

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

**INDICADORES ECOLÓGICOS MULTI-ESCALA PARA AVALIAÇÃO
DE COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS NA
BACIA DO RIO DOS BOIS, GO**

Goiânia-GO

2013

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

Doutorando: Allan Valle Toledo da Silveira
Orientador: Prof. Dr. Leandro Gonçalves Oliveira
Co-Orientador: Prof. Dr. Edson Eyji Sano

Goiânia-GO

2013

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

**INDICADORES ECOLÓGICOS MULTI-ESCALA PARA AVALIAÇÃO
DE COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS NA
BACIA DO RIO DOS BOIS, GO**

Allan Valle Toledo da Silveira

Tese apresentada ao Programa de Doutorado em Ciências Ambientais do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Orientador: Dr. Leandro Gonçalves Oliveira

Goiânia-GO

2013

**INDICADORES ECOLÓGICOS MULTI-ESCALA PARA AVALIAÇÃO
DE COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS NA
BACIA DO RIO DOS BOIS, GO**

Allan Valle Toledo da Silveira

Orientador: Dr. Leandro Gonçalves Oliveira

Tese apresentada ao Programa de Doutorado em Ciências Ambientais do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Banca Examinadora:

Dr. Leandro Gonçalves Oliveira (Presidente)

Dra. Ina de Souza Nogueira (Membro)

Dra. Selma Simões de Castro (Membro)

Dr. Jorge Luiz Nessimian (Membro)

Dr. José Francisco Gonçalves Júnior (Membro)

AGRADECIMENTOS

A elaboração de qualquer trabalho acadêmico é um feito que envolve a participação de várias pessoas, contribuindo de diferentes formas. Paciência, compreensão, amor, generosidade e principalmente a boa vontade de todas elas tornaram possível a minha jornada até aqui.

Agradeço a todos vocês por me ajudarem nesta etapa da minha vida.

À minha esposa, Cristiane, pelo amor e companheirismo, sem os quais nada valeria a pena.

Aos meus pais, meus primeiros mestres, por me ensinarem a superar desafios e pela fé inabalável em meu potencial.

Ao meu orientador, professor Leandro Gonçalves Oliveira, pelos quase dez anos de orientação. Toda a minha vida acadêmica foi respaldada pelos seus ensinamentos, amizade, confiança e paciência.

Ao professor Edson Eyji Sano, pela co-orientação no desenvolvimento da tese.

Aos colegas do Laboratório de Análise e Gerenciamento Ambiental de Recursos Hídricos (LAMARH), Breno, Carlos, Mariana, Letícia e Guilherme, pelo apoio na identificação do material. Um agradecimento especial para o Luiz, grande companheiro de coleta. Chuva, sol ou ferroadas de marimbondos nunca foram empecilhos para sua ajuda. Vou sentir saudades das nossas viagens a campo.

À Gabriella, por me ajudar com as análises de geoprocessamento.

Ao Ludgero e ao Thiago Santos, pela ajuda com as análises estatísticas.

Ao programa de Doutorado em Ciências Ambientais, pelo apoio oferecido durante o período de desenvolvimento da tese. Em especial, ao Noé, que Deus o tenha, agradeço pelos auxílios prestados.

Por fim, agradeço a Universidade Federal de Goiás. Dos meus 32 anos, por mais de 13 perambulei por suas dependências. Fui aluno de graduação, mestrado, doutorado, e até, honrosamente, professor substituto. Agradeço a esta instituição por ter sido palco de tantos momentos da minha vida profissional e pessoal. Encerro meus agradecimentos com os mesmos votos que fiz em minha dissertação: Espero (UFG) que se um dia voltar a frequentar seus corredores, você me receba de braços abertos como recebeu aquele jovem Allan de dezoito anos, que achava que sabia das coisas e que tanto aprendeu ao longo destes anos.

Muito obrigado.

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
APRESENTAÇÃO GERAL	9
ÁREA DE ESTUDO	10
CAPÍTULO 1 - INFLUÊNCIA ESPACIAL NAS RELAÇÕES ENTRE USOS DE SOLO E COMUNIDADES DE INSETOS AQUÁTICOS NA BACIA DO RIO DOS BOIS, ESTADO DE GOIÁS, BRASIL	13
INTRODUÇÃO	13
MATERIAIS E MÉTODOS	16
Delineamento Amostral	16
Análises estatísticas	20
RESULTADOS	21
DISCUSSÃO	24
CONCLUSÕES	29
CAPÍTULO 2 - PADRÕES NA ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE INSETOS AQUÁTICOS DA BACIA DO RIO DOS BOIS, ESTADO DE GOIÁS, BRASIL.	30
INTRODUÇÃO	30
MATERIAIS E MÉTODOS	33
RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
CONCLUSÕES	39
CAPÍTULO 3 - DESENVOLVIMENTO DE ÍNDICE MULTIMÉTRICO PARA AVALIAÇÃO DA CONDIÇÃO BIOLÓGICA DE CÓRREGOS DA BACIA DO RIO DOS BOIS, ESTADO DE GOIÁS, BRASIL.	40
INTRODUÇÃO	40
MATERIAIS E MÉTODOS	43
Classificação de uso de solo	43
Amostragem das variáveis abióticas	43
Amostragem das variáveis bióticas	44
Seleção das Métricas e Elaboração do Índice	45
RESULTADOS E DISCUSSÃO.	48
CONCLUSÕES	55
CONCLUSÕES GERAIS	56
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58

RESUMO

Esta tese avaliou os fatores que influenciam a distribuição de insetos aquáticos, em diferentes escalas espaciais, na tentativa de estabelecer um índice biológico de qualidade de água baseado nesses organismos. A área de estudo adotada foi a Bacia Hidrográfica do Rio dos Bois, uma das mais importantes do estado de Goiás, devido a sua vocação agropecuária. Desta forma, a comunidade de insetos aquáticos pertencentes a quarenta e dois córregos foi amostrada, bem como uma série de variáveis físico químicas da água. Nos arredores dos córregos (até 200 m de distância), bem como em toda a bacia à montante do local amostrado, porcentagens de classes de uso de solo (agricultura, pecuária e vegetação) foram estimadas a partir de imagens de satélite LandSat 5/TM datadas de julho de 2012. Os principais resultados evidenciam que (1) escalas espaciais menores parecem ser melhores preditores da qualidade da água e das comunidades de insetos aquáticos do que a escala ao nível de bacia, sendo recomendada a utilização de índices de integridade ambiental (IIA); (2) a partição de variância realizada para determinar as contribuições dos processos espaciais e variáveis ambientais na estruturação da comunidade de insetos aquáticos não apresentou valores estatisticamente significativos para corroborar nenhum dos dois conjuntos de preditores e (3) apenas quatro de 26 métricas de biodiversidade estudadas foram satisfatórias para compor um índice multimétrico para a bacia, (% Plecoptera, riqueza de Ephemeroptera, riqueza de EPT e o índice BMWP/ASPT). (4) Baseado neste índice, pôde-se classificar os córregos da área estudada como: muito impactadas (41%), com impactos intermediários (46%) e minimamente impactadas (13%). Acredita-se que este estudo possa contribuir para futuros estudos de biomonitoramento e conservação de recursos hídricos no estado de Goiás e no Brasil.

ABSTRACT

This thesis evaluated the variables that influence the distribution of aquatic insects, along different spatial scales, aiming to establish a biologic index of water quality based on these organisms. The study area was the Rio dos Bois watershed, one of the most important from Goiás State, due to its vocation for agricultural and cattle production. Thus, the community of aquatic insects occurring in forty two streams was sampled, as well as a series of water physicochemical variables. Surrounding the streams (up to a distance of 200 m), and along the watershed above the sampling units, percentages of land use (agriculture, pasture and native vegetation) were estimated based on LandSat 5/TM satellite images from July 2012. The main results showed that (1) smaller spatial scales seem to provide better estimates of water quality and aquatic insects community than the watershed level scale, being recommended to use habitat integrity indexes (HII); (2) the variance partition held to define the contribution of the spatial processes and environmental variables on the community structure of aquatic insects did not present statistically significant values to corroborate none of the two sets of predictors and (3) only four from the 26 biodiversity metrics studied were enough to compose a multimetric index for the watershed, (% Plecoptera, Ephemeroptera richness, EPT richness and the BMWP/ASPT index). (4) Based on this index, it was possible to classify the streams from the study area as very disturbed (41%), with intermediate impacts (46%) and minimally disturbed (13%). This study may contribute to future studies of biomonitoring and conservation of water resources in the Goiás State and Brazil.

APRESENTAÇÃO GERAL

A tese a seguir foi gerada a partir do estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em córregos da bacia hidrográfica do Rio dos Bois, umas das mais importantes do estado de Goiás, e suas relações com as variáveis ambientais. Por abordar tópicos distintos, este trabalho foi dividido em três capítulos.

O primeiro consistiu na comparação da influência dos usos de solo na comunidade de macroinvertebrados. Como numerosos estudos na literatura apontam a influência desse parâmetro na qualidade de águas superficiais, torna-se interessante saber a partir de quais distâncias estas influências ocorrem. Para isso, duas distâncias distintas foram estudadas: a bacia delimitada à montante do ponto de coleta e um *buffer* de 200 metros de largura em toda malha hidrográfica à montante desse ponto.

O segundo capítulo versou a respeito da integração dos processos espaciais aos preditores ambientais na estruturação da comunidade dos organismos estudados. Com esta abordagem, as comunidades biológicas incorporam conceitos derivados de estudos de metapopulações e passam a ser denominadas de metacomunidades. Seu entendimento ultrapassa o escopo da ecologia teórica e ganha o campo prático das ciências ambientais, por dar subsídios a ações de planejamento ambiental.

Por fim, o terceiro capítulo objetivou criar um índice multimétrico de qualidade ambiental baseado na distribuição dos macroinvertebrados bentônicos para o estado de Goiás. Ressalta-se que este tipo de trabalho é pioneiro no estado. A utilização de índices multimétricos vem sendo empregada em vários países, e em outros estados do Brasil, para o delineamento das chamadas áreas de referência, locais na bacia hidrográfica que apresentam menor grau de impacto antrópico, sendo portanto importantes para programas de biomonitoramento de águas superficiais.

ÁREA DE ESTUDO

A Bacia Hidrográfica do Rio dos Bois, localiza-se ao sudoeste do estado de Goiás. Este rio nasce na Serra do Congumé, na Fazenda Quilombo, na cota de 920 metros, no município de Americano do Brasil, e percorre uma extensão de 528 km até sua foz na margem direita do rio Paranaíba, no município de Gouvelândia (SANTOS, 2006).

A região possui clima tropical quente e semi-úmido, fortemente caracterizada por uma estação chuvosa no verão (novembro a março) e uma estação seca com duração média de quatro a cinco meses, centralizada no inverno, de maio a setembro (NIMER, 1989). De acordo com Mamede (1993), a bacia é composta de duas unidades geomorfológicas: o Planalto Setentrional da Bacia do Paraná e o Planalto Central Goiano. Este apresenta padrão de drenagem predominantemente dendrítico a subretangular, condicionado a processos de pediplanação, dissecação mais intensa e estruturas lineares, tais como falhas, enquanto aquele é caracterizado por chapadões, planaltos e superfícies rebaixadas, apresentando padrão de drenagem predominantemente retangular a subretangular.

Por se tratar de uma Bacia com grande área de drenagem com cerca de 34.785 km², abrangendo 53 municípios, a área de estudo do presente trabalho limitou-se à parte do alto da Bacia, denominada de Região Hidrográfica do Rio dos Bois à montante da foz do Rio Turvo de acordo com classificação proposta por Pfafstetter (1989). De acordo com esta classificação, a referida Região Hidrográfica pode ser dividida em nove regiões e bacias hidrográficas distintas, tal como é mostrado na Figura 1. Ela apresenta uma área de drenagem de cerca de 8.734 km², compreendidas entre as coordenadas 49°22' O e 50°12' O e 16°11' S e 17°55' S.

A Região Hidrográfica do Rio dos Bois à montante da foz do Rio Turvo compreende 26 municípios, que juntos apresentam uma população de cerca de 430.000 habitantes e contribuem com 6,3% do PIB de Goiás (SIEG, 2012). As atividades econômicas desses municípios estão relacionadas predominantemente à agropecuária, sendo a soja, cana, milho e sorgo, nesta ordem, as culturas com as maiores área plantadas (SIEG, 2012), tornando os córregos desta bacia sujeitos a diferentes pressões antrópicas.

Foram estabelecidas na área de estudo 42 unidades amostrais correspondentes a tributários do Rio dos Bois (Figura 1), cujas localidades e coordenadas geográficas estão indicadas na Tabela 1.

