano. Para a amostragem dos indivíduos foi demarcada transeção de 100 m lineares em uma das margens de cada corpo d'água e subdivididos em 20 segmentos de cinco metros. Em cada segmento foi passado três vezes um coador de 18 cm e malha de 250 µm compondo uma amostra (Cabette et al., 2010), totalizando 60 amostras por ambiente.

Os indivíduos foram identificados com auxílio de chaves dicotômicas de Nieser e Melo (1997); Estévez e Polhemus (2001), Nieser e Lopez-Ruf (2001); Nieser (1975); Ribeiro (2007) e Heckman (2011), quando necessário revisado por especialistas e foram depositado na Coleção Zoobotânica "James Alexander Ratter" da UNEMAT, *Campus* de Nova Xavantina.

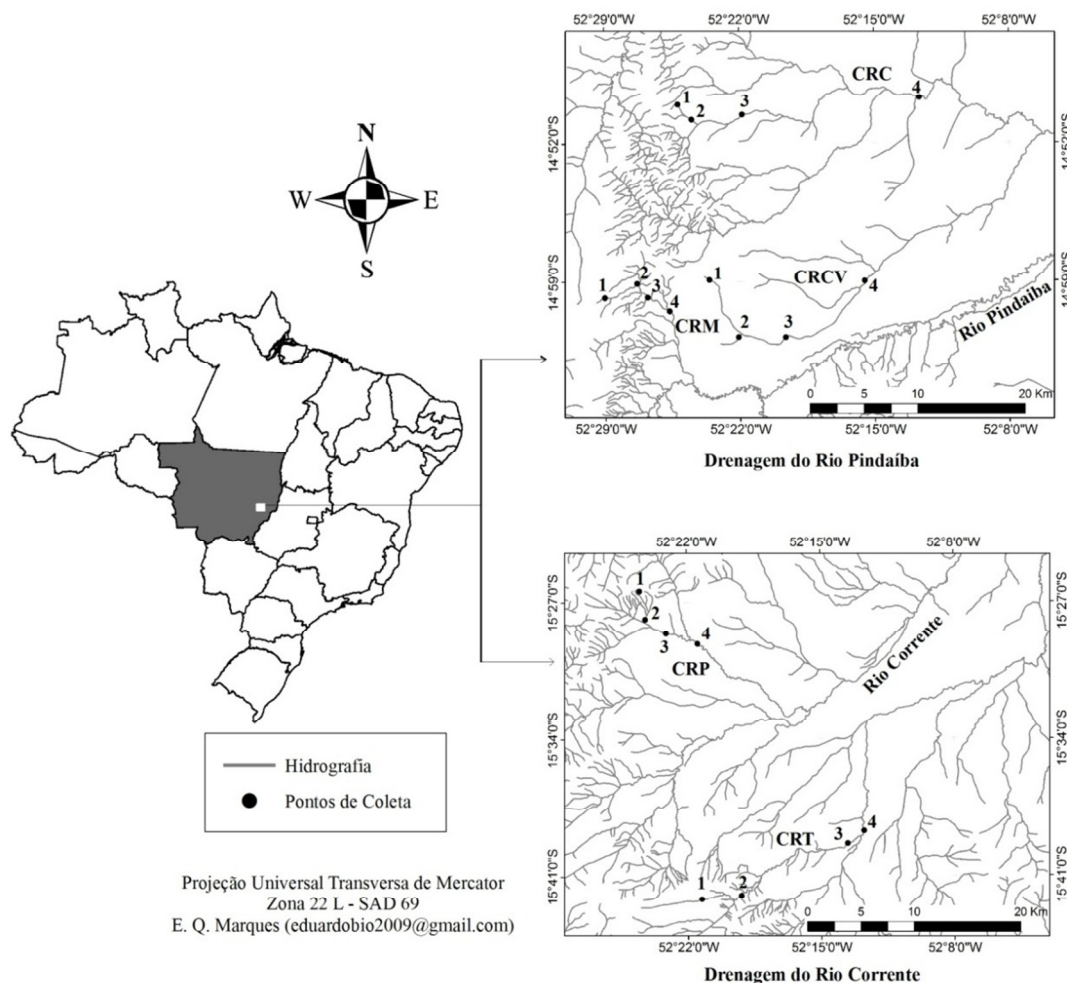


Fig. 1. Pontos de amostragem nas drenagens dos Rios Pindaíba e Corrente, MT, Brasil. (CRC – Córrego Cachoeirinha; CRCV – Córrego Caveira; CRM – Córrego da Mata; CRP – Córrego Papagaio; CRT – Córrego Taquaral; 1 a 4 - ordens dos córregos).

Em cada local foram aferidas oito variáveis abióticas, sendo: temperatura da água com termômetro digital Multidigital[®], o pH, turbidez, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica com sonda multiparâmetros portátil Horiba[®] e largura média dos córregos nas transecções com trena a laser Disto[®] (mod. A3) e em laboratório fosfato e nitrato com espectrofotômetro portátil Micronal[®] (mod. B 572 A).

As condições de conservação ambiental dos locais foram avaliadas visualmente através da aplicação do Índice de Integridade de Hábitat (Habitat Integrity Index – HII) que é composto por 12 questões, com 4 a 6 alternativas ordenadas pela qualidade das características analisadas, que avaliam as condições ambientais como: largura da mata ciliar e seu estado de preservação, caracterização do leito do rio quanto ao substrato, vegetação aquática, detritos e disposição das áreas de corredeiras e meandros, descrição da condição do canal quanto ao tipo de sedimento e o padrão de uso da terra adjacente à vegetação ribeirinha (Anexo 1), produzindo um valor de índice que varia entre 0 e 1,0,

com os valores próximo de 1,0 representando ambientes mais íntegros (Nessimian et al., 2008, 2013).

Análises de dados

Para analisar os limiares das espécies de Nepomorpha aos gradientes ambientais foi utilizada a Análise de Limiares para Taxas Indicadores (*Threshold Indicator Taxa ANalysis* - TITAN). Esse método detecta mudanças na distribuição de espécies ao longo de gradientes ambientais contínuos, no espaço ou no tempo (Baker e King 2010), baseia-se nos mesmos critérios da Análise de Espécies Indicadoras (INDVAL), especificidade (relação da espécie com uma variável específica) e fidelidade (toda vez que a variável ocorrer a espécie estará presente) (Dufrene e Legendre, 1997) e análise de Ponto de Mudança (Change-point Analysis (nCPA) de King e Richardson 2003) para associar espécies a diferentes escores ambientais, e, por meio de buscas iterativas e permutações, é criado intervalos de confiabilidade e pontos de mudança positivos ou negativos na resposta das espécies, avaliando a sincronia entre os pontos de mudança do conjunto de táxons para definir os limiares da comunidade (Baker e King, 2010, King et al., 2011).

No resultado, o ponto de mudança observado é o ponto a partir do qual a comunidade ou espécies começam mudar em frequência e abundância. Os valores 5% e 95% correspondem a quartis na distribuição dos *taxa*; Z representa o escore padronizado do indicador TITAN, e INDVAL é a indicação de fidelidade/especificidade de cada espécie com o grupo a que se associa (numa escala de 0-100%, com 100 = indicador perfeito); *p* é o valor de significância do INDVAL (250 permutações e 100 reamostragens); a pureza é a especificidade da resposta correta no TITAN (z- negativa e z+ positiva; confiança indica a fidelidade dos taxa ao grupo e Frequência (Freq.) representa a ocorrência do *taxa* no conjunto de amostras. TITAN indica a associação no gradiente, > frequência e abundância, seja z- ou z+, espécies associadas aos menores e aos altos valores do gradiente, respectivamente (Baker e King, 2010).

Para as análises do TITAN utilizamos as espécies com frequências ≥ 4 . Consideramos para significância $p_{(IndVal)} \leq 0,05$, pureza e fidelidade $\geq 0,95$. As análises foram executadas através do Programa R (R Core Team, 2013), utilizando o pacote *mypart* com scripts modificados por Baker e King (2010) para o TITAN e o *vegan* para o gráfico das espécies relacionadas com IIIH, baseado em Landeiro et al. (2010).

Resultados

Descrição das variáveis ambientais

Os ambientes estudados apresentaram qualidade de habitat entre 0,51 no CRCV2 (alterado) e 0,96 no CRT1 (conservado). Os locais mais alterados apresentavam desde presença de barragem (no CRCV2), desflorestação considerável em pelo menos uma das margens, pastagem e barrancos com escavações ou cicatrizes provocados por pisoteio de gado. Os sítios com integridade intermediária com mata ciliar estreita, entre cinco e 30 m constituída de pastagens. Os mais conservados apresentavam mata ciliar intacta sem quebras de continuidade. Os valores de cada variável ambiental aferida estão apresentadas em forma de tabela no Apêndice 1.

Composição e abundância das espécies

Foram registradas 43 espécies de Nepomorpha, distribuídos em seis famílias e 13 gêneros, com total de 465 indivíduos. A espécie com maior abundância relativa foi *L. minutus* (n= 101; 22% do total), seguida de *A. obscuratus* (n=87; 19%). A espécie melhor distribuída foi *A. obscuratus* (Freq= 23; 40 %), seguida de *L. minutus* (Freq=22; 38%) e a maioria das outras espécies registradas (30) foram consideradas raras aparecendo uma ou duas vezes no estudo (Fig. 2). Os registros das espécies e suas autorias foram elencados na Figura 3.

Este estudo apresenta quatro novos registros de ocorrência de espécies para o Brasil e doze para o estado de Mato Grosso, além de outras três a confirmar (Giehl, N.F. et al, 2014, dados não publicados).

A distribuição das espécies no gradiente do Índice de Integridade de Hábitat (IIH) mostrou que existe substituição parcial da composição da comunidade, sendo algumas estabelecidas no extremo mais alterado (e.g. *Belostoma bosq*) e outras no extremo conservado (e.g. *Gelastocoris bridarolli*) (Fig. 3).

Limiares da comunidade e populações

Das 43 espécies coletadas, 17 foram utilizadas para as análises do TITAN por terem o critério mínimo estabelecido (ocorrência ≥ 4), sete delas com potenciais respostas a limites (critérios de $p \leq 0,05$, pureza e fidelidade $\geq 0,95$), associadas com uma a cinco das variáveis (Tabela 1).

Dentre as nove métricas ambientais analisadas, o Índice de Integridade de Habitat foi o melhor determinante da estrutura de percevejos aquáticos, com limiares da comunidade variando entre $\sum z^-$ 0,73 e $\sum z^-$ 0,86, tendo influência sobre cinco, das sete espécies com algum poder de indicação (Tabela 1, Fig. 5; todos os limiares de comunidade, sejam $\sum z^-$ ou $\sum z^+$, estão expressos no Apêndice 2).

Assim, *A. obscuratus* respondeu positivamente (z^+) ao gradiente de IIIH (Obs.= 0,66), condutividade (Obs.= 23,45), ortofosfato (Obs.= 0,14) e pH (Obs.= 6,86), e negativamente (z^-) a largura média (Obs.= 2,32), sendo a espécie com maior número de associações (Tabela 1, Apêndice 2A, B, D, F e G).

Vale notar que se destaca *A. obscuratus* por ser z^+ e ter ponto de mudança (Obs.= 0,66) de IIIH, abaixo do $\sum z^-$ da comunidade (Apêndice 2A), mas a partir desse valor eleva a abundância e frequência (Fig. 3 - linha 4; Fig. 5 e Apêndice 2A). Dentre todas as variáveis, não houve espécies com resposta à menores valores de OD e de nitrato (associação z^-) e maiores de largura (associação z^+) (Tabela 1). Não houve espécie associada ao gradiente de temperatura e turbidez.

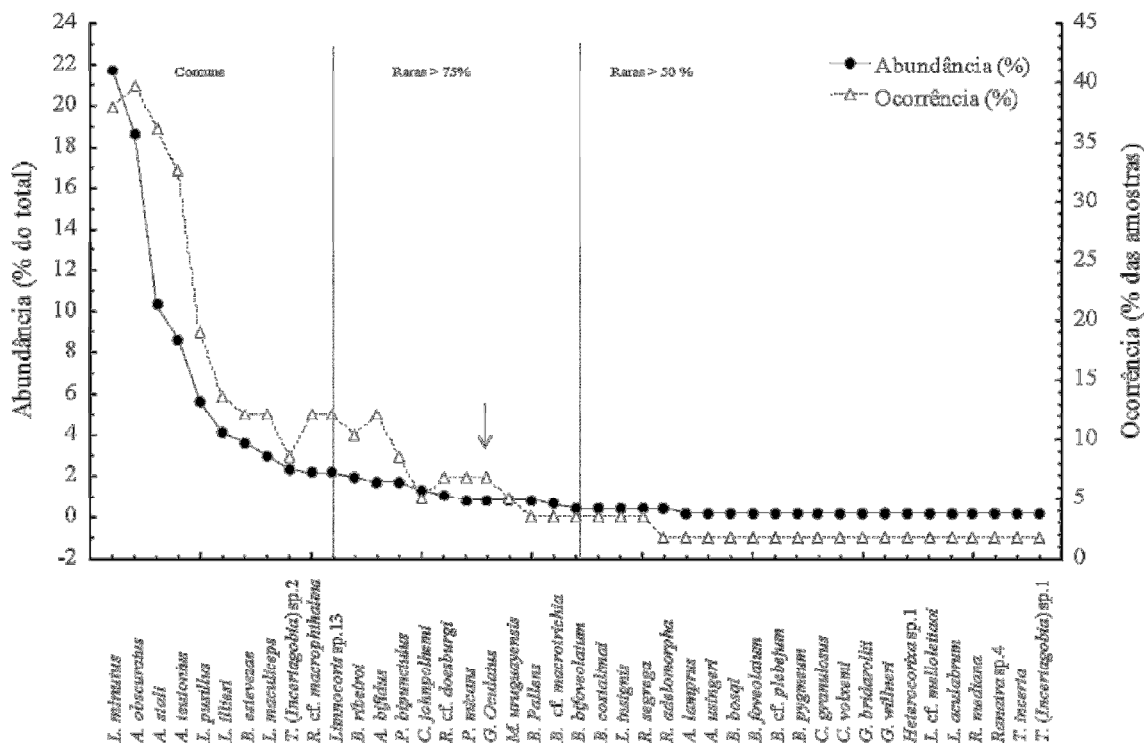


Fig. 2. Abundância relativa das espécies de Nepomorpha em ambientes lóticos, Mato Grosso, Brasil. Espécies à esquerda da seta foram utilizadas na análise TITAN (a exceção de *C. johnpolhemi* que não atingiu o critério de frequência).

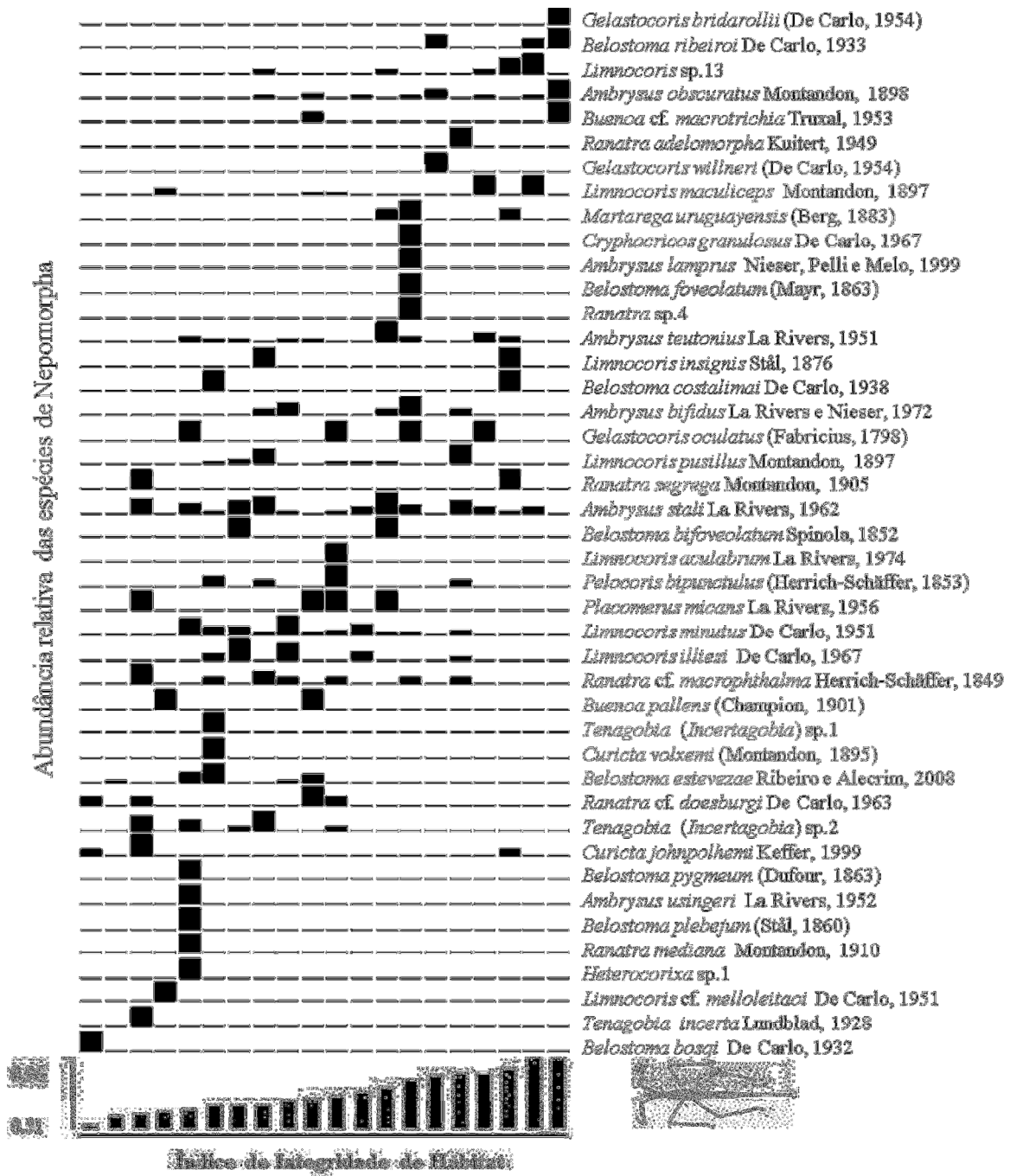


Fig. 3. Densidade de taxa de Nepomorpha ordenada pelo gradiente de Integridade de Hábitat, em ambientes lóticos, MT, Brasil. Valores mínimos e máximos de IIH na parte inferior da figura.

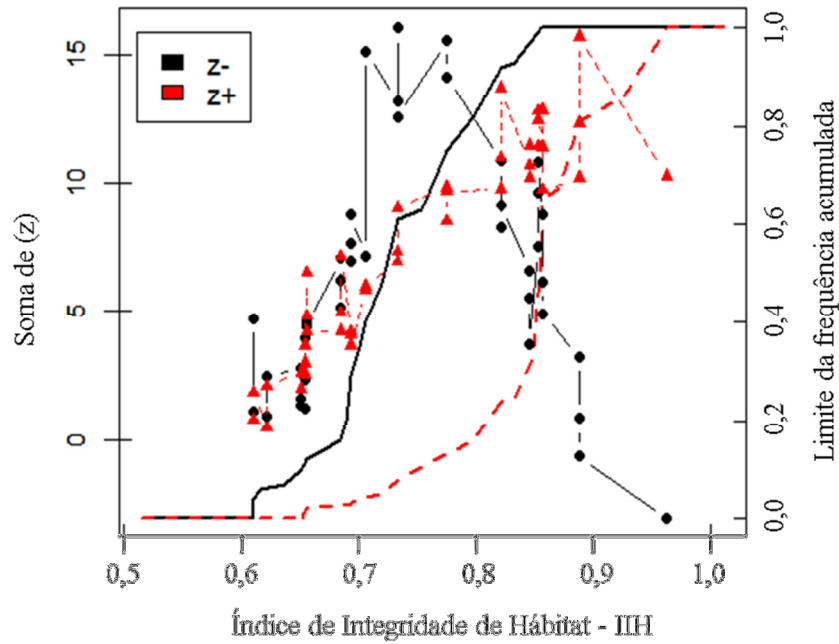


Fig. 4. Pontos de mudança da comunidade ao longo do gradiente de integridade (IIH), em ambientes lóticos, Mato Grosso, Brasil. Círculos pretos representam Σ dos scores de z- e triângulos vermelhos Σ de z+; linhas preta e vermelha mostram as distribuições de frequências acumuladas de pontos de mudanças.