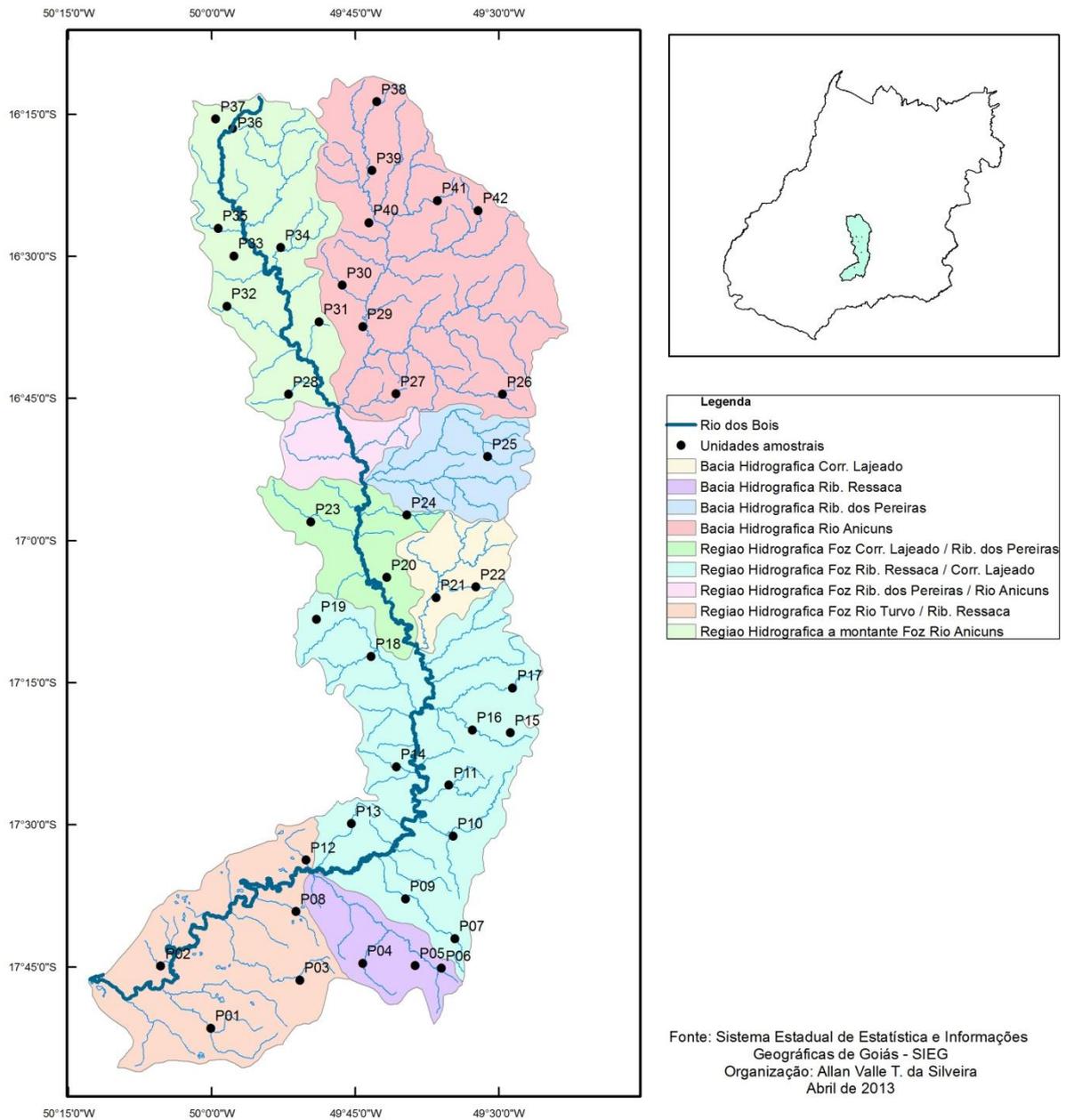


Figura 1. Localização das unidades amostrais na Região Hidrográfica da Bacia do Rio dos Bois à montante da foz do Rio Turvo, Goiás, Brasil.

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos trechos de córregos amostrados na área de estudo, separados em suas bacias/regiões hidrográficas. As longitudes e latitudes estão apresentadas em graus decimais.

Sub bacia	U.A.	Long (O)	Lat (S)	Município
Região Hidrográfica Foz Rio Turvo / Rib. Ressaca	P01	50,002	17,859	Porteirão
	P02	50,090	17,750	Edéia
	P03	49,847	17,775	Vicentinópolis
	P08	49,853	17,654	Vicentinópolis
	P12	49,836	17,563	Edealina
Bacia Hidrográfica Rib. Ressaca	P04	49,737	17,745	Vicentinópolis
	P05	49,646	17,749	Joviânia
	P06	49,600	17,754	Joviânia
Região Hidrográfica Foz Rib. Ressaca / Corr. Lajeado	P07	49,576	17,701	Pontalina
	P09	49,663	17,632	Pontalina
	P10	49,580	17,521	Pontalina
	P11	49,587	17,431	Pontalina
	P13	49,757	17,499	Edealina
	P14	49,679	17,399	Edealina
	P15	49,480	17,339	Mairipotaba
	P16	49,546	17,334	Mairipotaba
	P17	49,475	17,260	Cromínia
	P18	49,722	17,205	Edealina
	P19	49,818	17,139	Cezarina
Bacia Hidrográfica Corr. Lajeado	P21	49,609	17,101	Varjão
	P22	49,540	17,083	Varjão
Região Hidrográfica Foz Corr. Lajeado / Rib. dos Pereiras	P20	49,695	17,066	Varjão
	P23	49,828	16,968	Cezarina
	P24	49,660	16,956	Guapó
Bacia Hidrográfica Rib. dos Pereiras	P25	49,519	16,853	Guapó
Região Hidrográfica a montante Foz Rio Anicuns	P28	49,867	16,743	Palmeiras de Goiás
	P31	49,813	16,616	Nazário
	P32	49,974	16,588	Nazário
	P33	49,962	16,500	Anicuns
	P34	49,880	16,485	Anicuns
	P35	49,990	16,451	Anicuns
	P36	49,964	16,275	Anicuns
	P37	49,994	16,259	Americano do Brasil
Bacia Hidrográfica Rio Anicuns	P26	49,494	16,743	Trindade
	P27	49,679	16,743	Campestre de Goiás
	P29	49,737	16,624	Nazário
	P30	49,773	16,551	Avelinópolis
	P38	49,713	16,228	Itauçu
	P39	49,721	16,349	Araçu
	P40	49,727	16,441	Itaberaí
	P41	49,607	16,403	Inhumas
	P42	49,536	16,420	Inhumas

CAPÍTULO 1 - INFLUÊNCIA ESPACIAL NAS RELAÇÕES ENTRE USOS DE SOLO E COMUNIDADES DE INSETOS AQUÁTICOS NA BACIA DO RIO DOS BOIS, ESTADO DE GOIÁS, BRASIL

INTRODUÇÃO

Em virtude da diminuição dos componentes da biodiversidade em nível global, ressalta-se cada vez mais a importância de planejamento em ações que visem sua conservação. Apesar do aumento de esforço e dos financiamentos empregados em áreas protegidas, os recursos disponíveis para a conservação são insuficientes para atingir os objetivos de proteger a maior parte da biodiversidade (GASTON *et al.*, 2008). O problema com o planejamento de conservação é que áreas protegidas são geralmente delimitadas com base em uma proporção limitada da biodiversidade (e.g. vertebrados terrestres e plantas vasculares) ou ainda são adquiridas com base em fundamentos socioeconômicos (HEINO *et al.*, 2009).

Apesar de serem considerados *hotspots* de vegetação ripária e biota aquática (GOMI *et al.*, 2002), ambientes aquáticos têm sido negligenciados em programas de conservação e apenas recentemente seu valor tem sido reconhecido (RICHARDSON, 2008). Adicionalmente, criar e gerenciar planos de restauração destes ambientes requer conhecimento de processos ecológicos e escalas espaciais de observação apropriadas (HUTCHENS *et al.*, 2009).

Numerosos estudos têm sugerido que a qualidade das águas superficiais, e conseqüentemente sua biota, são afetadas pelas características de cobertura e usos do solo de suas respectivas áreas de drenagem (JONES *et al.*, 1999; BIS *et al.*, 2000; RIVA-MURRAY *et al.*, 2002; WOODCOCK *et al.*, 2006). Outros estudos sugerem que interferências claras dos impactos do uso de solo comumente ocorrem apenas a uma pequena distância do corpo aquático (HARDING *et al.*, 1998; HOULAHAN e FINDLAY, 2004; WOODCOCK *et al.*, 2006; TRAN *et al.*, 2010). Por esse motivo, vários índices de qualidade de sistemas aquáticos que se baseiam em características locais foram criados por refletirem as condições ambientais do córrego e do seu entorno. Nessimian *et al.* (2008), por exemplo, criaram um índice de integridade de habitat para igarapés na Amazônia Central baseado em tais características.

A necessidade de avaliar as influências espaciais mencionadas se justifica pela interferência que variáveis comumente analisadas ao nível de bacia, tais como usos do solo e geologia têm sobre a biota aquática, agem por meio de processos que ocorrem primariamente em níveis locais (BURCHER *et al.*, 2007). Por exemplo, lavouras normalmente não alteram a biota aquática diretamente. Ao invés disso, sedimentos, nutrientes e defensivos agrícolas provenientes de campos agricultáveis alteram o habitat e características químicas dos córregos, que resultem em uma mudança na estrutura e composição das comunidades aquáticas (RICHARDS *et al.*, 1996, 1997; BURCHER *et al.*, 2007).

Dentre os vários grupos que compõem esta comunidade, destacam-se os macroinvertebrados bentônicos por sua diversidade, abundância, ampla distribuição e capacidade de explorar a maioria dos habitats nos ecossistemas aquáticos (MERRITT e CUMMINS, 1996; BISPO e OLIVEIRA, 1998). Eles são considerados organismos que, pelo menos uma parte da sua vida, habitam o sedimento aquático ou a superfície deste (ROSEMBERG e RESH 1993, ESTEVES, 2011).

Eles desempenham um importante papel na estrutura e funcionamento de rios e córregos (ESTEVES, 2011) pois, promovem a conversão dos compostos de carbono reduzidos, derivados primariamente das terras adjacentes (material alóctone), além do carbono fixado dentro do ecossistema (material autóctone), em reservas temporárias em seus próprios tecidos e na forma de dióxido de carbono (CUMMINS, 1975). Contribuem desta forma para o fluxo de energia e ciclagem de nutrientes, além terem importância nas cadeias e teias alimentares, bem como na liberação de nutrientes do sedimento para a coluna d'água (ESTEVES, 2011).

Os macroinvertebrados são cada vez mais usados para caracterizar bacias hidrográficas e condições de qualidade da água em córregos e rios, pois refletem tanto efeitos naturais quanto antropogênicos no decorrer do tempo (ROSENBERG e RESH, 1993; PLOTNIKOFF, 1994, WALLACE *et al.*, 1996; KARR e CHU, 1997; NIYOGI *et al.*, 2002).

Outras características que também os tornam úteis como indicadores de condições de córregos são (1) a ubiquidade em habitats aquáticos; (2) o elevado número de espécies que mostram um grau de resposta à perturbação; (3) a relativa característica sedentária das larvas; e (4) seus ciclos de vida são duradouros o suficiente para permitir mudanças nas características da população, as quais podem ser avaliadas (ROSENBERG e RESH, 1993).

Desta forma, o objetivo deste trabalho consiste em comparar em qual nível espacial a influência dos usos de solo tem o maior impacto na comunidade macroinvertebrados bentônicos: na de bacia ou no entorno de seus córregos (*buffer*).

MATERIAIS E MÉTODOS

Delineamento Amostral

A quantificação dos tipos de usos do solo foi determinada em duas zonas de influência distintas: a área do exutório, delimitada à montante do ponto de coleta e em um *buffer* de 200 m em toda a malha hidrográfica à montante desse ponto (Figura 1.1). A largura do *buffer* escolhida para a comparação com a área da microbacia foi baseada nos trabalhos de Houlihan e Findlay, (2004) e Woodcock *et al.*, (2006) que ao compararem várias distâncias consideraram 200 m a distância na qual os usos de solo mais afetam a qualidade da água. Para a determinação dos tipos de usos do solo, imagens da área de estudo foram obtidas do satélite Landsat 5 TM (escala 1:100.000, com resolução de 30 m) e analisadas com o auxílio dos softwares Envi 4.5, ArcGis 9.0 e Spring 5.0.

Três grupos foram escolhidos para representar os diferentes usos do solo: "agricultura" consistiu em locais que apresentaram mais de 30% da área total destinadas ao plantio e menos de 15% de áreas com vegetação nativa; "pastagem" representou áreas que apresentaram mais do que 50% deste uso do solo e menos de 15% de áreas com vegetação. Por fim, "áreas vegetadas" categorizaram locais com mais de 25% de vegetação nativa e cuja soma das porcentagens de áreas de agricultura e pastagem não ultrapassassem 60%.

Usos de solo alheios a estas três categorias (tais como água, solo exposto e área urbana) foram excluídos das análises, bem como locais que não se enquadravam em nenhuma das categorias. Em virtude dessa categorização, apenas um subconjunto das 42 unidades amostrais foi utilizado. Os pontos utilizados para classificação de usos de solo tanto ao nível de bacia hidrográfica quanto ao nível de *buffer* estão apresentados, respectivamente, nas Tabelas 1.1 e 1.2.

As variáveis ambientais locais foram amostradas com o auxílio de uma sonda multiparamétrica (HORIBA U-50) ou medidas diretamente em campo (profundidade, largura média do córrego e vazão) e são apresentadas na Tabela 1.2.

Para compor as variáveis ambientais locais também foi elaborado um índice de integridade ambiental (IIA) baseado no protocolo de integridade de habitat de NESSIMIAN *et al.* (2008). Este protocolo de integridade ambiental contém doze parâmetros que refletem as

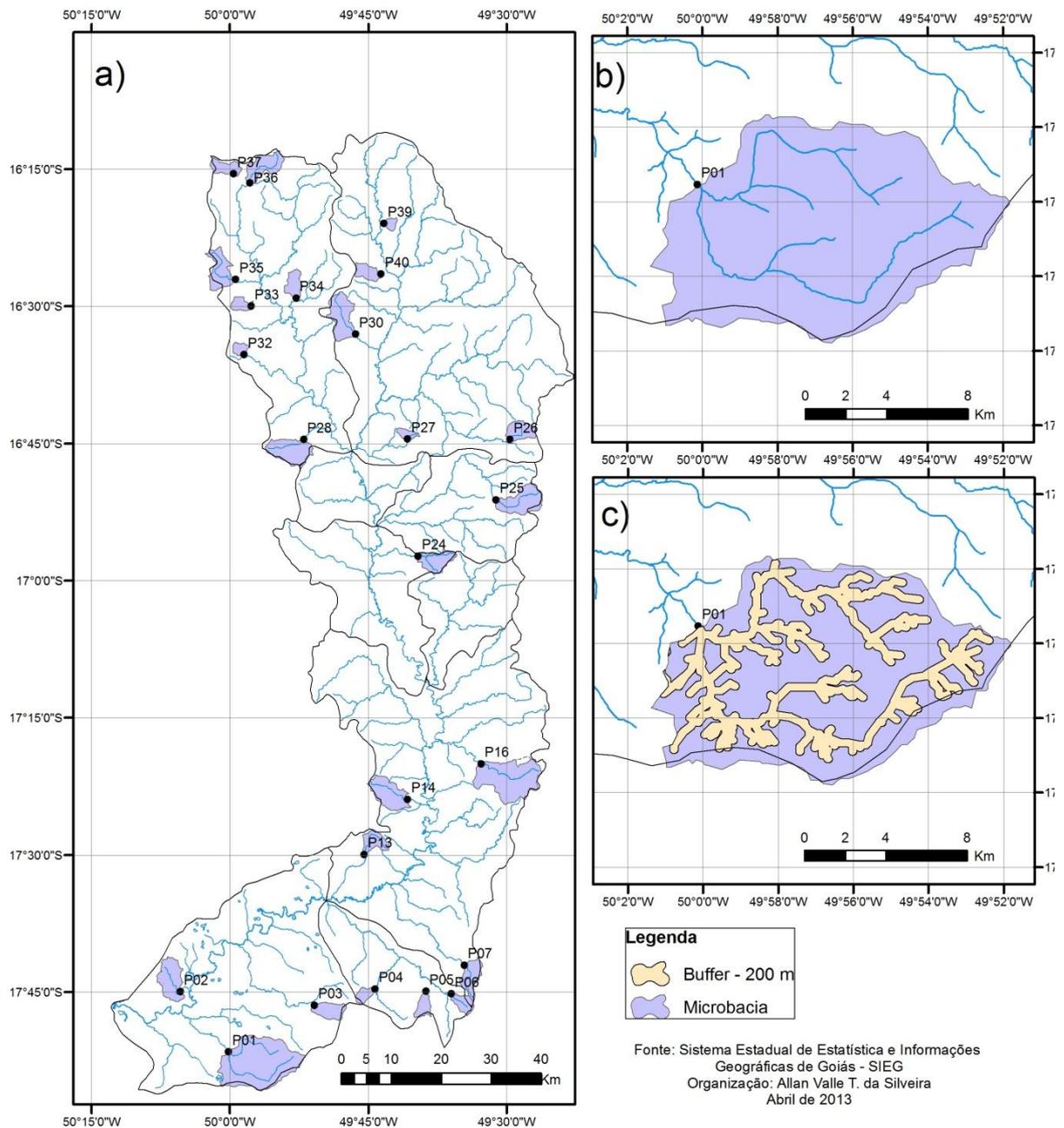


Figura 1. Zonas de influência para classificação dos tipos de usos de solo. (a) Mapa contendo as unidades amostrais utilizadas. (b) Área do exutório do ponto P1, utilizado para exemplificar como ocorreu a delimitação da microbacia à montante dos pontos de coleta e (c) seu respectivo *buffer*, delimitado em um trecho de 200 m ao longo de toda a malha hidrográfica à montante desse ponto.

Tabela 1.1. Zona de influência dos usos de solo ao nível de bacia hidrográfica. Nas unidades amostrais selecionadas, as porcentagens de usos de solo classificaram a área a montante do ponto de coleta (microbacia) em bacias de agricultura, pastagem ou áreas vegetadas.

Unidades Amostrais	Uso do Solo	Área (Km ²)	Veget (%)	Past (%)	Agric (%)
P01	1	122,93	0,09	0,11	0,41
P02	1	31,13	0,11	0,11	0,40
P03	1	16,99	0,10	0,26	0,41
P30	1	34,57	0,12	0,45	0,39
P34	1	13,67	0,14	0,39	0,35
P13	2	14,96	0,13	0,59	0,21
P14	2	33,15	0,12	0,66	0,08
P25	2	35,53	0,14	0,57	0,06
P26	2	17,51	0,09	0,73	0,09
P32	2	6,11	0,06	0,71	0,07
P33	2	8,49	0,08	0,75	0,08
P35	2	26,85	0,12	0,53	0,09
P36	2	25,92	0,11	0,66	0,14
P37	2	13,17	0,09	0,54	0,15
P04	3	7,96	0,26	0,19	0,39
P07	3	19,97	0,26	0,29	0,25
P16	3	3,21	0,65	0,25	0,04
P24	3	20,44	0,37	0,31	0,29

Tabela 1.1. Zona de influência dos usos de solo ao nível de *buffer*. Nas unidades amostrais selecionadas, as porcentagem de usos de solo classificaram a área ao redor dos córregos a montante do ponto de coleta como características de agricultura, pastagem ou áreas vegetadas.

Unidades Amostrais	Uso do Solo	Area (Km ²)	Veget (%)	Past (%)	Agric (%)
P03	1	5,74	0,13	0,36	0,37
P30	1	11,50	0,13	0,46	0,35
P34	1	4,00	0,14	0,42	0,31
P39	1	1,54	0,12	0,48	0,30
P26	2	6,03	0,11	0,74	0,08
P27	2	1,87	0,11	0,68	0,17
P28	2	10,73	0,11	0,56	0,04
P32	2	1,79	0,07	0,76	0,09
P33	2	2,53	0,07	0,78	0,10
P35	2	7,69	0,12	0,69	0,09
P36	2	8,00	0,14	0,63	0,16
P40	2	4,54	0,06	0,77	0,13
P05	3	4,38	0,34	0,21	0,33
P06	3	3,59	0,35	0,25	0,35
P07	3	6,81	0,40	0,25	0,30
P16	3	1,09	0,70	0,28	0,01
P24	3	7,93	0,38	0,27	0,33

Tabela 1.2. Variáveis abióticas descritivas nos trechos de córregos amostrados na região hidrográfica do Rio dos Bois.

Variável	Descrição/Método
Morfologia do córrego	
Comprimento médio (m)	Média dos comprimentos de 5 transectos feitos no trecho de córrego
Profundidade média (m)	Média dos comprimentos de 5 transectos feitos no trecho de córrego
Vazão (m ³)	Método do flutuador
Físico-químicas	
Condutividade Elétrica (mS.s ⁻¹)	Sonda multiparamétrica HORIBA U-50
Totais de Sólidos Dissolvidos (mg/L)	Sonda multiparamétrica HORIBA U-50
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Sonda multiparamétrica HORIBA U-50
pH	Sonda multiparamétrica HORIBA U-50
Turbidez (UNT)	Sonda multiparamétrica HORIBA U-50

condições ambientais do córrego e do seu entorno: padrão do uso de solo, além da zona ripária; largura da mata ciliar; estado de preservação da mata; composição da mata ciliar até 10 m do córrego; dispositivos que podem represar o curso de água; sedimentos dentro do canal; estrutura do barranco nas margens do corpo d' água; escavação sob esse barranco; aparência do substrato pedra (caso possua); aparência do leito do córrego; disposição das áreas de corredeiras e remansos e presença de vegetação aquática.

Neste protocolo, cada parâmetro apresenta um valor, representando de forma categórica o local amostrado. O valor final do IIA, que varia de 0 a 1 (Eq. 2), é a média dos valores padronizados (p_i) de cada um dos doze parâmetros observados (a_0) em relação ao valor máximo que ele pode alcançar (a_m) (Eq 1), conforme demonstrado a seguir:

$$p_i = a_0 / a_m \quad (1)$$

$$IIA = \frac{\sum_{i=1}^n P_i}{n} \quad (2)$$

onde n = número de parâmetros ambientais

Em cada uma das unidades amostrais a comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi amostrada com rede de mão de aproximadamente 20 cm de diâmetro e malha de 0,5 mm durante 30 minutos. O material biológico foi conservado em álcool etílico a 80% para posterior triagem e identificação taxonômica em laboratório. Os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível, utilizando-se as chaves taxonômicas de

Manzo (2005); Heckman (2006, 2008); Salles (2006); Calor (2007); Lecci (2007); Mariano (2007); Onofre *et al.* (2007); Calor e Froehlich (2008); Azevêdo e Hamada, (2008).

Métricas biológicas distintas foram calculadas para cada unidade amostral: (1) riqueza de táxons (SR), (2) riqueza de táxons dos grupos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), (3) índice de Shannon-Wiener (H'), (4) índice de diversidade funcional de Rao (FD), descrevendo os atributos de alimentação e habitat, (5) composição de táxons e (6) porcentagens de grupos tróficos (coletores, filtradores, fragmentadores, predadores e raspadores).

Análises estatísticas

Correlações de Spearman foram utilizadas em duas situações para avaliar as relações entre os *scores* do IIA e as métricas biológicas, entre as doze variáveis ambientais do protocolo com a porcentagem de vegetação local (do *buffer*). Variáveis físico-químicas da água também foram correlacionadas com as porcentagens de usos do solo no nível de bacia. Para as análises de correlação, a composição de táxons em cada unidade amostral foi representada pelas coordenadas do primeiro eixo de um NMDS (escalamento multidimensional não métrico).

A Análise de Similaridade - ANOSIM foi usada para avaliar as possíveis diferenças da composição das comunidades entre os diferentes usos do solo ao nível de bacia. Complementarmente, Análises de Variância (ANOVAs) e testes de Tukey foram calculados para determinar se existem diferenças entre métricas biológicas e variáveis físico-químicas da água entre nas diferentes categorias de usos de solo (agricultura, pastagem e áreas vegetadas). Para todos os testes, adotou-se $p = 0,05$. Os softwares estatísticos BioDiversity Pro 2.0, R e Statistica 7.0 foram utilizados.

RESULTADOS

Foram coletados 1489 indivíduos, pertencentes a 77 táxons distribuídos em oito ordens distintas. O número médio de táxons em pontos categorizados como agricultura e pastagem foram semelhantes ($14,8 \pm 5,6$ e $15,0 \pm 3,9$, respectivamente), enquanto que em áreas vegetadas foi maior ($16,8 \pm 4,6$). O número médio de táxons de EPT para os diferentes tipos de usos do solo foram $8,0 \pm 3,3$ para agricultura, $6,7 \pm 3,3$ para pastagem e $7,5 \pm 3,9$ para áreas mais vegetadas.

Ao calcular as correlações entre as variáveis do IIA e a porcentagem de cobertura vegetal no *buffer*, apenas a característica integridade de vegetação ripária apresentou correlação significativa ($r = 0,49$, $p < 0,05$). Com relação às métricas da comunidade, o índice do IIA correlacionou-se significativamente com riqueza total ($r = 0,46$), número de táxons EPT ($r = 0,52$) e índice de Shannon ($r = 0,44$). As coordenadas do 1º eixo da NMDS, as porcentagens dos outros grupos tróficos e a diversidade funcional não apresentaram correlações significativas com o IIA.

As frequências de correlações entre os tipos de usos do solo e variáveis físico-químicas da água foram semelhantes entre bacia e *buffer* (Tabela 1.3), embora nessa última escala espacial tenham ocorrido correlações mais fortes (especialmente com o oxigênio dissolvido) além de um número maior de associações significativas,

Tabela 1.3. Comparações de relações significativas ($p < 0,05$) entre porcentagens de uso de solo e características físico-químicas da água, considerando escalas espaciais distintas, baseadas no coeficiente de correlação de Spearman.

	Bacia			Buffer		
	Veget	Past	Agric	Veget	Past	Agric
HII						
pH		0,63				
ORP						
Cond		0,67		-0,55	0,75	
Turb						
OD				0,71	-0,78	
TDS		0,64		-0,56	0,75	
prof		-0,53			-0,50	
larg	0,63	-0,53				
vazão	0,57	-0,61		0,62	-0,57	

As ANOVAs realizadas com as métricas da comunidade em escala de bacia hidrográfica indicaram que a métrica porcentagem de filtradores foi significativa ($F_{(2,31)} = 3,98$, $p=0,028$), onde o teste de Tukey ($p=0,041$) indicou a categoria "agricultura" como a que apresenta os maiores valores (Figura 1.1a). Não houve, para esta escala, diferenças significativas entre as categorias de usos de solo e variáveis físico-químicas.

Por outro lado, as ANOVAs avaliaram que os tipos de uso do solo no *buffer* apresentaram diferenças significativas no que diz respeito às variáveis físico-químicas da água: médias de % OD foram diferentes entre pastagens e áreas vegetadas ($F_{(2,30)} = 4,64$, $p = 0,017$; Teste de Tukey $p = 0,013$), mas não apresentaram diferenças em relação às métricas biológicas (Figura 1.1b).

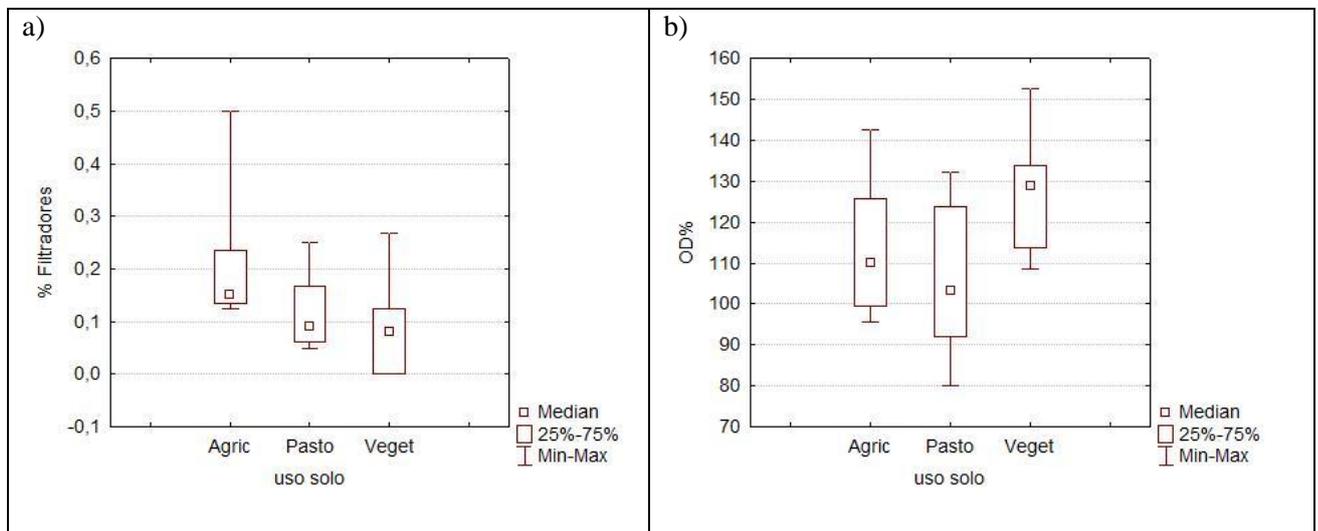


Figura 1.1. *Box plots* mostrando as diferenças significativas nos valores de % de filtradores na bacia (a) e % oxigênio dissolvido no *buffer* (b) entre as diferentes categorias de usos do solo estabelecidas.