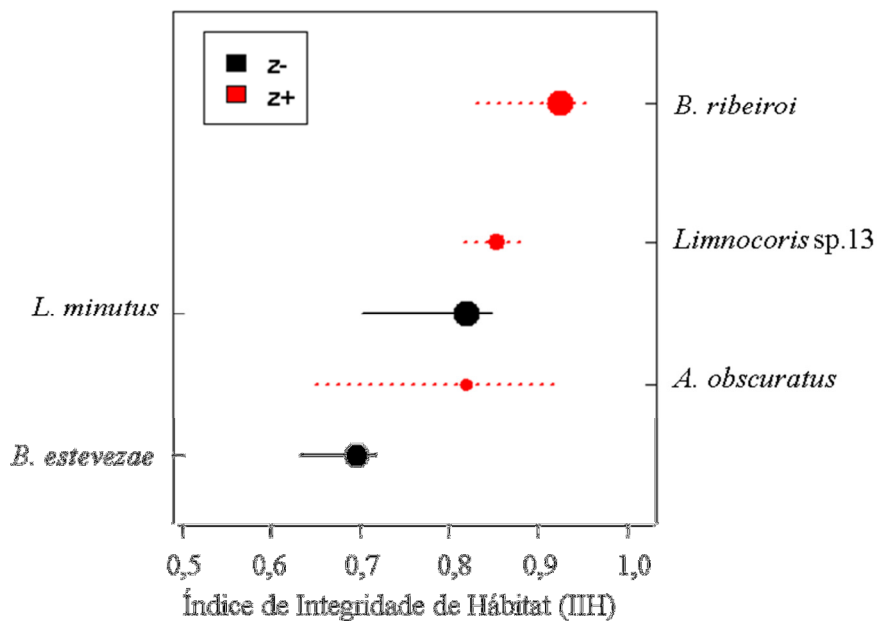


Fig. 5. Pontos de mudança máximos de taxa ao longo do gradiente de integridade de hábitat (IIH), em ambientes lóticos, Mato Grosso, Brasil. Círculos pretos espécies associadas com ambientes menos íntegros (z-), e vermelhos a ambientes mais íntegros (z+). As linhas horizontais mostram 95% do quartil em torno do ponto de mudança.

Tabela 1. Espécies com potencial de indicação, associações positivas (Z+) e negativas (Z-) de taxa em relação ao gradiente ambiental, em ambientes lóticos, MT, Brasil. Para detalhes e limiar de ponto de mudança ver Apêndice 2A-G.

Espécies	+-	Variáveis	Obs.	5%	95%
<i>A. obscuratus</i>	Z+	IIH	0,66	0,65	0,96
		Condutividade	23,45	12,64	49,50
		Ortofosfato	0,14	0,10	0,19
		pH	6,86	6,49	7,15
<i>B. ribeiroi</i>	Z-	Largura	2,32	1,80	3,31
	Z+	IIH	0,89	0,82	0,96
<i>B. ribeiroi</i>	Z+	Ortofosfato	0,21	0,14	0,25
		<i>Limnocoris</i> sp.13	Z+	IIH	0,86
<i>Limnocoris</i> sp.13	Z+	OD	7,52	7,30	8,15
		<i>B. estevezae</i>	Z-	IIH	0,72
<i>L. minutus</i>	Z+	Nitrato	0,09	0,06	1,90
	Z-	IIH	0,82	0,71	0,86
		pH	6,80	6,00	6,90
<i>A. stali</i>	Z+	Nitrato	0,07	0,06	0,61
		Ortofosfato	0,07	0,04	0,16
		pH	7,05	5,80	7,10
<i>A. bifidus</i>	Z+	OD	8,33	6,45	8,33

Discussão

A ordenação da composição da comunidade indicou uma hierarquia de espécies no gradiente de integridade ambiental (IIH), existindo espécies com requerimentos ambientais diferenciados, desde generalistas à especialistas, e estas últimas se colocam nos extremos da ordenação. Espécies de um mesmo gênero apresentaram antagonismos na ordenação, se posicionando em extremos divergentes. Tais espécies diferem claramente nos requerimentos de hábitat. A variação da qualidade ambiental entre os sítios amostrados pode explicar a substituição de espécies na composição observada em relação ao gradiente de IIH.

Ordenando as abundâncias relativas das espécies de *Nepomorpha*, encontrou-se poucas espécies comuns e muitas raras, o que segue o modelo padrão de comunidade em ambientes naturais (Siqueira et al., 2012).

A espécie *Belostoma estevezae* foi a espécie com forte associação aos menores valores de integridade, assim, acredita que ela pode ser indicadora de locais alterados. Ela foi descrita recentemente (Ribeiro e Alecrim, 2008), e por isso, não há relatos sobre sua biologia ou aspectos ecológicos. No entanto, três espécies de *Belostoma* foram encontradas em locais altamente impactados e outra em locais sem muita alteração Souza et al. (2006), e concluíram que essas espécies possuem especificidade de hábitats, situação similar encontrada pelo antagonismo de *B. riberoi* e *B. estevezae* sugerindo que dentro desse gênero as espécies podem ter requerimentos diferenciados ou seja espécies que sejam sensíveis a alterações e espécies que sejam tolerantes.

A associação de *A. obscuratus* aos maiores valores do gradiente do IIH (z+) com ponto de mudança abaixo da $\sum z$ - da comunidade para essa variável, mostra que a espécie é amplamente distribuída estando também em ambientes com integridade intermediária. Porém, sua maior abundância e frequência se deram em locais conservados, riachos estreitos de cabeceira. Relacionou, ainda, a locais estreitos, valores de pH ao redor do neutro e intermediários de condutividade. A associação positiva dessa espécie ao ortofosfato não pode ser creditada à perturbação ambiental, o intervalo do gradiente de ocorrência da espécie têm valores baixos na variável (0,14 à 0,19 mg.L⁻¹), que atribuímos à geomorfologia local em nascentes de serras (CRT1 e CRP1), que pela impossibilidade de mecanização agrícola ainda permanecem bem conservadas.

As associações de *B. ribeiroi* e *Limnocois* sp.13 à maior integridade e em limiares superiores ($\sum z+$ da comunidade), indica que habitats mais conservados favorecem permanência da espécie, podendo ser, também, úteis como indicadoras de locais conservados.

Os representantes de *Limnocois*, em sua maioria, estão presentes em ambientes com águas bem oxigenadas, e associados a substratos de fundo sem depósito de sedimentos, habitats muitas vezes compartilhados com espécies do gênero *Ambrysus* (Nieser e Lopez-Ruf, 2001; Lopez-Ruf et al., 2006). No entanto, houveram resultados antagônicos para as espécies *Limnocois* sp.13 e *L. minutus*, reforçando o requerimento divergente de *taxa* de certos gêneros.

A distribuição dos Heteroptera pode ser influenciada, entre outros, pela organização espacial em locais lânticos/lóticos, condutividade e variação de microhabitat associadas com características biológicas (Carbonell et al., 2011). Por exemplo, quanto menor a profundidade, maior a concentração de íons na água, elevando a condutividade elétrica (Ribeiro et al., 1998), o que ocorreu na maior parte dos ambientes estreitos e com mata ciliar preservada.

Nitrato é forte preditor de alteração nos ecossistemas aquáticos (Vitousek e Matson, 2009), a associação de *Ambrysus stali* ao nitrato ($z+$), e aos menores valores do gradiente de condutividade elétrica, ortofosfato e pH, indicaram preferência por locais menos íntegros no gradiente, muito embora, não tenha se associado significativamente aos limites inferiores da $\sum z-$ do IIIH.

A espécie *L. minutus* mesmo tendo distribuição mais ampla no gradiente de IIIH, associou-se a valores mais baixos desse gradiente, assim como ao de pH e aos maiores valores de nitrato, o que a colocou como indicadora de ambientes alterados. Além do papel do nitrato já discutido acima, o pH pode ser considerado uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo, das mais difíceis de interpretar (Esteves, 2011). Tal complexidade se deve ao grande número de fatores que podem influenciá-lo (e.g. geomorfologia, íons, ácidos orgânicos, decomposição), podendo exercer efeitos diretos sobre a fisiologia de diversas espécies nos ecossistemas aquáticos (Esteves, 2011). Assim, conhecer as restrições de faixas de pH é essencial para inferir sobre a distribuições e estabelecimento das assembleias de organismos aquáticos. Segundo Friday (1987), deve haver uma relação inversa entre a colonização dos *Nepomorpha* e a acidez, apesar de existirem espécies com tendência acidófila, corroborando esse resultado.

Limnocois sp.13 mostrou tender a ambientes mais ricos em OD do que *A. bifidus* (ambas z+), sendo que a última não associou ao gradiente de IIIH, indicando ser mais tolerante a variações da qualidade de hábitat. Ambientes com baixa oxigenação são mais limitantes e exigem adaptações dos insetos (Yoshimura, 2012). A respiração dos percevejos aquáticos é primariamente aeropneustica, porem muitos usa respiração hidropneustica. As espécies de fundo podem ficar indefinidamente submersas respirando pela cutícula, desde que o ambiente seja rico em oxigênio (McCafferty e Provonsha, 1981), essa variação entre espécies de vida submersa indica ocupação de diferentes microhábitats.