Os resultados da ANOSIM, baseados em dados quantitativos, a partir de distância Euclidiana, não apresentaram diferenças significativas entre os categorias de usos de solo (Tabela 1.4).

Tabela 1.4 Comparações entre os diferentes tipos de usos do solo resultantes de ANOSIM baseada em distância Euclidiana entre os pontos classificados como de agricultura, pastagem e vegetação. (n° permutações = 1000). Valores correspondem a estatística R da análise.

	Agricultura	Pastagem	Vegetação
Agricultura			
Pastagem	0,097902		
Vegetação	0,771229	0,427572	

DISCUSSÃO

Em geral, as variáveis do IIA utilizado não foram relacionadas com a porcentagem de cobertura vegetal local, apresentando várias relações não significativas. Nessimian *et al.* (2008), ao testarem sua adaptação do IIA para a região amazônica, também encontraram correlações não significativas entre algumas variáveis (p.e. estrutura da margem, tipo de substrato e distâncias entre corredeiras e poços). No entanto, ao contrário do presente estudo, muitas variáveis foram estritamente relacionadas às condições de cobertura vegetal.

Uma explicação para este resultado, como proposto por Price e Leigh (2006), é que dependendo do tipo do uso de solo, modificações da cobertura vegetal promovem apenas pequenas alterações físicas nos córregos, tornando difícil a detecção de sua influência.

Outra variável que não apresentou correlação com a cobertura vegetal foi a quantidade e tipo de detritos alóctones que pode ser explicada pela vegetação secundária presente na maioria das unidades amostrais. Este tipo de vegetação apresenta muitas espécies herbáceas, que contribuem pouco com a quantidade de detrito depositado nos córregos (WEBSTER *et al.* 1990), ao mesmo tempo que podem atuar como "filtros" alóctones.

A única variável que apresentou correlação significativa com a porcentagem de cobertura vegetal local foi a integridade de vegetação ripária. Esta variável foi relacionada com os maiores valores de riqueza taxonômica de macroinvertebrados aquáticos em estudo realizado por Roque *et al.* (2003) no estado de São Paulo, ao comparar o impacto de áreas com diferente níveis de desmatamento.

Os *scores* do IIA correlacionaram-se significativamente com a riqueza total, a riqueza de EPT e o índice de diversidade de Shannon. Tal resultado corrobora o trabalho de Sponseller *et al.* (2001), que ao compararem a influência de diferentes tipos de usos do solo, utilizando as mesmas escalas espaciais, encontraram no *buffer* as relações mais significativas com riqueza de EPT e a riqueza total. Estas métricas têm sido tradicionalmente utilizadas para avaliar a integridade biológica de ecossistemas aquáticos, sendo consideradas por Hepp e Restello (2007) como eficientes parâmetros para avaliar a qualidade da água, embora variem consideravelmente em condições ecossistêmicas diferentes (WILSEY *et al.*, 2005). Entretanto, Mouillot *et al.* (2006) argumentaram que a habilidade de métricas taxonômicas tradicionais em estabelecer diferenças entre ambientes ainda não está clara. Uma baixa

diversidade taxonômica pode, por exemplo, refletir, num primeiro momento, tanto um distúrbio quanto uma alta produtividade (CONNELL, 1978).

Métricas alternativas que levam em conta não somente o número de indivíduos e a dominância de táxons, mas também suas funções ecológicas no ecossistema ganharam atenção recentemente (GALLARDO *et al.*, 2011). A diversidade funcional, por exemplo, que leva em conta as histórias de vida e estratégias ecológicas dos indivíduos, tem sido indicada para avaliar como um ecossistema adapta-se a distúrbios naturais ou antrópicos (STATZNER *et al.*, 2004; BADOSA *et al.*, 2007; GALLARDO *et al.*, 2009). Gallardo *et al.* (2011) por exemplo, ao testarem métricas de biodiversidade para a avaliação de ambientes aquáticos, concluíram que a diversidade funcional foi uma das mais informativas métricas testadas e recomendou seu uso associado à outras, tais como diversidade taxonômica (Shannon).

A despeito da importância dada a esta métrica, no presente estudo não foi um bom preditor da comunidade de insetos bentônicos, pois não apresentou diferenças significativas com IIA e com nenhuma de suas variáveis. As coordenadas do primeiro eixo do NMDS, que representam a composição da comunidade, também não apresentaram correlações significativas com o IIA.

O uso do solo apresenta importantes correlações com as variáveis ambientais. Assim, as características físico-químicas da água são diretamente afetadas por diferentes tipos de usos do solo (MORENO *et al.*, 2006). Stewart *et al.* (2000) afirmaram que a condutividade elétrica e turbidez apresentam correlações negativas com áreas menos antropizadas, tornando-se positivas com aumento dos resíduos urbanos, industriais e da agricultura nos ambientes aquáticos. Os resultados obtidos neste estudo corroboram tais autores, pois a condutividade elétrica foi uma das variáveis mais importantes relacionadas com as porcentagens de usos do solo nas unidades amostrais, tanto na escala de bacia quanto na escala local (*buffer*). De acordo com Munn *et al.* (2002), a condutividade é uma das variáveis explanatórias mais frequentes em estudos de larga escala, embora seja dominante também em escalas menores, e pode estar relacionada a diferentes tipos de usos do solo.

A turbidez apresentou correlação negativa em locais com maior quantidade de vegetação, embora apenas no nível de bacia. Ao relacionar invertebrados bentônicos a diferentes usos de solo em uma bacia no sudeste do Brasil, Hepp e Santos (2007) concluíram que a riqueza de EPT foi influenciada, além da condutividade e de concentrações de

nutrientes, pela turbidez. Tran *et al.* (2010) encontraram valores de turbidez relacionados com os *scores* de um IIA limitado apenas ao *buffer* de 200 m.

Assim como encontrado em Gücker *et al.* (2009), ao analisarem impactos de usos do solo em córregos do Cerrado, o presente estudo também observou mudanças na morfologia dos corpos aquáticos devido ao tipo de uso de solo. Locais de pastagens apresentaram correlação negativa com a profundidade média dos córregos. Este fato pode evidenciar o impacto que o desmatamento, vinculado à dessedentação de animais pode ter sobre a redução dos atributos da biodiversidade aquática.

Segundo Zaimes *et al.* (2004), embora as causas de modificações na morfologia de áreas de pastagem possam ser difíceis de serem elucidadas, a prática de permitir o acesso direto do gado aos córregos, como ocorre na área desse estudo, também pode exercer um papel crítico na referida variável morfológica, por acelerar os processos de erosão. Sabendo que a erosão e o transporte de sedimentos são fenômenos comuns em bacias com potencial agropecuário na região tropical, e que tais fenômenos causam consideráveis impactos ambientais e custos econômicos (WANTZEN, 2006), tal entendimento pode oferecer uma perspectiva de análise à gestão de recursos hídricos.

Apesar dos efeitos dos diferentes tipos de usos do solo em comunidades aquáticas serem bem documentados (ver ALLAN, 2004), os estudos a respeito de escala tais efeitos influenciam mais as comunidades aquáticas ainda não são conclusivos (JOHNSON *et al.*, 2004). A realização da ANOVA para averiguar as variações das métricas biológicas entre as categorias de usos do solo no nível de bacia identificou diferenças significativas em relação à porcentagem de filtradores: a categoria "agricultura" apresentou o maior valor desta métrica, quando comparado aos outros dois tipos de usos de solo.

Doléc *et al.* (2011) ao testarem se métricas biológicas eram influenciadas por diferentes tipos de usos do solo, não encontraram relação entre porcentagem de filtradores e uso do solo. Desta forma, os dados obtidos não corroboram os resultados dos referidos autores.

De acordo com Richards *et al.* (1996), a área da bacia apresenta uma influência sobre as características físicas do habitat, que por sua vez dirigem a composição das diferentes comunidades aquáticas. Minshall *et al.* (1983), por exemplo, encontraram relações

significativas e positivas, embora discretas, em relação ao aumento do número organismos filtradores com o aumento da área da bacia.

Os resultados das ANOVAs realizadas na escala de *buffer* indicaram diferenças significativas na porcentagem de oxigênio dissolvido entre as categorias de uso do solo pastagens e áreas vegetadas, embora não tenha havido diferenças entre pastagens e agricultura. Filoso *et al.* (2006) argumentam que áreas onde pastagens são predominantes, a contribuição de nitrogênio da bacia hidrográfica é pequena para os corpos aquáticos.

Entretanto, ao comparar as concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido entre áreas mais prístinas e áreas dominadas por pastagens no cerrado brasileiro, Gücker *et al.* (2009) encontraram valores 6,3 vezes maiores para estas últimas. Assim, mesmo o presente estudo não tendo avaliado parâmetros de concentração de nutrientes, pode-se inferir que a maior concentração de nitrogênio em áreas de pastagens fazem delas locais com menor porcentagem de oxigênio dissolvido, dada a associação negativa dessa variável com a concentração de nutrientes. Niyogi *et al.* (2007), por exemplo, observaram a redução da riqueza de EPT em locais com alta concentração de nutrientes, associada a áreas de pastagem.

A despeito dos resultados encontrados por Niyogi *et al.* (2007), Tran *et al.* (2010) argumentaram que níveis de oxigênio dissolvido também podem ser positivamente relacionados com a presença de agricultura/pastagem desde que o fluxo apresente sequências de corredeiras e *pools*. Particularmente em córregos rasos, onde a estratificação vertical da coluna d'água é menor, um regime relativamente turbulento pode promover aeração adequada e dissolver o oxigênio atmosférico na água.

Por fim, os resultados da ANOSIM não apresentaram diferenças significativas entre a composição das comunidades entre os tipos de usos de solo, diferentemente de Nessimian *et al.* (2008), que conseguiram por meio desta análise, diferenciar áreas dominadas por fragmentos florestais primários/secundários de áreas de pastagem, a partir da composição de insetos aquáticos.

Uma das causas para este o resultado não significativo pode estar relacionada à heterogeneidade ambiental dos locais enquadrados em uma categoria de uso de solo, (especialmente a pastagem), impossibilitando a diferenciação da biota entre esses diferentes usos do solo. Uma das possíveis fontes dessa heterogeneidade foi o substrato amostrado.

Neste trabalho, ao contrário de outros estudos, os insetos aquáticos não foram coletados em um único tipo de substrato. Assim, acredita-se que estudos posteriores poderão auxiliar no entendimento das relações entre os diferentes tipos de usos do solo, escalas espaciais e biodiversidade aquática, mais especificamente a entomofauna bentônica.

CONCLUSÕES

As relações entre as variáveis do IIA com a porcentagem de cobertura vegetal local não foram significativas na maioria das vezes, com exceção da variável integridade de vegetação ripária. Entretanto, as porcentagens dos diferentes tipos de usos do solo correlacionaram-se, em ambas escalas espaciais, com as variáveis físico-químicas da água, com o predomínio das associações ocorrendo ao nível do *buffer*. Também houve várias correlações positivas entre o IIA e as métricas que estimam a diversidade biológica da entomofauna bentônica.

As análises de variância realizadas nas duas escalas espaciais também não detectaram diferenças significativas dos diferentes tipos de usos do solo com relação às métricas biológicas e às variáveis físico químicas avaliadas, com exceção da porcentagem de filtradores (na escala de bacia) e da porcentagem de oxigênio dissolvido (na escala do *buffer*). A comparação dos usos do solo utilizando composição da comunidade, por meio da ANOSIM, também não apresentou diferenças significativas.

Mesmo com a grande quantidade de resultados não significativos nas comparações realizadas entre as escalas espaciais, o presente estudo corrobora parcialmente a ideia de que pequenas distâncias ao redor do corpo aquático, como aquela utilizada no *buffer* estabelecido, influenciaram mais a distribuição de insetos aquáticos, devido sua capacidade de predição de variáveis físico-químicas da água na bacia dos Rio dos Bois. Assim, o presente estudo aponta que o uso de protocolos de avaliação rápida, tais como o IIA, podem ser utilizados em programas de monitoramento de ambientes aquáticos, por contribuírem com o entendimento dos processos biológicos e estarem associados aos demais atributos ambientais.

CAPÍTULO 2 - PADRÕES NA ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE INSETOS AQUÁTICOS DA BACIA DO RIO DOS BOIS, ESTADO DE GOIÁS, BRASIL.

INTRODUÇÃO

Um dos principais objetivos da ecologia de comunidades é explicar os padrões de distribuição, abundância e interação das espécies (LOGUE *et al.*, 2011). Apesar destes padrões ocorrerem em diferentes escalas espaciais, sugerindo que diferentes princípios podem se aplicar a diferentes escalas (CHASE e LEIBOLD, 2002), a teoria de comunidades focou-se tradicionalmente em apenas uma escala (local) para compreender como as interações entre as espécies e condições ambientais locais influenciam a dinâmica e a estrutura das comunidades, assumindo que elas são fechadas e isoladas (BROW *et al.*, 2011).

Posteriormente, gerações de ecólogos reconheceram a importância de processos ecológicos ocorrendo em escala regional, embora a introdução destas ideias na teoria ecológica tenha sido lenta (RICKLEFS, 2008). Por exemplo, interações entre espécies podem ocorrer em uma rede de comunidades onde elas afetam probabilidades de colonização e extinção em uma escala maior do que aquelas tipicamente definidas pelas equações de dinâmicas populacionais (MONQUET e LOREAU, 2003).

Desta forma, a ecologia de comunidades tem experimentado uma mudança de foco, especialmente na última década (CHASE e BENGTTSSON 2010), por se interessar por múltiplas escalas e se esforçar para incluir processos regionais/geográficos nas explicações para a estrutura e funcionamento das comunidades (HOLYOAK *et al.*, 2005). A síntese dessas ideias foram formalizadas no conceito de metacomunidade. Este conceito é definido como um conjunto de comunidades locais que são ligadas pela dispersão de espécies que interagem entre si (WILSON, 1992). Desta forma, reconhece-se duas categorias de forças que podem afetar a estrutura de comunidades: a local e a regional.

Processos locais incluem as interações entre as espécies e condições ambientais locais. Para esta escala, existe uma vasta literatura sobre interações bióticas, incluindo os modelos convencionais de Lotka-Volterra, bem como suas derivações que levam em conta interações não lineares e estruturas tróficas (HOLT, 1977; KUNO, 1987; HOLT *et al.* 1994; ABRAMS e WALTERS, 1996; BOLKER *et al.*, 2003), além de flutuações abióticas e heterogeneidade de habitat (ver metanálise elaborada por FIELD *et al.*, 2009),

Processos regionais estão relacionados primariamente à dispersão de organismos entre as comunidades locais (URBAN, 2004), podendo ocorrer com taxas variáveis. Quando as taxas de dispersão são baixas, os efeitos primários envolvem eventos de colonização que podem regular a comunidade local. Se as taxas são altas, pode-se investigar os papéis do efeito de massa e efeito resgate (para detalhes destes dois fenômenos, indica-se os trabalhos de (SHMIDA e WILSON, 1985; BROWN e KODRIC-BROWN, 1977).

Leibold *et al.* (2004) distinguem quatro paradigmas dentro do contexto de metacomunidades: modelo neutro, *species sorting*, dinâmica de manchas e efeito de massa. Estes modelos diferenciam-se na suposição da dispersão ser alta o suficiente para alterar as abundâncias das populações locais e se as condições ambientais dos fragmentos são homogêneas (HOLYOAK *et al.*, 2005).

No paradigma da teoria neutra proposto por Hubbel (2001), é usada a mesma estrutura matemática da teoria neutra da genética de populações, que postula que eventos aleatórios afetam a frequência de alelos em uma população. Assim, analogamente, a abundância das espécies de uma comunidade poderia também seguir um padrão puramente probabilístico (CASSEMIRO e PADIAL, 2008).

O modelo neutro é baseado em dois pressupostos (MAURER e MCGILL 2004). O primeiro é que todos os organismos de todas as espécies têm propriedades ecológicas idênticas, tais como habilidade de competição, movimentação e aptidão (HUBBEL, 2001). O segundo é que cada comunidade local em uma paisagem está saturada e que não há mudanças no número de indivíduos dentro da comunidade com o tempo (CASSEMIRO e PADIAL, 2008). Desta forma, a dinâmica da comunidade é ditada pela perda (emigração, extinção) e ganho (imigração e especiação) de indivíduos, com a dinâmica de qualquer espécie em particular ocorrendo aleatoriamente.

No paradigma da dinâmica de manchas, os habitats são considerados equivalentes, podendo ser ocupados pelos membros do *pool* de espécies regional. A composição da comunidade é o produto de extinções (estocásticas e determinísticas), contrabalanceadas por dispersão (LEIBOLD *et al.*, 2004).

De acordo com Chase *et al.* (2005), os distúrbios correspondem a um componente-chave para a teoria de metacomunidade, podendo exercer uma grande influência na estrutura

da comunidade, particularmente no paradigma da teoria neutra e dinâmica de manchas por ser a força responsável por eliminar espécies e organismos (BROWN *et al.*, 2011).

No paradigma de efeito de massa, variáveis ambientais locais e interações são potencialmente importantes, mas as altas taxas de dispersão podem sobrepujar os efeitos locais e permitir a permanência de espécies onde elas apresentem habilidades competitivas pouco eficientes ((LEIBOLD *et al.*, 2004).

Sob a perspectiva do *species sorting*, a comunidade varia sob gradientes ambientais. Assim, manchas são vistas como heterogêneas sob alguns aspectos e o resultado das interações entre as espécies depende de variáveis abióticas. Ela portanto, tem muito em comum com as teorias tradicionais de separação de nicho e coexistência, tal como as apresentadas por Hutchinson (1957).

Na verdade, os quatro modelos podem ser vistos como um *continuum* no qual a estrutura de metacomunidade é determinada, em um extremo, pela dispersão e outros processos espaciais (modelo neutro) e, no outro extremo, determinada pelas respostas aos fatores ambientais (LEIBOLD e MCPPEEK, 2006).

Sob a perspectiva da teoria neutra, as similaridades entre matrizes de abundâncias seriam negativamente correlacionadas com as similaridades das condições ecológicas locais. Teorias de separação de nichos predizem uma correlação positiva com a distância entre os pontos. Assim, as forças que governam as dinâmicas das comunidades podem ser testadas (THOMPSON e TOWNSEND, 2006).

Bacias hidrográficas constituem um bom sistema para estudar a variação na estrutura de comunidades em contexto de metacomunidade por algumas razões: geram um conjunto espacialmente restrito de condições ambientais, organismos que habitam córregos apresentam geralmente altos graus de dispersão entre localidades por vôo, natação ou deriva, e sua estrutura de comunidade geralmente oferece relações previsíveis com variáveis ambientais locais (HEINO e MIKRÄ, 2008).

Desta forma, o presente trabalho utilizou um conjunto de córregos da bacia do Rio dos Bois com o objetivo de quantificar a contribuição relativa da configuração espacial e variáveis ambientais locais na estrutura de comunidades de insetos aquáticos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Quarenta e dois córregos foram amostrados nos meses de maio, julho e setembro de 2012. Tais unidades amostrais foram escolhidas em virtude de gradientes de uso do solo e condições fisiográficas das áreas de drenagem as quais pertencem, além da facilidade e segurança de acesso à equipe de campo.

As variáveis ambientais locais foram amostradas com o auxílio de uma sonda multiparamétrica (HORIBA U-50) ou medidas diretamente em campo (profundidade, largura média do córrego e vazão) e são apresentadas na Tabela 2.1.

Para compor as variáveis ambientais locais também foi elaborado um índice de integridade ambiental baseado no protocolo de integridade de habitat de NESSIMIAN *et al.* (2008). Este protocolo de integridade ambiental contém 12 parâmetros que refletem as condições ambientais do córrego e do seu entorno: padrão do uso de solo além da zona ripária; largura da mata ciliar; estado de preservação da mata; composição da mata ciliar até 10 m do córrego; dispositivos que podem represar o curso de água; sedimentos dentro do canal; estrutura do barranco nas margens do corpo d' água; escavação sob esse barranco; aparência do substrato pedra (caso possua); aparência do leito córrego; disposição das áreas de corredeiras e remansos e presença de vegetação aquática.

Neste protocolo, cada parâmetro apresenta um valor, representando de forma categórica o local amostrado. O valor final do IIA, que varia de 0 a 1 (Eq. 2), é a média dos valores padronizados (p_i) de cada um dos doze parâmetros observados (a_0) em relação ao valor máximo que ele pode alcançar (a_m) (Eq 1), conforme demonstrado a seguir:

$$p_i = a_0 / a_m \quad (1)$$

$$IIA = \frac{\sum_{i=1}^n p_i}{n} \quad (2)$$

onde n = número de parâmetros ambientais

Em cada uma das 42 unidades amostrais a comunidade de insetos aquáticos foi amostrada com rede de mão de aproximadamente 20 cm de diâmetro e malha de 0,5 mm durante 30 minutos.

Tabela 2.1. Variáveis abióticas descritivas nos trechos de córregos amostrados na região hidrográfica do Rio dos Bois.

Variável	Descrição/Método
Morfologia do córrego	
Comprimento médio (m)	Média dos comprimentos de 5 transectos feitos no trecho de córrego
Profundidade média (m)	Média dos comprimentos de 5 transectos feitos no trecho de córrego
Vazão (m ³)	Método do flutuador
Físico-químicas	
Condutividade Elétrica (mS.s ⁻¹)	Sonda multiparamétrica HORIBA U-50
Totais de Sólidos Dissolvidos (mg/L)	Sonda multiparamétrica HORIBA U-50
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Sonda multiparamétrica HORIBA U-50
pH	Sonda multiparamétrica HORIBA U-50
Turbidez (UNT)	Sonda multiparamétrica HORIBA U-50

O material biológico foi conservado em álcool etílico a 80% para posterior triagem e identificação taxonômica em laboratório. Os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível, utilizando-se as chaves taxonômicas de Manzo (2005); Heckman (2006, 2008); Salles (2006); Calor (2007); Lecci (2007); Mariano (2007); Onofre *et al.* (2007); Calor e Froehlich (2008); Azevêdo e Hamada, (2008).

Para as análises estatísticas, foram gerados três conjuntos de matrizes: matrizes referentes ao conjunto de atributos biológicos (abundância), a matriz de dados ambientais e a matriz de distâncias entre os pontos, obtidas a partir de suas coordenadas geográficas. Matrizes distintas de dados biológicos foram elaboradas e utilizadas em análises separadas: (a) abundâncias de todos os táxons amostrados, (b) abundâncias do grupo de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), (c) abundância de táxons comuns e (d) táxons raros.

A separação destes dois últimos grupos deveu-se às suas diferenças em capacidades de dispersão, estratégias de história de vida e preferências ambientais (CORNWELL e ACKERLY, 2010), que podem refletir em suas respostas aos processos espaciais e ambientais. Como realizado no trabalho de SIQUEIRA *et al.* (2012), os táxons foram ranqueados em ordem decrescente de abundância relativa, sendo o quartil superior considerado como aquele de táxons abundantes e os demais quartis como táxons raros.

LEGENDRE e GALLAGHER (2001) argumentam que dados biológicos que apresentam elevado número de zeros, em função da ocorrência de táxons raros ou fortes gradientes ambientais, devem passar por alguma transformação matemática para preservar a distância euclidiana entre as unidades amostrais em análises de redundância. Por este motivo, foi realizada a transformação de Hellinger nas matrizes de dados biológicos.

Estas matrizes foram construídas para serem utilizadas em análises de redundâncias (RDA) parciais (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998). Este procedimento pode ser entendido como uma generalização da análise de regressão múltipla, que tem uma variável resposta e diferentes matrizes explanatórias. Para essas análises, as variáveis respostas correspondem à matriz de atributos biológicos dos insetos aquáticos e as variáveis explanatórias incluem os conjuntos de variáveis ambientais e de distância entre os pontos (LEGENDRE *et al.*, 2005).

Desta forma, a variação total foi decomposta em: (i) variação atribuída unicamente às variáveis ambientais; (ii) variação atribuída unicamente às variáveis espaciais; (iii) variação explicada pelo espaço e ambiente e (iv) variação residual, que consiste no total da variação não explicada por nenhuma das frações anteriores. O tratamento estatístico foi feito utilizando o software R, com a função `Varpart` do pacote VEGAN.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da RDA envolvendo toda a comunidade não apresentaram relações significativas com os preditores ambientais (Tabela 2.2). Desta forma, os resultados não corroboram a ideia de que a composição da comunidade de insetos aquáticos é influenciada por fatores ambientais locais, tais como encontramos em Heino (2005); Patrick e Swan (2011) e Grönroos e Heino (2012), o que por sua vez daria suporte ao modelo de metacomunidades baseado na teoria de nicho.

Resultados semelhantes foram encontrados quando a matriz biológica foi construída apenas com as abundâncias de EPT (Tabela 2.2). As variáveis ambientais explicaram 9,3% da variabilidade de toda a comunidade e 14,9% dos EPT. Semelhanças entre a quantidade da variação explicada em grupos de insetos também foram encontrados por Heino e Mikra (2008). No referido estudo, comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera e Diptera foram avaliadas separadamente e em todas elas não foram encontrados efeitos de processos espaciais.

Tabela 2.2. Resultados da análise de redundância parcial (RDA) da ocorrência (presença/ausência) da comunidade de insetos aquáticos na Bacia Hidrográfica do Rio dos Bois. A expressão “A/E” mostra o efeito atribuído unicamente às variáveis ambientais, “E/A” mostra o efeito que pode ser unicamente atribuído à variável espacial e “A+E” indica a variação conjunta explicada pelo espaço e ambiente e “Var. Resid.” indica a variação residual (parte da variação que não pode ser explicada por nenhuma das anteriores).

	Toda comunidade		EPT		Táxons comuns		Táxons raros	
	R ² Ajust.	P						
A/E	0,0928	0,1623	0,14959	0,1532	-0,10514	0,8323	0,13302	0,1627
A+E	-0,0011		-0,06519		0,09406		-0,06473	
E/A	0,0794	0,1616	0,06869	0,3307	0,04866	0,4197	0,01914	0,4622
Var. Resid.	0,8289		0,84691		0,96241		0,91258	

Assim como no observado no estudo de Magurran e Henderson (2003) esperava-se que táxons raros e comuns mostrassem diferentes respostas a processos ambientais, haja vista que diferem-se entre si em suas características funcionais. Entretanto, Siqueira *et al.* (2012), ao avaliar as respostas de táxons comuns e raros em diferentes bacias hidrográficas do Brasil, não sustentaram tal hipótese: o componente ambiental explicou a maior parte da variação tanto de táxons comuns quanto raros, o que também foi encontrado por Heino e Soininen (2010).