Embora os macroinvertebrados sejam ectotérmicos, com abundância e distribuição fortemente dependente da temperatura da água, atuando na sua regulação fisiológica e desenvolvimento (Silveira, 2004), os limiares de variação na temperatura da água encontrada no presente estudo não foram suficientes para causar mudança na abundância e a distribuição de *taxa* de *Nepomorpha*, sendo estes córregos de regiões tropicais e de temperaturas naturalmente mais elevadas.

O uso de índices de integridade física ou protocolos de integridade estão, muitas vezes, baseados em áreas de referência e locais com influência (perturbação) antrópica, e nas análises faz-se uso de categorização do gradiente contínuo, o que limita e restringe as respostas aos gradientes de perturbação ou integridade sobre a entomofauna (e.g. Dias-Silva et al., 2010; Oliveira-Junior, 2013), a metodologia aqui aplicada, ao utilizar o IIIH com toda a extensão do gradiente regional nos permitiu detectar várias espécies indicadoras, associadas a um limiar seja ele de integridade ou de alteração ambiental. Dias-Silva et al. (2010) obteve apenas espécies indicadoras em *Gerromorpha*, mas não em *Nepomorpha* da mesma bacia hidrográfica, ao fazer uso de categorização do IIIH.

A maior associação de espécies ao IIIH, que a outras métricas ambientais utilizadas mostra que essa é uma boa ferramenta para auxiliar na avaliação da qualidade ambiental em riachos de Cerrado, corroborado por outros trabalhos da região (e.g. Souza et al., 2011; Pereira et al., 2012; Carvalho et al., 2013).

Dias-Silva et al. (2010), utilizando análise das variáveis físicas e químicas com regressão múltipla, não detectaram efeitos significativos ou limiares para as comunidade, em ambientes lóticos. Drinan et al. (2013) trabalhando com comunidade de lagos e Ribeiro et al. (1998), em poças temporárias e permanentes, detectaram mudanças na química da água relacionadas com os Heteroptera, e relatam efeitos da concentração de íons dissolvidos, temperatura, grau de acidez, concentração de

macrófitas, tamanho dos corpos d'água e o tipo de substrato de fundo, mas esses ecossistemas são bem mais simples que os riachos de Cerrado.

Assim, definir os parâmetros que influenciam as assembleias de Heteroptera não é uma tarefa fácil, devido à ampla distribuição, alta capacidade de dispersão e pouca variação de microhabitat de muitas espécies (Carbonell et al., 2011), muitas espécies apresentam adaptações que possibilitam resistir aos estresses ambientais de diferentes forma. Enquanto Dias-Silva et al. (2010) não encontraram relações significantes entre variáveis abióticas *versus* riqueza e abundância da comunidade (Nepomorpha), Karaouzas e Gritzalis (2006), consideram a química da água como um dos fatores mais importantes na estruturação das comunidades de heterópteros em uma escala local e regional.

Desse modo, quando abundância e riqueza de táxons são agregadas em uma ou mais variáveis ambientais, podem aumentar o sinal de resposta para gradientes antropogênicos, mas provavelmente obscurecem respostas de mudanças não lineares em um ou mais *taxa* da comunidade, potencialmente subestimando ou deturpando o efeito do gradiente sobre o *pool* de espécies nas comunidades ecológicas.

Uma alternativa é olhar para os padrões de resposta das espécies e só então definir parâmetros para a associação das comunidades aos gradientes ambientais, como no método TITAN (King e Baker, 2010, 2011) aqui utilizado. A análise de gradientes de perturbação quantitativos é essencial para uso eficiente de indicadores ecológicos (Ligeiro et al., 2013).

O TITAN é um método que vem sendo aplicado e discutido em estudos de biomonitoramento e conservação de sistemas aquáticos (e.g. macroinvertebrados King e Baker, 2010; Dodds et al., 2010; King et al., 2011; Kail et al., 2012, diatomáceas Smucker et al., 2013; Porter-Goff et al., 2013) e terrestres (artrópodes Cardoso et al. 2013 e aves Suarez-Rubio et al., 2013) mostrando ser um indicador sensível para detectar resposta de taxa a gradientes ambientais (King et al., 2011; Cardoso et al., 2013; Smucker et al., 2013).

O método vem como reforço avaliar os limites ambientais em que as espécies apresentam mudanças nas suas abundâncias e frequências no conjunto de amostras, auxiliando na detecção de quais *taxa* tem requerimentos ambientais diferenciados da média da comunidade. Heteroptera têm espécies sensíveis a alteração, e ao se analisar somente a abundância da comunidade poderia haver erros de interpretação e dificultar tomadas de decisões pelos gestores ambientais (Friberg et al., 2011), nesse primeiro

momento, e considerando apenas uma bacia hidrológica, foi possível, p. ex. indicar que a comunidade tem limiares dentre 0,73 e 0,86 para o IIIH, mas que algumas espécies mudam além desses limites, sendo, assim indicadoras de mudança.

A intensificação das investigações sobre distribuição e ecologia de invertebrados aquáticos, bem como sobre os fatores ecológicos que influenciam suas assembleias, permitirá o desenvolvimento de estratégias mais eficazes de monitoramento ambiental (Carbonell et al., 2011).

Conclusão

Do total de 43 espécies de Nepomorpha, insetos predadores, coletados em ambientes lóticos de Cerrado, destacaram-se sete espécies com potencial de indicação a pelo menos uma das variáveis ambientais utilizadas, por refletirem ao gradiente de integridade e/ou parâmetros abióticos: *Belostoma ribeiroi*, *Limnocoris* sp.13, *Ambrysus obscuratus*, *B. estevezae*, *Limnocoris minutus*, *A. stali* e *A. bifidus*.

O estudo forneceu o ponto de mudança de populações e comunidade de Nepomorpha aos gradientes das variáveis ambientais determinantes, e foi sensível em detectar limiares em um conjunto significativo de espécies. Elas diferiram nos requerimentos de hábitat e seus limiares, inclusive com antagonismo em espécies pertencentes a um único gênero.

Entre as nove métricas ambientais analisadas, o Índice de Integridade de Hábitat foi o melhor determinante da estrutura das populações de percevejos aquáticos, com associação em cinco das sete espécies com algum poder de indicação.

O método TITAN se mostrou eficaz para analisar variáveis ambientais, permitindo trabalhar com todo o gradiente, sem categorizá-los e possibilitando visualizar os limiares da comunidade de Heteroptera e de suas principais espécies. Além disso, permite determinar em que momento nesses gradientes ocorrem as maiores mudanças na frequência e abundância das populações.

É comum em trabalhos de insetos aquáticos aparecerem listas de variáveis relacionadas a alterações das comunidades, mas há poucas informações para as populações. Este estudo aumenta o conhecimento das exigências das espécies e qualifica variáveis ambientais e seus limites com maior poder de indicação para a comunidade.

Considerações finais da dissertação

O trabalho atingiu as metas propostas de analisar congruência taxonômica e numérica, e discutir limiares das variáveis ambientais para comunidade e espécies de Heteroptera em ambientes lóticos de Cerrado.

Mostrou que é possível o uso de gênero em estudos de monitoramento, evitando viés taxonômico, permitindo aumento temporal e de localidades, nos estudos pela diminuição no esforço de atingir o nível taxonômico de espécie. Isso permitiria redução de custos e rapidez nas conclusões de estudos necessários à conservação ou sobre áreas sob impacto eminente.

Ao estabelecer limiares da comunidade para diferentes variáveis ambientais (mais comuns apresentadas em trabalhos ecológicos), permitiu observar que as espécies possuem requerimentos de hábitat diferenciados e forneceu métricas bem claras de qual ou como as espécies são afetadas em sua frequência e abundância dentro dos gradientes encontrados.

De certa forma, as análises são contraditórias porque, as primeiras indicam gêneros como suficiente no monitoramento ambiental e a segunda indica requerimentos diferenciais entre espécie de mesmo gênero.

Agora é possível dimensionar esses problemas de forma mais precisa e dar informações que permitam tomadas de decisão analisando custo-benefício. Cada gestor ou analista pode avaliar a melhor estratégia (gênero ou espécie) a partir de seus objetivos.

Sugerimos ampliar esses estudos para outras populações de macroinvertebrados de diferentes bacias hidrográficas, no intuito de buscar padrões para o Bioma Cerrado. Para tanto, esforços taxonômicos e de distribuição devem ser implementados, a exemplo da experiência de São Paulo com o programa BIOTA/FAPESP.

Agradecimentos

A CAPES pela bolsa de mestrado, a FAPEMAT (# 98/04) e CAPES -PROAP e PROCAD (#109/2007), pelo apoio financeiro. Ao PPG em Ecologia e Conservação e ao Laboratório de Entomologia (UNEMAT-NX) e ao Biólogo Lourivaldo A. de Castro pelo apoio logístico. A Alan Lane de Melo (UFMG) e a José Ricardo I. Ribeiro (UNIPAMPA) por suas contribuições taxonômicas na confirmação de espécies e, Ricardo K. Umetsu (UNEMAT) e Fernanda Melo Carneiro (UEG) por sugestões ao manuscrito.

Referências Bibliográficas

- Baker, M.E., King, R.S., 2010. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods Ecol. Evol.* 1, 25–37.
- Baker, M.E., King, R.S., 2013. Of TITAN and straw men: an appeal for greater understanding of community data. *Freshwater Science* 32, 489-506. <http://dx.doi.org/10.1899/12-142.1>
- Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R., 1996. *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell Science, Oxford.
- Cabette, H.S.R., Giehl, N.F., Silva, K.D., Juen, L., Batista, J.D., 2010. Gerromorpha (Insecta: Heteroptera) da Bacia Hidrográfica do Rio Suiá-Missu. MT: riqueza relacionada a qualidade da água e hábitat. In: Santos, J.E., Galbiati, C., Moschini, L.E. (Eds), *Gestão e educação ambiental-água, biomonitoramento e cultura*, v.2 RiMA, Cáceres.
- Carbonell, J.A., Gutiérrez-Cánovas, C., Bruno, D, Abellán, P., Velasco, J., Millán, A., 2011. Ecological factors determining the distribution and assemblages of the aquatic Hemiptera (Gerromorpha and Nepomorpha) in the Segura river basin (Spain). *Limnetica* 30, 59–70.
- Cardoso, P., Rigal, F., Fattorini, S. Terzopoulou, S., Borges, P.A.V., 2013. Integrating landscape disturbance and indicator species in conservation studies. *PLoS ONE* 8, 1-10. doi:10.1371/journal.pone.0063294.
- Carvalho, F.G., Pinto, N.S., Oliveira-Junior, J.M.B., Juen, L., 2013. Effects of marginal vegetation removal on Odonata communities. *Acta Limnol. Brás.* <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2013005000013>
- Cortelezzi, A., Armendáriz, L.C., Oosterom, M.V.L.V., Cepeda, R., Capítulo, A.R. 2011. Different levels of taxonomic resolution in bioassessment: a case study of Oligochaeta in lowland streams. *Acta Limnol. Bras.* 23, 412–425.
- Couceiro, S.R., Hamada, N., Forsberg, B.R., Pimentel T.P., Luz, S.L., 2012. A Macroinvertebrate Multimetric Index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecol. Indic.* 18, 118-125.
- De Marco, P.Jr., Coelho, F.M., 2004. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures pollination and production. *Biodiversity and Conservation* 13,1245-1255.
- Dias-Silva, K., Cabette, H.S.R., Juen, L., De Marco P.Jr., 2010. The influence of habitat integrity and physical-chemical water variables on the structure of aquatic and semi-aquatic Heteroptera. *Rev. Bras. Zool.* 27, 918-930.

- Dodds, W.K., Clements, W.H., Gido, K., Hilderbrand, R.H., King, R.S., 2010. Thresholds, breakpoints, and nonlinearity in freshwaters as related to management. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29, 988–997.
- Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345–366.
- Esteves, F.A., 2011. *Fundamentos de Limnologia*. third ed. Interciência, Rio de Janeiro.
- Estévez, A.L., Polhemus, J.T., 2001. The small species of *Belostoma* (Heteroptera, Belostomatidae). I. Key to species groups and a revision of the Denticolle group, Iheringia, Sér. Zool. 91, 151–158.
- Friberg, N., Bonada, N., Bradley, D.C., Dunbar, M.J., Edwards, F.K., Grey, J., Hayes R.B., Hildrew, A.G., Lamouroux, N., Trimmer, M., Woodward, G., 2011. Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystems: the good, the bad and the ugly. In: Woodward, G. (Ed.), *Advances in Ecological Research*, vol. 44, Elsevier, Amsterdam, pp. 1-68.
- Friday, L.E., 1997. The diversity of macroinvertebrate and macrophyte communities in ponds. *Freshwater Biol.* 18, 87-104.
- Goulart, M., Callisto, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM* 2, 1-9.
- Goulart, M., Melo, A.L., Callisto, M. 2002. Qual a relação entre variáveis ambientais e a diversidade de heterópteros aquáticos em nascentes de altitude? *BIOS* 10, 63–76.
- Heckman, C.W., 2011. *Encyclopedia of South American aquatic insects: Hemiptera - Heteroptera*. Illustrated keys to known families, genera, and species in South America. Springer, New York.
- Hutchinson G.E., 1957. Population studies – animal ecology and demography: concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol.* 22, 415–427.
- INMET, 2009. Instituto Nacional de Meteorologia, Brasil. <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>
- Kail, J., Arleb, J., Jähnig, S.C., 2012. Limiting factors and thresholds for macroinvertebrate assemblages in European rivers: empirical evidence from three datasets on water quality, catchment urbanization, and river restoration. *Ecol. Indic.* 18, 63–72.
- Karaouzas, I., Gritzalis, K.C., 2006. Local and regional factors determining aquatic and semi-aquatic bug (Heteroptera) assemblages in rivers and streams of Greece. *Hydrobiologia* 573: 199–212.
- King, R.S., Baker, M.E., 2010. Considerations for analyzing ecological community thresholds in response to anthropogenic environmental gradients. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29, 998–1008.

- King, R.S., Baker, M.E., 2011. An alternative view of ecological community thresholds and appropriate analyses for their detection. *Comment. Ecological Applications* 21: 2833–2839.
- King, R.S., Baker, M.E., Kazyak, P.F., Weller, D.E., 2011. How novel is too novel? Stream community thresholds at exceptionally low levels of catchment urbanization. *Ecol. Appl.* 21, 1659–78.
- King, R.S., Richardson, C.J., 2003. Integrating bioassessment and ecological risk assessment: an approach to developing numerical water-quality criteria. *Environmental Management* 31, 795–809.
- Landeiro, V.L., Hamada, N., Godoy, B.S., Melo, A.S., 2010. Effects of litter patch área on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 649:355-363.
- Ligeiro, R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Macedo, D.R., Firmiano, K.R., Ferreira, W.R., Oliveira, D., Melo, A.S., Callisto, M., 2013. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecol. Indic.* 25, 45-57.
- López-Ruf, M., Morrone, J.J., Hernández, E.P., 2006. Patrones de distribución de las Naucoridae argentinas (Insecta: Hemiptera). *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 65, 111-121.
- McCafferty, W.P., Provonsha, A., 1981. *Aquatic entomology: the fishermen's and ecologists' illustrated guide to insects and their relatives.* Science Book International, Boston.
- McGeoch, M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biol. Rev.* 73, 181–201.
- McGeoch, M.A., Rensburg, B.J.V., Botes, B., 2002. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology* 39, 661-672.
- Nessimian, J.L., Venticinque, E.M., Zuanon, J., De Marco, P. Jr., Gordo, M., Fidelis, L., Batista, J.D., Juen, L., 2013. Uso do solo, integridade de hábitat e agrupamentos de insetos aquáticos em igarapés na Amazônia Central. In: Peres, C.A., Barlow, J., Gardner, T.A., Vieira, I.C.G. (Orgs.), *Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil.* UFPA, Belém, pp. 343-371.
- Nessimian, J.L., Venticinque, E.M., Zuanon, J., De Marco, P. Jr., Gordo, M., Fidelis, L., Batista, J.D., Juen, L., 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614: 117–131.
- Nieser, N., 1975. The water bugs (Heteroptera: Nepomorpha) of the Guyana Region. *Stud. Fauna Suriname and other Guyanas* 59, 1-308.

- Nieser, N., López-Ruf, M., 2001. A review of *Limnocoris* Stål (Heteroptera: Naucoridae) in southern South America east of the Andes. *Entomologie* 144: 261–328.
- Nieser, N., Melo, A.L., 1997. Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais: guia introdutório com chave de identificação para as espécies de *Nepomorpha* e *Gerromorpha*. Belo Horizonte, Ed. UFMG.
- Økland, B., Skarpaas, O., Kausrud, K., 2009. Threshold facilitations of interacting species. *Population Ecology* 51:513–523.
- Oliveira-Junior, J.M.B., Cabette, H.S.R., Silva-Pinto, N., Juen, L., 2013. As variações na Comunidade de Odonata (Insecta) em Córregos Podem ser Preditas pelo Paradoxo do Plâncton? Explicando a Riqueza de Espécies Pela Variabilidade Ambiental? *EntomoBrasilis* 6, 1-8.
- Pelli, A., Nieser, N., Melo, A.L., 2006. *Nepomorpha* and *Gerromorpha* (Insecta: Heteroptera) from the Serra da Canastra, Southwestern Minas Gerais state, Brazil. *Lundiana* 7, 67–72.
- Pereira, L., Cabette, H.S.R., Juen, L., 2012. Trichoptera as bioindicators of habitat integrity in the Pindaíba river basin, Mato Grosso (Central Brazil). *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 48, 295-302.
- Popielarz, P.A., Neal, Z.P., 2007. The niche as a theoretical toll. *Annu. Rev. Sociol.* 33, 65–84.
- Porter-Goff, E.R., Frost, P.C., Xenopoulos, M.A., 2013. Changes in riverine benthic diatom community structure along a chloride gradient. *Ecol. Indic.* 32, 97–106.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM., 2013. R: A language and environment for statistical computing. Version R V. 3.0.1, Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Rasmussen, J.J., McKnight, U.S., Loinaz, M.C., Thomsen, N.I., Olsson, M.E., Bjerg, P. L., Binning, P.J., Kronvang, B., 2013. A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams. *Science of the Total Environment* 442, 420–431.
- Ribeiro, J.R.I., 2007. A review of the species of *Belostoma* Latreille, 1807 (Hemiptera: Heteroptera: Belostomatidae) from the four Southeastern Brazilian states, *Zootaxa* 1477, 1–70.
- Ribeiro, J.R.I., Alecrim, V.P., 2008. Duas novas espécies de *Belostoma* Latreille, 1807 (Hemiptera: Heteroptera: Belostomatidae) do grupo plebejum sensu Nieser, 1975. *Acta Amazônica* 38, 179-188.
- Ribeiro, J.R.I.; Nessimian, J.L., Mendonça, E.C., 1998. Aspectos da distribuição dos *Nepomorpha* (Hemiptera: Heteroptera) em corpos d'água na Restinga de Maricá, Estado do Rio de Janeiro. In: Nessimian, J.L., Carvalho, A.L. (Eds.), *Ecologia de insetos*

aquáticos. Series Oecologia Brasiliensis, vol. V. PPGE – UFRJ, Rio de Janeiro, pp. 113-128.