As distribuições dos táxons comuns e dos raros não apresentaram relações significativas com os preditores ambientais (Tabela 2.3). Embora este dado não possa estabelecer se existem diferenças de nichos entre os dois grupos, suas distribuições coletivas podem estar sendo dirigidas por fatores ambientais semelhantes ao nível de metacomunidade que não foram avaliados no trabalho, considerando que as influências de fatores ambientais podem depender de um contexto ambiental ou serem contingenciadas por um conjunto particular de preditores (LENNON *et al.*, 2011). Além disso, pode-se ter deixado de avaliar variáveis que afetam as espécies raras. Beisner *et al.* (2006) afirmam que esta é a explicação mais comum para a ausência de significância em estudos envolvendo metacomunidades.

Ao analisarmos o efeito atribuído somente ao componente espacial, as RDAs também não apresentaram relações significativas com a ocorrência de nenhum dos grupos de organismos estudados, não corroborando a Teoria Neutra. Desta forma, os efeitos puramente espaciais ou ambientais foram baixos e grande parte da variação na comunidade de insetos bentônicos permaneceu sem explicação. Tal resultado poderia ser relacionado à forma de construção da matriz de distâncias. Siqueira *et al.* (2012) argumentam que muitos organismos (tais como as formas imaturas dos insetos aquáticos) são incapazes de dispersar por via terrestre. Desta forma, as rotas de dispersão poderiam ser melhor representadas pelas distâncias fluviais (LANDEIRO *et al.*, 2011).

Entretanto, o uso de matrizes de distâncias baseadas em distância Euclidiana entre as unidades amostrais são consideradas apropriadas para organismos aquáticos com estágios adultos, que dispersam via terrestre (BILTON *et al.*, 2001). Além disso, alguns estudos recentes indicam que a partição de variância utilizando distâncias terrestres ou fluviais são equivalentes (VIEIRA, 2008; NABOUT *et al.*, 2009).

A variação conjunta explicada pelo espaço e pelo ambiente apresentou valor negativo quando as matrizes foram construídas com as abundâncias de toda a comunidade, dos EPT e dos táxons raros. PERES-NETO *et al.* (2006) argumentam que isso pode acontecer devido ao regressor ter baixa correlação (próxima a zero) com a variável resposta e, simultaneamente, correlação com outro regressor, o qual é por sua vez correlacionado com a variável resposta. Para todos os efeitos, valores negativos podem ser equiparados a valores de coeficientes igual a zero, ou seja, não explicam as variações da estrutura da comunidade.

De qualquer forma, os baixos valores desta fração da variância indicam que as variáveis ambientais que poderiam explicar variações entre as comunidades de insetos aquáticos das unidades amostrais não são espacialmente estruturadas. Estudos sobre a importância relativa de processos relacionados a teorias de nicho e neutra, na estruturação de invertebrados, aquáticos mostram que a heterogeneidade espacial e os processos relacionados de *species sorting* são comuns na maioria dos sistemas aquáticos (SIQUEIRA, 2012).

Thompson e Townsend (2006) encontraram o efeito conjunto de fatores ambientais e espaciais em macroinvertebrados, e, em metanálise realizada por Cottenie (2005), constatou-se que 48% da variação total das comunidades estudadas eram explicadas pela variação conjunta das variáveis espaciais e ambientais.

Heino e Mikrã (2008) argumentaram que a ausência de variáveis ambientais espacialmente estruturadas pode ocorrer pela capacidade dos insetos dispersarem-se facilmente entre os pontos de coleta dentro de uma mesma bacia hidrográfica e, portanto, a dispersão não limitaria a estrutura da comunidade. Entretanto, como é colocado por Bohonak e Jenkins (2003), informações sobre as taxas e distâncias de dispersão para a maioria das espécies ainda é incipiente, dificultando os estudos dos efeitos dessa variável.

Outra possibilidade colocada pelos referidos autores é que, a despeito da abrangência dos gradientes físicos em uma bacia hidrográfica, estudos de córregos de baixa ordem, como é o caso do presente trabalho, não incorporariam gradientes físico-químicos suficientemente fortes, tornando a relação comunidade-ambiente particularmente fraca.

No presente trabalho, provavelmente, o baixo valor encontrado desta fração da variância pode ser explicado pela escala utilizada. Mesmo considerando uma grande bacia hidrográfica, esta escala espacial pode não ter sido grande o suficiente para evidenciar gradientes nas variáveis ambientais locais que interferem nas comunidades de insetos aquáticos.

CONCLUSÕES

A partição de variância realizada para determinar as contribuições dos processos espaciais e variáveis ambientais na estruturação da comunidade de invertebrados bentônicos na Bacia do Rio dos Bois não apresentou valores estatisticamente significativos para corroborar nenhum dos dois conjuntos de preditores.

Embora não possamos excluir completamente a possibilidade que insetos bentônicos possam ser regulados por eventos aleatórios, resultando em comunidades aleatoriamente estruturadas, acredita-se que a continuação de novos estudos abrangendo mais variáveis, com escalas diferentes de gradientes ambientais poderão trazer maior poder explanatório.

Dada a importância de estudos sobre a estruturação de comunidades aquáticas, num contexto de metacomunidades, especialmente sua contribuição para pesquisa aplicada em sistemas fluviais, tais como restauração ambiental, biomonitoramento e o entendimento das influências locais e regionais do uso de solo, o presente trabalho é um precursor na elucidação de quais fatores ambientais e processos espaciais interferem no padrão de distribuição das comunidades de insetos bentônicos.

CAPÍTULO 3 - DESENVOLVIMENTO DE ÍNDICE MULTIMÉTRICO PARA AVALIAÇÃO DA CONDIÇÃO BIOLÓGICA DE CÓRREGOS DA BACIA DO RIO DOS BOIS, ESTADO DE GOIÁS, BRASIL.

INTRODUÇÃO

Tradicionalmente os ambientes aquáticos foram avaliados apenas a partir de parâmetros físico-químicos (SURIANO *et al.*, 2011). Somente a partir da década de 1970, alguns países, cientes da incompletude destes parâmetros em avaliar a qualidade de suas águas superficiais, começaram a defender políticas que incorporassem o estudo das condições ecológicas dos corpos aquáticos (OLIVEIRA *et al.*, 2011a).

Para tal fim, as avaliações passaram a utilizar então o biomonitoramento, termo que segundo Rosenberg e Resh (1993) pode ser definido como o uso sistemático de variáveis biológicas para avaliar mudanças no ambiente, geralmente causadas por ações antrópicas. Um dos primeiros passos para o biomonitoramento é a escolha do bioindicador mais apropriado, cuja presença, abundância e/ou comportamento reflita o fator estressante na biota (BONADA *et al.*, 2006). Dentre os grupos de organismos selecionados para biomonitoramento, o uso de insetos aquáticos apresenta longa data, sendo os primeiros trabalhos elaborados no início do século XX (BONADA *et al.*, 2006).

Tal fato se justifica por suas características, tais como a ocorrência de organismos relativamente sésseis, ao seu ciclo de vida relativamente longo, com estágios de vida que respondem rapidamente a uma alteração ambiental, além do fato de sua coleta ser relativamente fácil e necessitar de poucas pessoas, apresentando assim um baixo custo financeiro (BARBOUR *et al.*, 1999).

Ao longo do tempo, foram criadas uma infinidade de técnicas de biomonitoramento que utilizam invertebrados aquáticos. Os chamados Índices Bióticos (IB) consistem em atribuir valores ("scores") subjetivos de tolerância a impactos para cada táxon. A soma dos scores dos táxons encontrados em um ambiente aquático determina então a qualidade da água. Quanto maior o valor do somatório, melhor é a qualidade do ambiente aquático. De sua criação até o final da década de 80, os índices bióticos se multiplicaram e predominaram como a principal ferramenta de monitoramento biológico (ROSENBERG e RESH, 1993).

Os IBs mais conhecidos e aplicados são o BMWP - Biological Monitoring Working Party Score System e o IBE - Index Biotic Extended (BAPTISTA, 2008). O primeiro foi criado em 1976, na Inglaterra, para avaliar primordialmente a poluição orgânica, e consiste na atribuição de valores de 0 a 10 para famílias de invertebrados aquáticos presentes em uma determinada área (HAWKES, 1998). Desde suas criações eles foram adaptados em alguns países, tais como Espanha (ALBA-TERCEDOR e SÁNCHEZ-ORTEGA, 1986), Tailândia (MUSTOW, 2002) e Brasil, mais especificamente nos estados de Minas Gerais (JUNQUEIRA *et al.*, 2000) e Goiás (MONTEIRO, *et al.*, 2008).

O IBE, criado na Itália em 1986, foi definido a partir da sensibilidade de determinados grupos taxonômicos e da riqueza das denominadas Unidades Taxonômicas Operacionais. Vários países europeus, com exceção da Alemanha e Holanda adotaram o IBE como método de referência (METCALFE, 1989). Na América do Sul, adaptações do índice foram feitas na Argentina (CAPÍTULO, TANGORRA e OCÓN, 2001) e no Brasil (MUGNAI *et al.*, 2008).

Outros dois tipos de biomonitoramento envolvendo invertebrados aquáticos são os Modelos de Previsão de Impacto (MPI) e Índices Multimétricos (MMI). Ambos têm em comum a incorporação do conceito de condições de referência: características de locais minimamente perturbados que são comparados com áreas consideradas impactadas (KARR e CHU, 2000)

Nos MPIs parte-se do pressuposto que é possível prever a fauna de invertebrados aquáticos esperada de ocorrer em determinado local, decorrente da ausência de impactos ambientais. Definidas as variáveis preditoras, procede-se as avaliações de qualidade de água propriamente ditas, comparando os táxons esperados pelo modelo preditivo e os táxons realmente encontrados, determinando assim se o local está ou não impactado (BAPTISTA, 2008).

No Reino Unido foi criado o mais famoso programa nacional de biomonitoramento baseado em MPI: o RIVPACS - River Invertebrate Prediction and Classification System. Desde sua criação na década de 1970, países como Austrália (AusRivas - Australian River Assessment Scheme (CLARKE, 1996), Canadá (Beast - Benthic Assessment of Sediment, (WRIGHT, 1995; SLOANE e NORRIS, 2003) e Estados Unidos (HAWKINS *et al.*, 2000) implantaram sistemas de biomonitoramento baseado no RIVPACS.

Por fim, os Índices Multimétricos (IMM) têm ganhado espaço nos programas de bimonitoramento (PONT, *et al.*, 2009). Tais índices são baseados na comparação de valores de métricas biológicas de locais de referência, definidos *a priori*, com aqueles considerados mais impactados (WHITTIER *et al.*, 2007). Baptista *et al.* (2006) argumentam que as métricas devem ser escolhidas com base na teoria ecológica, pois pressupõe-se que o comportamento da métrica frente ao impacto deva ser conhecido, isto é, a métrica deve aumentar ou diminuir e a sua resposta deve ser amparada em alguma função ecológica.

A vantagem do uso de IMM reside no fato dele considerar múltiplos impactos (desmatamento, pesticidas, lançamentos de efluentes, mudanças nas características hidromorfológicas do corpo aquático) e integrar uma miríade de métricas biológicas em um único valor que pode ser usado para avaliar a condição geral de uma localidade (STODDARD *et al.*, 2008).

O uso de índices multimétricos para avaliação de ecossistemas têm sido importante em muitos países desenvolvidos (OLIVEIRA *et al.*, 2011). A União Européia, por exemplo (EUROPEAN COMMISSION, 2000), adotou dois projetos de índices multimétricos baseados em invertebrados aquáticos: o AQEM - Integrated System for the Ecological Quality of Streams and Rivers (HERING *et al.*, 2004) e o STAR -Standardisation of River Classifications - (JOHNSON *et al.*, 2006).

No Brasil, estudos envolvendo a construção de índices multimétricos ainda são escassos, sendo os trabalhos de Baptista *et al.* (2006, 2011) Ferreira, Paiva e Callisto (2011), Oliveira *et al.* (2011) e Couceiro *et al.*, (2012) as principais referências para a região Sudeste do país e Amazonia Central. Entretanto, ainda não se tem registro deste tipo de estudo na região Centro -Oeste.

O estado de Goiás, único estado brasileiro totalmente inserido dentro do bioma Cerrado, vem enfrentando nas últimas décadas uma intensa expansão de suas fronteiras agrícolas (CUNHA *et al.*, 2007), ocasionando impactos sobre seus recursos hídricos. Desta forma, estudos que visem o biomonitoramento de ambientes aquáticos tornam-se importantes e necessários. Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo o desenvolvimento de um IMM para o Estado de Goiás, utilizando comunidades de macroinvertebrados aquáticos, a partir de dados coletados na Região Hidrográfica do Rio dos Bois à montante do Rio Turvo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Classificação de uso de solo

Quarenta e dois córregos foram amostrados nos meses de maio, julho e setembro de 2012. Destes, nove foram utilizados para validação do índice multimétrico, sendo seis classificados *a priori* como minimamente perturbados (locais de referência) e quatro considerados impactados.

A classificação baseou-se em condições ambientais e físico-químicas da água: Oxigênio Dissolvido maior que 6,0; pH entre 6 e 8; percentual de área urbanizada menor que 20% da drenagem a montante da bacia, percentual de área florestada maior que 25% da drenagem a montante da bacia e Índice de Integridade Ambiental (IIA) adaptado por NESSIMIAN *et al.* (2008) maior ou igual a 0,85. Para a condição de impactado, o desmatamento das área a montante da bacia de drenagem deveria ser maior que 75% e o IIA menor ou igual a 0,43. Os outros trinta córregos foram utilizados para testar a aplicabilidade do índice.

A definição dos diferentes tipos de uso dos solos, bem como a quantidade de desmatamento das áreas a montante de cada córrego amostrado foram geradas a partir de imagens do satélite Landsat, obtidas pelo INPE, e classificadas com o auxílio dos softwares ArcGis 9.3 e ENVI.

Amostragem das variáveis abióticas

As variáveis físico-químicas foram amostradas com o auxílio de uma sonda multiparamétrica (HORIBA U-50). Adicionalmente, algumas variáveis físicas tais como profundidade e largura média do córrego e vazão foram realizadas em campo (Tabela 3.1). Foi elaborada uma Análise de Componentes Principais (PCA) para avaliar se as variáveis abióticas mensuradas foram eficientes em separar os grupos de pontos de validação do IMM.

A construção do índice de integridade ambiental utilizado foi baseado no protocolo de integridade de habitat de NESSIMIAN *et al.* (2008). Este protocolo de integridade ambiental contém 12 parâmetros que refletem as condições ambientais do córrego e do seu

entorno: padrão do uso de solo além da zona ripária; largura da mata ciliar; estado de preservação da mata; composição da mata ciliar até 10 m do córrego; dispositivos que podem represar o curso de água; sedimentos dentro do canal; estrutura do barranco nas margens do corpo d' água; escavação sob esse barranco; aparência do substrato pedra (caso possua); aparência do leito córrego; disposição das áreas de corredeiras e remansos e presença de vegetação aquático. Neste protocolo, cada parâmetro apresenta um valor, representando de forma categórica o local amostrado. O valor final do IIA, que varia de 0 a 1 (Eq. 2), é a média dos valores padronizados (p_i) de cada um dos doze parâmetros observados (a_0) em relação ao valor máximo que ele pode alcançar (a_m) (Eq 1), conforme demonstrado a seguir:

$$p_i = a_0 / a_m \quad (1)$$

$$IIA = \frac{\sum_{i=1}^n P_i}{n} \quad (2)$$

onde n = número de parâmetros ambientais

Tabela 3.1. Variáveis abióticas descritivas nos trechos de córregos amostrados na região hidrográfica do Rio dos Bois.

Variável	Descrição/Método
Morfologia do córrego	
Comprimento médio (m)	Média dos comprimentos de 5 transectos feitos no trecho de córrego
Profundidade média (m)	Média dos comprimentos de 5 transectos feitos no trecho de córrego
Vazão (m ³)	Método do flutuador
Físico-químicas	
Condutividade Elétrica (mS.s ⁻¹)	Sonda multiparamétrica HORIBA U-50
Totais de Sólidos Dissolvidos (mg/L)	Sonda multiparamétrica HORIBA U-50
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Sonda multiparamétrica HORIBA U-50
pH	Sonda multiparamétrica HORIBA U-50
Turbidez (UNT)	Sonda multiparamétrica HORIBA U-50

Amostragem das variáveis bióticas

Nas 42 unidades amostrais a comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi amostrada com rede de mão de aproximadamente 30 cm de diâmetro e malha de 0,5 mm durante 30 minutos. As unidades amostrais foram escolhidas em virtude de gradientes de uso

de solo e condições fisiográficas das áreas de drenagem às quais pertencem, além da facilidade e segurança de acesso à equipe de campo.

O material biológico foi conservado em álcool etílico a 80% para posterior triagem e identificação taxonômica em laboratório. Os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível, utilizando-se as chaves taxonômicas de Manzo (2005); Heckman (2006, 2008); Salles (2006); Calor (2007); Lecci (2007); Mariano (2007); Onofre *et al.* (2007); Calor e Froehlich (2008); Azevêdo e Hamada, (2008).

Seleção das Métricas e Elaboração do Índice

Vinte e seis métricas relacionadas a riqueza, composição taxonômica, tolerância a impactos e funções ecológicas de macroinvertebrados aquáticos foram examinadas para se estabelecer o índice multimétrico (Tabela 3.2). Tais métricas foram selecionadas levando em consideração aspectos ecológicos das comunidades de invertebrados aquáticos e constam nos trabalhos mais recentes de construção de IMM realizados no Brasil (BAPTISTA *et al.*, 2011; FERREIRA, PAIVA e CALLISTO, 2011; OLIVEIRA *et al.*, 2011a; COUCEIRO *et al.*, 2012).

As métricas foram selecionadas em duas etapas. A primeira foi realizada a partir da avaliação do grau de sobreposição dos interquartis de cada métrica entre locais de referência e impactados, a partir de *Box plots*, de acordo com metodologia proposta por Barbour *et al.* (1999), e pode ser observado na Figura 3.1. De acordo com esta classificação, se não existe sobreposição entre os interquartis da métrica, atribui-se valor 3; se existe alguma sobreposição entre os interquartis, mas com suas medianas posicionadas fora desta sobreposição, atribui-se valor 2. O valor 1 é dado quando existe uma sobreposição maior, a ponto de incluir uma das medianas dentro do intervalo de sobreposição. Por fim, valor 0 é atribuído se existe sobreposição total entre interquartis (0a) ou ainda se ambas medianas estão dentro do intervalo de sobreposição (0b). A métrica é considerada sensível apenas se lhe é atribuída valor 3 e resultados confirmados por teste U de Mann-Whitney .

Na segunda etapa do processo de seleção foi realizada uma correlação de Spearman entre as métricas selecionadas na primeira etapa, com a função de evitar informação

redundante. Quando correlações com $r > 0,75$ ($p < 0,05$) ocorreram, uma das métricas redundantes foi excluída.

Tabela 3.2. Métricas escolhidas para compor o índice multimétrico da bacia do Rio dos Bois e suas respostas aos impactos (adaptado de BAPTISTA *et al.*, 2006). # = riqueza

<i>Métricas</i>	<i>Significado da métrica</i>	<i>Resposta Esperada</i>	
<i>Medidas de Composição</i>			
% EPT	Porcentagem de indivíduos pertencentes ao táxon, em relação ao total do número de indivíduos	Diminuir	Medidas de composição referem-se a contribuição relativa de cada grupo de bioindicador em relação a fauna total
% Ephemeroptera		Diminuir	
% Plecoptera		Diminuir	
% Trichoptera		Diminuir	
% Coleoptera		Diminuir	
% Odonata		Aumentar	
% Diptera		Aumentar	
% Chironomidae		Aumentar	
<i>Medidas de Riqueza</i>			
# Táxons	Número de indivíduos pertencentes ao referido táxon	Diminuir	Altas medidas de riqueza estão relacionadas a boa saúde ambiental, sugerindo que o nicho, disponibilidade de habitat e recursos são adequados para manter um grande número de táxons
# Famílias		Diminuir	
# Ephemeroptera		Diminuir	
# Plecoptera		Diminuir	
# Trichoptera		Diminuir	
# EPT		Diminuir	
# Coleoptera		Diminuir	
# Odonata	Diminuir		
H'	Índice de Diversidade de Shannon	Diminuir	
J'	Índice de Equitabilidade	Diminuir	
<i>Medidas Tróficas</i>			
% Coletores	Porcentagem de indivíduos em relação ao total de indivíduos coletados que aprensam categoria trófica predadora minante *	Variável	As medidas tróficas avaliadas podem refletir a abundância relativa de organismos representativos que adotam diferentes tipos de estratégias alimentares
% Filtradores		Diminuir	
% Fragmentadores		Diminuir	
% Predadores		Variável	
% Raspadores		Diminuir	
<i>Medidas de Tolerância</i>			
BMWP	Índices bióticos	Diminuir	Indicam o nível de sensibilidade de um táxon a um ou mais tipos de distúrbio
BMWP/ASPT		Diminuir	
Baetidae/Ephemeroptera		Aumentar	

* de acordo com (CUMMINS, MERRITT e ANDRADE, 2005)

Como as escalas das métricas envolvidas nos testes são distintas, foi realizada uma padronização, tal como proposto por Barbour *et al.*, 1999 (Figura 3.2). Para métricas que

diminuem com o aumento dos impactos e cujos valores estão acima do quartil inferior (25%) dos locais de referência, foi atribuído o score 5. Valores intermediários (localizados entre o quartil 25% e o mínimo dos locais de referência) foram pontuados com score 3. Valores abaixo do mínimo, são pontuados com score 1.

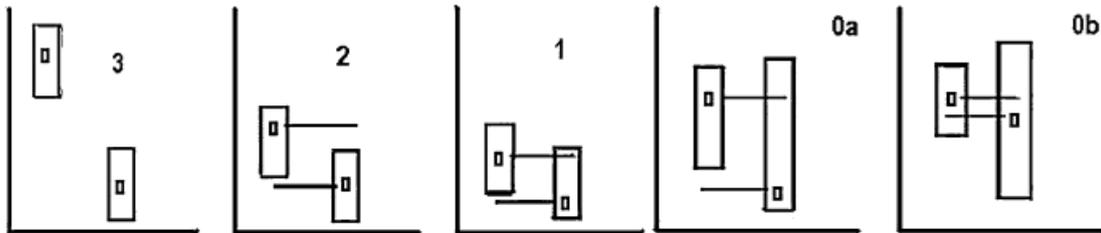


Figura 3.1. Avaliação da sensibilidade das métricas, de acordo com Barbour *et al.* (1999). Nos Box plots, os quadrados menores representam as medianas e os retângulos maiores representam os interquartis (25-75%).

A padronização das métricas cujos valores aumentam em resposta a distúrbios segue uma construção distinta: valores abaixo do quartil 75% dos locais de referência são pontuados com score 5; métricas posicionadas entre este quartil e o valor máximo do grupo de referência recebem score 3 e valores acima do máximo, score 1.

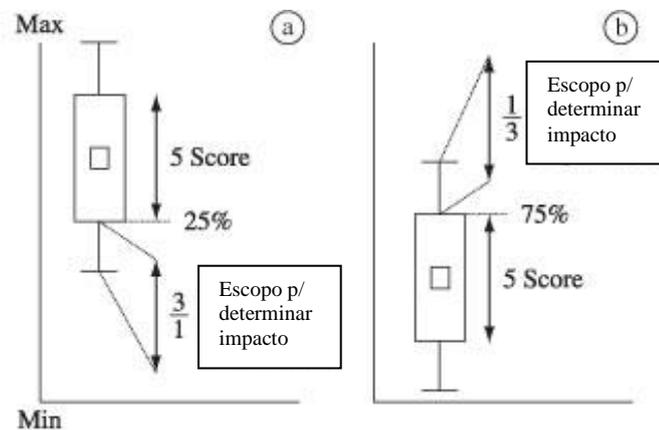


Figura 3.2. Critério para estabelecimento de valores das métricas para a detecção de efeitos antrópicos: a) métricas que reduzem os valores em resposta a impactos antrópicos b) métricas que aumentam seus valores em resposta a impactos antrópicos (retirado de FERREIRA, PAIVA e CALLISTO, 2011).

RESULTADOS E DISCUSSÃO.

De acordo com OLIVEIRA *et al.* (2011b) um fator crítico ao desenvolver índices multimétricos é a classificação *a priori* do distúrbio das unidades amostrais independentemente da avaliação da biota. Desta forma, os parâmetros utilizados para a validação do IMM (índice de integridade ambiental e variáveis físico químicas da água) foram eficientes em separar as unidades amostrais escolhidas como área de referência e áreas impactadas. Como pode ser observado na PCA (Figura 3.3a e 3.3b). Seus dois primeiros eixos explicaram 66,7% da variação dos dados, sendo as variáveis pH, condutividade elétrica (COND), totais de sólidos dissolvidos (TDS) e potencial de oxiredução (ORP) relacionadas ao primeiro eixo e o índice de integridade (IIA), largura (larg) e turbidez (Turb) relacionadas ao segundo (Tabela 3.3).

A utilização de características regionais, como a realizada neste estudo, reforçam a ideia de que os IMM's devem ser construídos em escala de bacia hidrográfica (KING e RICHARDSON, 2003), embora seja crescente a elaboração de trabalhos que envolvam elaboração de IMM's em escala espaciais maiores, dividindo a área em regiões mais homogêneas, tais como ecorregiões (STODDARD, *et al.*, 2008).

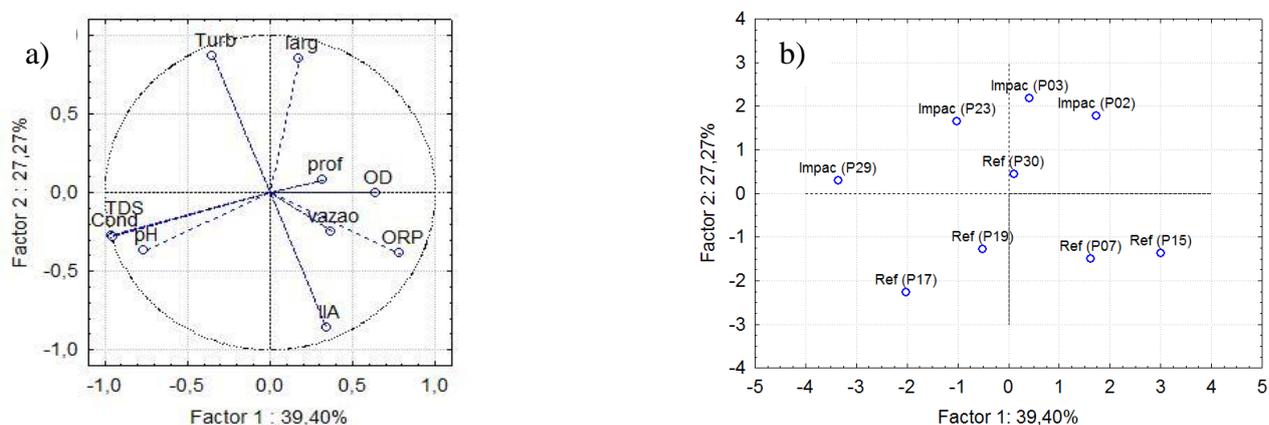


Figura 3.3. Scores obtidos pela análise de componentes principais (PCA) das variáveis ambientais (a) e das nove unidades amostrais utilizadas (b) para validar o IMM da bacia do Rio dos Bois. Ref = locais de referência, Impac = locais impactados.