Silveira, M.P., 2004. Aplicação do monitoramento para avaliação da qualidade da água em rios. Embrapa, Juguriúna.

Siqueira, T., Bini, L.M., Roque, F.O., Couceiro, S.R.M., Trivinho-Strixino, S. & Cottenie, K., 2012. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography* 35, 183–192.

Smucker, N.J., Detenbeck, E.N., Morrison, A.C., 2013. Diatom responses to watershed development and potential moderating effects of near-stream forest and wetland cover. *Freshwater Science* 32, 230–249.

Souza, M.A.A., Melo, A.L., Vianna, G.J.C., 2006. Heterópteros aquáticos oriundos do município de Mariana, MG. *Neotropical Entomology* 35, 803–810.

Strahler, H.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions* 38, 913–920.

Suarez-Rubio, M, Wilson, S, Leimgruber, P, Lookingbill, T., 2013. Threshold responses of forest birds to landscape changes around exurban development. *PLoS ONE* 8, 1-11. doi:10.1371/journal.pone.0067593.

Vianna, G.J.C., Melo, A.L., 2003. Distribution patterns of aquatic and semi aquatic Heteroptera in Retiro das Pedras, Brumadinho, Minas Gerais, Brazil. *Lundiana* 4, 125–128.

Vitousek, P.M., Matson, P.A., 2009. Nutrient Cycling and Biogeochemistry. In: Levin, S.A (Ed.), *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton University, III.10, Printed States of America, pp. 330-339.

Yoshimura, M., 2012. Effects of forest disturbances on aquatic insect assemblages. *Entomol. Sci.* 15, 145-154.

Apêndices

Apêndice 1. Tabelas com valores das variáveis ambientais

Apênd. 1. Medidas de variáveis ambientais, nos três períodos amostrados, Bacia do Rio Pindaíba, MT, Brasil. Locais ordenados pelo IIIH.

Locais	IIIH	T°C agua			pH			Condutividade			Turbidez			Oxigênio Dis.			Nitrato			Ortofosfato			Largura média		
CRCV2	0,515	30,00	22,20	31,40	6,57	5,20	5,88	0,90	1,00	0,90	0,60	0,00	0,00	7,19	7,40	6,69	3,10	1,60	2,20	0,06	0,11	0,07	3,13	3,24	3,34
CRCV4	0,575	27,20	23,60	33,30	6,80	5,70	6,38	1,80	0,90	1,10	52,00	0,00	12,70	7,11	7,55	7,06	3,20	2,80	1,80	0,19	0,04	0,07	17,59	17,28	16,73
CRCV1	0,589	26,00	23,90	–	5,72	4,60	–	0,00	2,40	–	1,80	0,00	–	1,60	2,70	–	1,90	1,90	–	0,05	0,04	–	3,00	3,57	–
CRC1	0,610	25,80	17,70	–	6,90	6,40	–	62,70	138,80	–	48,00	15,90	–	4,70	1,50	–	0,05	0,07	–	0,17	0,15	–	2,10	2,12	–
CRT4	0,622	25,00	20,00	27,30	6,70	6,80	6,39	18,70	13,60	9,30	0,10	0,90	6,43	5,15	8,02	7,20	0,07	1,90	0,13	0,12	0,04	0,08	6,87	5,31	12,09
CRC4	0,651	25,20	22,30	35,80	6,50	6,10	6,63	13,40	12,30	22,70	0,84	0,00	5,80	4,65	8,15	6,55	0,06	2,00	0,08	0,17	0,10	0,24	8,25	7,12	8,36
CRCV3	0,654	28,90	24,70	35,80	6,02	5,50	5,35	0,80	0,90	0,70	4,10	0,00	1,50	6,86	7,40	6,29	5,80	2,00	3,90	0,03	0,07	0,05	3,33	3,43	2,88
CRP2	0,656	26,10	23,80	28,10	6,90	6,90	6,71	24,90	14,30	17,70	3,87	0,00	16,20	4,95	9,01	7,25	0,03	1,80	0,06	0,18	0,05	0,20	1,11	1,06	1,03
CRT3	0,685	25,00	22,30	30,60	6,70	6,80	6,36	15,90	14,70	9,60	0,08	1,80	2,24	4,15	7,42	6,75	0,08	2,30	0,11	0,07	0,03	0,16	4,11	3,28	8,88
CRC2	0,693	26,20	21,20	29,80	7,00	5,70	5,99	61,70	24,70	77,30	24,10	16,40	48,50	4,95	0,86	0,00	0,06	1,70	0,06	0,15	0,87	0,14	2,94	2,22	2,22
CRP4	0,706	26,60	23,60	31,10	6,80	6,70	6,54	12,20	9,10	14,10	6,79	0,00	8,19	4,75	7,73	7,00	0,05	1,80	0,11	0,10	0,04	0,11	10,34	10,79	11,49
CRC3	0,733	26,00	22,90	26,90	6,80	5,60	6,48	24,20	6,10	10,40	52,50	0,00	4,45	5,45	4,97	5,05	0,05	2,00	0,09	0,20	0,23	0,24	3,28	2,94	3,65
CRP3	0,775	26,50	24,80	30,70	6,80	6,90	6,77	12,80	11,40	11,70	3,46	0,00	7,33	3,05	7,55	7,35	0,05	1,90	0,10	0,07	0,05	0,20	4,08	5,33	5,05
CRM3	0,821	24,20	21,00	32,20	7,50	6,40	6,59	43,60	15,70	15,20	6,60	0,00	0,51	6,60	8,45	7,40	0,06	1,90	0,15	0,14	0,05	0,14	5,88	6,75	6,15
CRP1	0,846	25,80	22,10	27,60	7,40	7,10	6,87	18,10	11,70	13,10	1,27	0,00	7,13	5,40	8,15	7,00	0,04	2,20	0,06	0,21	0,17	0,19	1,01	1,22	1,00
CRM4	0,853	24,40	23,00	29,00	7,20	6,80	6,22	45,60	16,00	25,40	6,05	0,00	14,20	6,05	9,15	5,90	0,04	1,80	0,92	0,11	0,05	0,08	4,71	4,78	4,78
CRM2	0,857	24,40	17,90	31,20	7,30	6,30	5,87	18,40	5,30	6,40	6,35	0,00	0,30	6,35	8,45	7,70	0,06	2,00	0,17	0,08	0,02	0,07	2,40	2,24	3,06
CRT2	0,888	24,20	22,00	26,90	7,40	6,30	6,85	9,20	21,60	12,50	0,05	0,00	0,46	6,40	8,07	8,15	0,04	3,00	0,07	0,11	0,07	0,36	5,91	5,57	6,53
CRM1	0,963	25,40	23,70	27,10	7,40	6,10	6,62	6,30	2,10	1,40	5,45	0,00	0,24	5,45	9,10	8,20	0,10	3,20	0,11	0,05	0,07	0,26	3,80	3,95	3,60
CRT1	0,963	23,30	19,50	24,00	7,90	7,10	6,41	53,40	57,10	35,50	0,06	0,00	0,41	6,50	7,49	5,85	0,08	2,40	0,07	0,15	0,27	0,30	1,52	1,06	1,49

Apêndice 2. Tabelas da análise de limiare de taxa indicadoras (TITAN)

Apênd. 2A. Análise TITAN da comunidade de Nepomorpha em resposta ao Índice de Integridade de Hábitat (IIH). [Obs.= ponto de mudança observado; 5% e 95% = quantis limiares; Z = escore padronizado do indicador TITAN; INDVAL= valor de indicação do taxa; p= é o valor de significância do INDVAL; pureza = proporção de direção da resposta correta, se negativa (z-) ou positiva (z+); Confiança= fidelidade dos taxa ao grupo, $p \leq 0,05$; Freq.= ocorrência do taxa. Em negrito espécies com significância $P \leq 0,05$, pureza e fidelidade $\geq 0,95$.

Espécies	+/-	Ponto de mudança			INDVAL	P	Z	Pureza	Confiança	Freq.
		Obs.	5%	95%						
<i>G. oculatus</i>	z+	0,86	0,62	0,85	9,52	0,560	0,30	0,47	0,06	4
<i>P. micans</i>	z-	0,78	0,61	0,82	12,90	0,148	1,60	0,87	0,29	4
<i>R. cf. doesburgi</i>	z-	0,61	0,61	0,75	28,61	0,064	3,03	1	0,70	4
<i>P. bipunctulus</i>	z-	0,72	0,65	0,85	13,12	0,148	1,09	0,62	0,29	5
<i>T. (Incertagobia) sp.2</i>	z-	0,66	0,62	0,76	23,53	0,016	3,71	1	0,80	5
<i>B. ribeiroi</i>	z+	0,89	0,82	0,96	52,98	0,004	8,18	1	0,98	6
<i>A. bifidus</i>	z+	0,66	0,66	0,85	19,44	0,088	1,78	0,69	0,31	7
<i>Limnocois sp.13</i>	z+	0,86	0,77	0,96	38,27	0,004	5,41	0,99	0,97	7
<i>R. cf. macrophthalma</i>	z-	0,71	0,62	0,86	15,73	0,148	1,28	0,83	0,55	7
<i>L. maculiceps</i>	z+	0,86	0,65	0,96	32,15	0,004	3,85	0,88	0,79	7
<i>B. estevezae</i>	z-	0,72	0,62	0,78	26,92	0,004	4,40	1	0,97	7
<i>L. illiesi</i>	z-	0,69	0,65	0,82	24,06	0,036	2,58	0,93	0,82	8
<i>L. pusillus</i>	z-	0,86	0,65	0,86	26,83	0,060	1,63	0,64	0,46	11
<i>A. teutonius</i>	z+	0,96	0,62	0,87	39,58	0,100	1,01	0,17	0,03	19
<i>A. stali</i>	z-	0,96	0,61	0,89	43,75	0,068	1,23	0,71	0,46	21
<i>L. minutus</i>	z-	0,82	0,71	0,86	48,18	0,004	4,19	0,99	0,97	22
<i>A. obscuratus</i>	z+	0,66	0,65	0,96	54,51	0,008	4,56	1	1	23
Comunidade (Σ)	z-	0,73	0,62	0,85						
	z+	0,86	0,78	0,96						

Apênd. 2B. Resultados do TITAN com pontos de mudança de taxa e comunidade em resposta ao gradiente de Largura média (m).

Espécies	+/-	Ponto de mudança			INDVAL	P	Z	Pureza	Confiança	Freq.
		Obs.	5%	95%						
<i>G. oculatus</i>	Z+	9,84	2,91	9,84	36,23	0,036	4,50	0,93	0,62	4
<i>P. micans</i>	Z+	9,84	1,80	9,84	15,24	0,332	0,58	0,62	0,15	4
<i>R. cf. doesburgi</i>	Z-	3,63	2,16	9,84	9,10	0,260	0,54	0,57	0,25	4
<i>P. bipunctulus</i>	Z+	7	1,17	9,84	30,60	0,012	3,86	0,91	0,86	5
<i>T. (Incertagobia) sp.2</i>	Z+	9,84	1,17	9,84	32,94	0,048	3,42	0,69	0,46	5
<i>B. ribeiroi</i>	Z-	1,51	1,17	3,59	47,01	0,004	5,96	1,00	0,89	6
<i>A. bifidus</i>	Z+	4,78	1,17	6,35	20,54	0,084	2,50	0,76	0,58	7
<i>Limnocoris sp.13</i>	Z-	6,64	1,35	6,34	16,67	0,312	0,84	0,44	0,09	7
<i>R. cf. macrophthalma</i>	Z+	8,30	1,17	9,84	19,03	0,220	0,82	0,70	0,38	7
<i>L. maculiceps</i>	Z-	4,01	2,22	9,84	18,41	0,064	1,90	0,75	0,57	7
<i>B. estevezae</i>	Z+	7	4,04	9,84	39,46	0,012	4,15	0,95	0,89	7
<i>L. illiesi</i>	Z+	2,32	2,32	8,68	20,00	0,156	1,64	0,74	0,40	8
<i>L. pusillus</i>	Z-	1,17	1,17	7,06	38,32	0,040	1,89	0,76	0,44	11
<i>A. teutonius</i>	Z+	2,16	1,51	6,34	44,19	0,028	2,57	0,88	0,82	19
<i>A. stali</i>	Z+	2,64	1,51	7,03	35,16	0,108	1,43	0,73	0,56	21
<i>L. minutus</i>	Z+	8,62	2,23	8,62	60,76	0,012	3,44	0,97	0,88	22
<i>A. obscuratus</i>	Z-	2,32	1,80	3,31	87,33	0,004	9,09	1	1	23
Comunidade (Σ)	Z-	1,81	1,17	3,59						
	Z+	9,84	3,99	9,84						

Apênd. 2C. Resultados do TITAN com pontos de mudança de taxa e comunidade em resposta ao gradiente Oxigênio Dissolvido (mg.L⁻¹).

Espécies	+/-	Ponto de mudança			INDVAL	P	Z	Pureza	Confiança	Freq.
		Obs.	5%	95%						
<i>G. oculatus</i>	Z+	6,17	6,31	7,38	11,76	0,232	1,24	0,71	0,29	4
<i>P. micans</i>	Z-	4,40	4,40	7,88	29,56	0,064	3,72	0,67	0,47	4
<i>R. cf. doesburgi</i>	Z-	4,40	4,40	7,55	30,34	0,024	3,84	0,76	0,60	4
<i>P. bipunctulus</i>	Z+	6,81	5,88	8,15	13,12	0,100	1,48	0,89	0,47	5
<i>T. (Incertagobia) sp.2</i>	Z-	7,40	4,40	7,38	14,29	0,124	1,51	0,60	0,27	5
<i>B. ribeiroi</i>	Z+	8,15	5,10	8,18	22,07	0,096	1,32	0,65	0,47	6
<i>A. bifidus</i>	Z+	8,33	6,45	8,33	53,75	0,016	4,75	1	0,95	7
<i>Limnocoris sp.13</i>	Z+	7,52	7,30	8,15	46,67	0,004	7,85	1	0,99	7
<i>R. cf. macrophthalma</i>	Z+	7,40	4,40	8,33	15,34	0,192	0,99	0,73	0,33	7
<i>L. maculiceps</i>	Z+	8,18	4,40	8,33	44,72	0,008	3,85	0,81	0,73	7
<i>B. estevezae</i>	Z-	4,40	4,40	8,11	23,61	0,168	1	0,48	0,33	7
<i>L. illiesi</i>	Z-	7,46	5,10	7,55	21,62	0,068	2,28	0,59	0,34	8
<i>L. pusillus</i>	Z-	6,32	5,01	8,18	22,56	0,092	1,24	0,66	0,42	11
<i>A. teutonius</i>	Z-	4,95	4,40	8,75	35,12	0,104	1,24	0,67	0,46	19
<i>A. stali</i>	Z+	8,33	5,40	8,33	58,24	0,036	2,37	0,95	0,86	21
<i>L. minutus</i>	Z+	6,72	5,40	8,11	37,72	0,044	1,93	0,74	0,65	22
<i>A. obscuratus</i>	Z+	8,15	5,01	8,33	53,36	0,032	2,45	0,66	0,59	23
Comunidade (Σ)	Z-	4,40	4,40	7,38						
	Z+	8,15	6,45	8,33						

Apênd. 2D. Pontos de mudança de taxa e comunidade (TITAN) em resposta ao gradiente de Condutividade elétrica ($\mu\text{S. cm}^{-1}$).

Espécies	+/-	Ponto de mudança			INDVAL	P	Z	Pureza	Confiança	Freq.
		Obs.	5%	95%						
<i>G. oculus</i>	Z+	9,25	9,44	18,55	10,81	0,252	0,80	0,58	0,16	4
<i>P. micans</i>	Z-	11,55	5,70	49,50	12,48	0,132	1,36	0,66	0,32	4
<i>R. cf. doesburgi</i>	Z-	9,15	1,25	49,50	16,55	0,052	2,30	0,73	0,47	4
<i>P. bipunctulus</i>	Z+	7,75	7,68	24,49	12,82	0,336	0,64	0,64	0,15	5
<i>T. (Incertagobia) sp.2</i>	Z-	17,90	1	17,90	13,89	0,208	1,40	0,92	0,48	5
<i>B. ribeiroi</i>	Z+	30,45	2,25	49,50	19,66	0,092	1,26	0,65	0,42	6
<i>A. bifidus</i>	Z-	16,85	9,97	17,90	20	0,064	2,26	0,48	0,31	7
<i>Limnocois sp.13</i>	Z-	14,50	1,75	18,63	17,07	0,120	1,31	0,90	0,55	7
<i>R. cf. macrophthalma</i>	Z+	14,20	5,70	24,47	14,42	0,180	0,87	0,64	0,20	7
<i>L. maculiceps</i>	Z-	7,75	3,77	49,50	24,22	0,024	2,38	0,72	0,63	7
<i>B. estevezae</i>	Z-	13,85	1,24	49,50	13,26	0,356	0,41	0,51	0,19	7
<i>L. illiesi</i>	Z-	1,00	1	25,08	40,87	0,016	3,44	0,83	0,71	8
<i>L. pusillus</i>	Z+	24,80	1	39,55	23,21	0,180	0,93	0,62	0,38	11
<i>A. teutonius</i>	Z-	22,15	1,75	44,85	29,08	0,188	0,68	0,43	0,22	19
<i>A. stali</i>	Z-	15,45	5,53	25,15	45,11	0,008	3,93	0,99	0,92	21
<i>L. minutus</i>	Z-	17,90	5,48	39,55	42,21	0,040	2,52	0,96	0,85	22
<i>A. obscuratus</i>	Z+	23,45	12,64	49,50	64,64	0,004	5,49	1	1	23
Comunidade (Σ)	Z-	11,70	1	18,25						
	Z+	30,45	10	49,50						

Apênd. 2E. Resultados do TITAN com pontos de mudança de taxa e comunidade em resposta ao gradiente de Nitrato (mg.L⁻¹).

Espécies	+/-	Ponto de mudança			INDVAL	P	Z	Pureza	Confiança	Freq.
		Obs.	5%	95%						
<i>G. oculatus</i>	Z-	0,16	0,07	1,80	14,29	0,104	2,15	0,78	0,40	4
<i>P. micans</i>	Z+	1,31	0,06	1,90	10,39	0,080	1,10	0,74	0,25	4
<i>R. cf. doesburgi</i>	Z+	1,75	0,06	1,95	9,92	0,296	0,62	0,70	0,24	4
<i>P. bipunctulus</i>	Z+	0	0,08	1,95	11,34	0,136	0,93	0,67	0,21	5
<i>T. (Incertagobia) sp.2</i>	Z+	0,11	0,06	2,60	9,18	0,404	0,07	0,67	0,20	5
<i>B. ribeiroi</i>	Z+	2,20	0,05	2,35	20,86	0,036	1,62	0,57	0,42	6
<i>A. bifidus</i>	Z+	0,09	0,07	2,01	21,21	0,016	2,78	0,94	0,67	7
<i>Limnocoris sp.13</i>	Z+	2,60	0,07	2,60	29,78	0,116	2,25	0,94	0,52	7
<i>R. cf. macrophthalma</i>	Z+	0,14	0,08	1,90	20,48	0,048	2,46	0,91	0,58	7
<i>L. maculiceps</i>	Z+	0,11	0,06	2,60	17,12	0,072	1,49	0,66	0,30	7
<i>B. estevezae</i>	Z+	0,11	0,06	2,00	16,38	0,152	1,07	0,82	0,38	7
<i>L. illiesi</i>	Z+	2,25	0,07	2,60	35,85	0,020	2,73	0,86	0,77	8
<i>L. pusillus</i>	Z-	0,06	0,05	2,60	34,32	0,020	2,75	0,67	0,52	11
<i>A. teutonius</i>	Z+	2,60	0,06	2,60	52,56	0,048	2,20	0,40	0,36	19
<i>A. stali</i>	Z+	0,07	0,06	0,61	53,85	0,008	5,42	1	1	21
<i>L. minutus</i>	Z+	0,09	0,06	1,90	50,59	0,004	4,99	0,98	0,98	22
<i>A. obscuratus</i>	Z-	0,11	0,06	2,01	37,95	0,056	1,96	0,92	0,74	23
Comunidade (Σ)	Z-	0,08	0,05	0,58						
	Z+	0,09	0,07	2,60						

Apênd. 2F. Resultados do TITAN com pontos de mudança de taxa e comunidade em resposta ao gradiente de Ortofosfato (mg.L⁻¹).

Espécies	+/-	Ponto de mudança			INDVAL	P	Z	Pureza	Confiança	Freq.
		Obs.	5%	95%						
<i>G. oculatus</i>	Z-	0,14	0,07	0,14	12,90	0,116	1,85	0,45	0,13	4
<i>P. micans</i>	Z-	0,04	0,04	0,12	29,56	0,052	3,76	0,96	0,56	4
<i>R. cf. doesburgi</i>	Z-	0,04	0,04	0,15	28,61	0,052	3,61	0,91	0,43	4
<i>P. bipunctulus</i>	Z-	0,12	0,04	0,17	11,34	0,156	0,80	0,64	0,34	5
<i>T. (Incertagobia) sp.2</i>	Z-	0,04	0,04	0,20	27,58	0,060	2,96	0,76	0,43	5
<i>B. ribeiroi</i>	Z+	0,21	0,14	0,25	40,19	<0,001	5,55	0,99	0,95	6
<i>A. bifidus</i>	Z-	0,06	0,04	0,17	23,14	0,052	2,36	0,82	0,58	7
<i>Limnocoris</i> sp.13	Z+	0,25	0,07	0,25	34,93	0,012	3,20	0,52	0,49	7
<i>R. cf. macrophthalma</i>	Z-	0,05	0,04	0,20	45,64	<0,001	4,79	0,92	0,78	7
<i>L. maculiceps</i>	Z+	0,25	0,04	0,25	31,51	0,080	2,35	0,74	0,42	7
<i>B. estevezae</i>	Z-	0,05	0,04	0,25	19,16	0,100	0,87	0,58	0,23	7
<i>L. illiesi</i>	Z-	0,05	0,04	0,24	20,41	0,076	1,33	0,65	0,53	8
<i>L. pusillus</i>	Z-	0,12	0,05	0,20	19,31	0,216	0,79	0,66	0,32	11
<i>A. teutonius</i>	Z-	0,20	0,04	0,21	37,47	0,052	1,92	0,79	0,56	19
<i>A. stali</i>	Z-	0,07	0,04	0,16	55,94	0,004	5,37	0,94	0,92	21
<i>L. minutus</i>	Z-	0,04	0,04	0,24	42,46	0,164	1,18	0,71	0,51	22
<i>A. obscuratus</i>	Z+	0,14	0,10	0,19	56,30	<0,001	5,21	1	0,99	23
Comunidade (Σ)	Z-	0,04	0,04	0,11						
	Z+	0,25	0,14	0,25						

Apênd. 2G. Resultados do TITAN com pontos de mudança de taxa e comunidade em resposta ao gradiente de pH.

Espécies	+/-	Ponto de mudança			INDVAL	P	Z	Pureza	Confiança	Freq.
		Obs.	5%	95%						
<i>G. oculatus</i>	Z+	6,37	6,41	7,26	11,11	0,268	1,04	0,54	0,16	4
<i>P. micans</i>	Z-	6,01	5,71	6,90	16,23	0,172	1,66	0,77	0,31	4
<i>R. doesburgi</i> cf.	Z-	6,01	5,71	6,67	28,17	0,024	4,00	0,95	0,75	4
<i>P. bipunctulus</i>	Z-	6,74	6,30	6,80	16,13	0,144	1,81	0,84	0,43	5
<i>T. (Incertagobia)</i> sp.2	Z-	6,74	5,71	6,80	16,13	0,048	1,99	0,94	0,54	5
<i>B. ribeiroi</i>	Z+	7,05	6,44	7,26	41,41	0,004	6,11	1	0,88	6
<i>A. bifidus</i>	Z+	6,33	6,30	6,83	18,92	0,160	1,68	0,75	0,30	7
<i>Limnocoris</i> sp.13	Z-	6,95	6,06	6,90	16,28	0,340	0,52	0,59	0,17	7
<i>R. macrophthalma</i> cf.	Z-	6,95	5,71	6,86	16,28	0,268	0,75	0,61	0,28	7
<i>L. maculiceps</i>	Z-	6,63	5,71	6,79	19,78	0,056	2,24	0,96	0,70	7
<i>B. estevezae</i>	Z-	6,40	5,93	6,63	28,84	0,004	4,23	0,98	0,85	7
<i>L. illiesi</i>	Z-	6,80	5,71	6,89	18,74	0,092	1,45	0,88	0,57	8
<i>L. pusillus</i>	Z-	7,25	5,71	7,10	23,40	0,400	0,43	0,57	0,24	11
<i>A. teutoni</i>	Z+	5,94	5,88	7,25	34,55	0,116	1,23	0,67	0,40	19
<i>A. stali</i>	Z-	7,05	5,80	7,10	47,73	0,016	2,74	0,99	0,95	21
<i>L. minutus</i>	Z-	6,80	6,00	6,90	50,72	0,004	4,95	1	0,99	22
<i>A. obscuratus</i>	Z+	6,86	6,49	7,15	62,88	0,004	5,85	1	0,99	23
Comunidade (Σ)	Z-	6,80	5,71	6,83						
	Z+	7,05	6,40	7,25						

Anexo

Anexo I. Protocolo do IHH (Índice de Integridade de Hábitat)

Local: _____ Data: __/__/__

Coordenadas: _____

- 1) Padrão de Uso da Terra além da zona de vegetação ribeirinha
 1. Cultivos Agrícolas de ciclo curto
 2. Pasto
 3. Cultivos Agrícolas de ciclo longo
 4. Capoeira
 5. Floresta Contínua

- 2) Largura da Mata Ciliar
 1. Vegetação arbustiva ciliar ausente
 2. Mata ciliar ausente com alguma vegetação arbustiva
 3. Mata ciliar bem definida de 1 a 5m de largura
 4. Mata ciliar bem definida entre 5 e 30m de largura
 5. Mata ciliar bem definida com mais de 30m
 6. Continuidade da mata ciliar com a floresta adjacente

- 3) Estado de preservação da Mata Ciliar
 1. Cicatrizes profundas com barrancos ao longo do seu comprimento
 2. Quebra freqüente com algumas cicatrizes e barrancos
 3. Quebra ocorrendo em intervalos maiores que 50m
 4. Mata Ciliar intacta sem quebras de continuidade

- 4) Estado da Mata ciliar dentro de uma faixa de 10m
 1. Vegetação constituída de grama e poucos arbustos
 2. Mescla de grama com algumas árvores pioneiras e arbustos
 3. Espécies pioneiras mescladas com árvores maduras
 4. Mais de 90% da densidade é constituída de árvores não pioneiras ou nativas

- 5) Dispositivos de retenção
 1. Canal livre com poucos dispositivos de retenção
 2. Dispositivo de retenção solto movendo-se com o fluxo
 3. Rochas e/ou troncos presentes, mas preenchidas com sedimento
 4. Canal com rochas e/ou troncos firmemente colocados no local

- 6) Sedimentos no canal
 1. Canal dividido em tranças ou rio canalizado
 2. Barreira de sedimento e pedras, areia e silte comuns
 3. Algumas barreiras de cascalho e pedra bruta e pouco silte

4. Pouco ou nenhum alargamento resultante de acúmulo de sedimento

7) Estrutura do barranco do rio

1. Barranco instável com solo e areia soltos, facilmente perturbável
2. Barranco com solo livre e uma camada esparsa de grama e arbustos
3. Barranco firme, coberto por grama e arbustos.
4. Barranco estável de rochas e/ou solo firme, coberto de grama, arbustos e raízes
5. Ausência de barrancos

8) Escavação sob o barranco

1. Escavações severas ao longo do canal, com queda de barrancos
2. Escavações freqüentes
3. Escavações apenas nas curvas e constrictões
4. Pouca ou nenhuma evidência, ou restrita a áreas de suporte de raízes

9) Leito do rio

1. Fundo uniforme de silte e areia livres, substrato de pedra ausente
2. Fundo de silte, cascalho e areia em locais estáveis
3. Fundo de pedra facilmente móvel, com pouco silte
4. Fundo de pedras de vários tamanhos, agrupadas, com interstício óbvio

10) Áreas de corredeiras e poções ou meandros

1. Meandros e áreas de corredeiras/poções ausentes ou rio canalizado
2. Longos poções separando curtas áreas de corredeiras, meandros ausentes
3. Espaçamento irregular
4. Distintas, ocorrendo em intervalos de 5 a 7 vezes a largura do rio

11) Vegetação Aquática

1. Algas emaranhadas no fundo, plantas vasculares dominam o canal
2. Emaranhados de algas, algumas plantas vasculares e poucos musgos
3. Algas dominantes nos poções, plantas vasculares semi-aquáticas ou aquáticas ao longo da margem
4. Quando presente consiste de musgos e manchas de algas

12) Detritos

1. Sedimento fino anaeróbio, nenhum detrito bruto
2. Nenhuma folha ou madeira, matéria orgânica bruta e fina com sedimento
3. Pouca folha e madeira, detritos orgânicos finos, floculentos, sem sedimento
4. Principalmente folhas e material lenhoso com sedimento
5. Principalmente folhas e material lenhoso sem sedimento.