Tabela 3.3. Correlações de Pearson entre as variáveis e os escores derivados dos dois primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA). Valores em negrito correspondem às maiores correlações em cada eixo.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
IIH	0,339521	-0,854302
pH	-0,762504	-0,370152
ORP	0,784026	-0,388378
Cond	-0,957519	-0,274552
Turb	-0,347132	0,870161
OD	0,639447	-0,002799
TDS	-0,954815	-0,281703
prof	0,320459	0,077299
larg	0,177122	0,854037
vazão	0,369331	-0,248403

Para avaliar se as métricas foram sensíveis, ou seja, se conseguiam separar locais de referência e impactados, foram utilizados *box plots* (Figura 3.4). Das 26 métricas utilizadas, apenas 4 foram satisfatórias para compor o índice multimétrico: % Plecoptera, riqueza de Ephemeroptera, riqueza de EPT e o índice BMWP/ASPT (Tabela 3.5). As métricas % Coletores e % Fragmentadores não apresentaram diferenças significativas no teste U de Mann-Whitney, e todas as demais métricas apresentaram sobreposição de interquartis entre locais de referência e locais impactados.

Os grupos funcionais tem sido sugeridos como uma maneira de avaliar as condições de córregos (CUMMINS, MERRITT e ANDRADE, 2005). Entretanto, nenhuma das métricas funcionais testadas no estudo foram validadas. Ao proceder a escolha de métricas para avaliação de córregos para a Mata Atlântica, Suriano *et al.* (2011) argumentou que mesmo a % de coletores apresentando relações significativas com variáveis preditoras de impactos, a interpretação deste dado deve ser feita com cautela em virtude da necessidade de uma classificação funcional mais adequada para a fauna de macroinvertebrados neotropicais.

A métrica % de fragmentadores também não foi representativa na composição do IMM proposto para o bacia do Rio das Velhas, em Minas Gerais (FERREIRA, PAIVA e CALLISTO, 2011). Embora tradicionalmente seja esperado que fragmentadores apresentem alta proporção em córregos de baixa ordem com vegetação ripária (VANNOTE *et al.*, 1980), estudos reportam que a abundância relativa deste grupo funcional pode variar em córregos

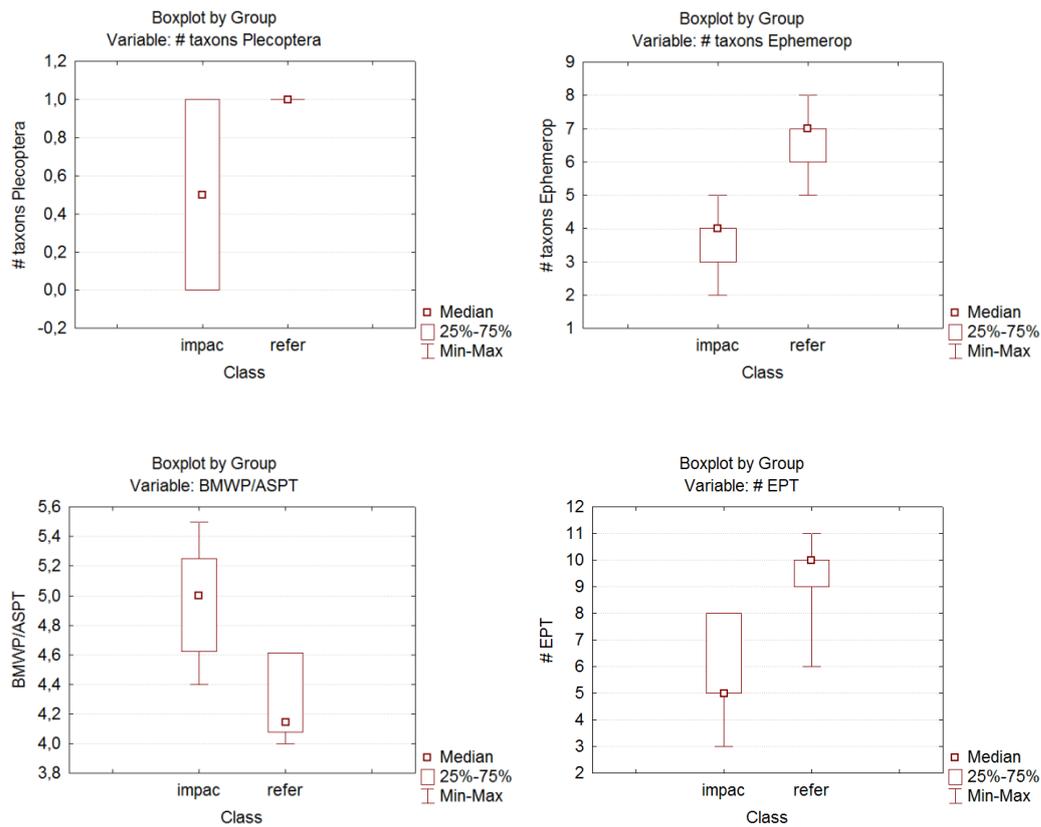


Figura 3.4. Box-Whisker plots das métricas selecionadas para diferenciar locais de referência (refer) e impactados (impac). Quadrados pequenos representam as medianas e retângulos maiores representam as amplitudes dos interquartis. Barras representam os mínimos e máximos.

tropicais e também em córregos de regiões geográficas distintas. Gonçalves *et al.* (2007) argumenta que, para córregos do cerrado do sudeste brasileiro, a baixa qualidade nutricional das folhas da vegetação ripária e concentrações elevadas de lignina conferem a elas características de impalatabilidade, reduzindo por conseguinte a proporção de fragmentadores.

Mesmo sendo representado por apenas um gênero neste estudo (*Anacroneturia*), a porcentagem de indivíduos da ordem Plecoptera foi uma métrica selecionada para compor o IMM do Rio dos Bois. Segundo Maxted *et al.* (2011) esta ordem é considerada altamente sensível em estudos de degradação ambiental. Entretanto, em trabalhos mais recentes de elaboração de IMM realizados no Brasil, tais como Baptista *et al.* (2011) e Couceiro *et al.*, (2012), tal métrica não se adequou aos critérios de seleção estabelecidos. Estudos em córregos na Mata Atlântica no Rio de Janeiro (BAPTISTA *et al.* 2007), demonstraram que *Anacroneturia* (Plecoptera) não foi um bom indicador de integridade ambiental.

Tabela 3.4 Validação das métricas para a composição do índice multimétrico. Nesta etapa são consideradas as métricas que apresentam *score* igual a 3 e que tenham diferenças significativas ($p < 0,05$) no teste U de Mann-Witney.

Métricas	Teste 1	U	Z	p	Validação
% EPT	3	4,00000	-1,46969	0,141646	
% Ephemeroptera	0b	5,00000	-1,22474	0,220672	
% Plecoptera	3	1,00000	-2,20454	0,027487	Validado
% Trichoptera	0a	9,00000	0,24495	0,806496	
% Coleoptera	0b	4,00000	-1,46969	0,141646	
% Odonata	3	3,00000	1,71464	0,086412	
% Diptera	0b	8,00000	-0,53666	0,591505	
% Chironomidae	0b	9,00000	0,33541	0,737316	
# Táxons	2	6,00000	-0,98806	0,323122	
# Família	0b	10,00000	0,00000	1,000000	
# Ephemerop	3	1,00000	-2,26181	0,023710	Validado
# Plecoptera	2	7,50000	-1,11803	0,263553	
# Trichoptera	0b	9,50000	0,12734	0,898669	
# EPT	3	2,00000	-1,98456	0,047195	Validado
# Coleoptera	0b	4,50000	-1,42009	0,155581	
# Odonata	2	5,00000	1,25109	0,210904	
% Coletores	3	0,00000	-2,45976	0,013904	
% Filtradores	0b	8,00000	0,48990	0,624206	
% Fragmentadores	3	5,00000	-1,22988	0,218743	
% Predadores	2	2,00000	1,99309	0,046252	
% Raspadores	0b	10,00000	0,00000	1,000000	
BMWP	0b	9,50000	0,12299	0,902117	
BMWP/ASPT	3	0,00000	2,44949	0,014306	Validado
Baetidae/Ephemerop	0b	9,00000	-0,24495	0,806496	
Shannon H'	2	4,00000	-1,46969	0,141646	
Shannon J'	1	5,50	-1,46670	0,142458	

As métricas riqueza de Ephemeroptera e riqueza de EPT são, assim como % Plecoptera, aqueles que diminuem com os impactos ambientais. Métricas envolvendo EPT são as mais utilizadas em estudos de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos (MEBANE, 2001) e, entre outros fatores revelam que Ephemeroptera e Plecoptera são sensíveis a mudanças de substrato e baixos valores de oxigênio dissolvido (GERHARDT *et al.*, 2004).

Hepp e Santos (2009) mostraram que o número de famílias EPT diminuíram com os impactos relacionados com concentrações de nutrientes, embora Egler (2002) tenha sugerido

que efemerópteros com hábitos raspadores possam ser mais abundantes em rios de bacias hidrográficas com intensa utilização de fertilizantes.

A correlação de Spearman realizada para averiguar a redundância (Tabela 3.5), mostrou que o par de métricas riqueza de Ephemeroptera e riqueza de EPT apresentaram forte correlação ($r = 0,94$; $p > 0,05$). Isso ocorre porque ambas baseiam-se em informação taxonômica bastante semelhante: indivíduos pertencente ao táxon Ephemeroptera representam 76% dos EPT. Em virtude disso, essa métrica foi retirada da análise. Stoddard (2008) recomenda evitar esse tipo de métricas porque, outra não redundante, pode contribuir mais com IMM final.

Tabela 3.5. Matriz de correlação de Spearman para a seleção de métricas a serem utilizadas no índice multimétrico da Região Hidrográfica do Rio dos Bois. Quando pares de métricas apresentam correlações maiores que 0,75 ($p < 0,05$) apenas uma delas deve ser incluída.

Métricas	% Plec	# Ephem	# EPT	BMWP /ASPT
% Plecoptera	1.00			
# Ephemerop	0,73	1.00		
# EPT*	0,71	0,92	1.00	
BMWP/ASPT	-0,49	-0,54	-0,40	1.00

* métrica não incluída no IMM por apresentar redundância com as outras métricas selecionadas.

Embora o índice BMWP não tenha sido uma métrica eleita para a compor do IMM, sua variante foi, posto que divide o *score* de cada ponto pelo número de táxons (Average Score per Taxa - ASPT). A ideia de se utilizar o ASPT baseia-se na fragilidade que o BMWP tem de ser influenciado pela riqueza. Assim, um ambiente aquático pode apresentar um score BMWP alto não por apresentar condições mais prístinas, mas sim por ter um grande número de táxons.

A utilização de índices bióticos como o BMWP é muito comum em programas de biomonitoramento (BAPTISTA *et al.*, 2007), por empregar dados qualitativos e em nível taxonômico de família, o que além de reduzir o tempo de análise é interessante em países cujos estudos da biota de macroinvertebrados ainda são insipientes (MUSTOW, 2002).

A classificação taxonômica foi um fator de restrição de organismos analisados neste trabalho, optando-se por utilizar somente organismos pertencentes a classe Insecta. Lenat e

Resh (2001) argumentam que a detecção de impactos em locais com perturbações antrópicas de menor densidade deve exigir uma identificação mais detalhada, de gêneros ou até mesmo espécie.

Em outros trabalhos envolvendo macroinvertebrados bentônicos, tem-se a indicação que classificações em nível de família são suficientes (ARSCOTT *et al.*, 2006; CHESSMAN *et al.*, 2007). Em grupos como Oligochaeta, Gastropoda e Bivalvia, tais resoluções taxonômicas não foram possíveis e, portanto, retirados das análises.

A partir da validação das métricas nos nove pontos selecionados, procedeu-se à classificação das outras trinta duas unidades amostrais. Como ocorreu a seleção de três métricas (Tabela 3.6), a soma de seus *scores* pode variar de 3 a 15. Dentro dessa amplitude, foram definidas três classificações de impactos para o ambiente aquático: "muito impactado" se a soma dos scores variasse de 3 a 7; "impacto intermediário" se a soma variasse de 8 a 11 e "minimamente impactado" se a soma variasse de 12 a 15.

Desta forma, das trinta e duas unidades amostrais avaliadas, 13 (41%) foram classificadas como muito impactadas, quinze (46%) apresentaram impactos intermediários e quatro (13%) foram classificados como minimamente impactados (Figura 3.5).

Tabela 3.6. *Scores* calculados para as métricas utilizadas para compor o índice multimétrico da Região Hidrográfica do Rio dos Bois.

Métrica	Estatística					Score		
	MIN	25%	50%	75%	MAX	5	3	1
% Plecoptera	3,7	13,0	17,0	21,1	24,7	≥ 13	12,9 - 3,7	≤ 3,7
# Ephemeroptera	5	5	7	8	8	≥ 6	5	≤ 4
BMWP/ASPT	4,000	4,077	4,143	4,611	4,615	≥ 4,077	4,076 - 4,001	≤ 4,000

Linke *et al.* (1999) argumentam que variações temporais das métricas podem levar a conclusões errôneas sobre as condições biológicas dos ecossistemas aquáticos. Tais variações podem modificar variáveis temporais como temperatura, disponibilidade de matéria orgânica e outros fatores que influenciam a fauna de macroinvertebrados bentônicos (ROY *et al.*, 2003)

No presente estudo, não foi possível estabelecer uma comparação sazonal entre os pontos de coleta. Tal fato não diminui a robustez do IMM proposto, pois trabalhos desenvolvidos recentemente indicam que as condições biológicas de córregos podem ser avaliadas em apenas uma estação (OLIVEIRA *et al.*, 2011). Pinto *et al* (2006), por exemplo, recomendam que coletas de trabalhos de biomonitoramento, utilizando peixes, sejam realizadas no período de seca. Além disso, métricas envolvendo macroinvertebrados bentônicos baseadas em abundância, riqueza e relações tróficas permaneceram estáveis durante o ano, a despeito das mudanças taxonômicas em córregos da região da Serra do Mar (BAPTISTA *et al.*, 2007).

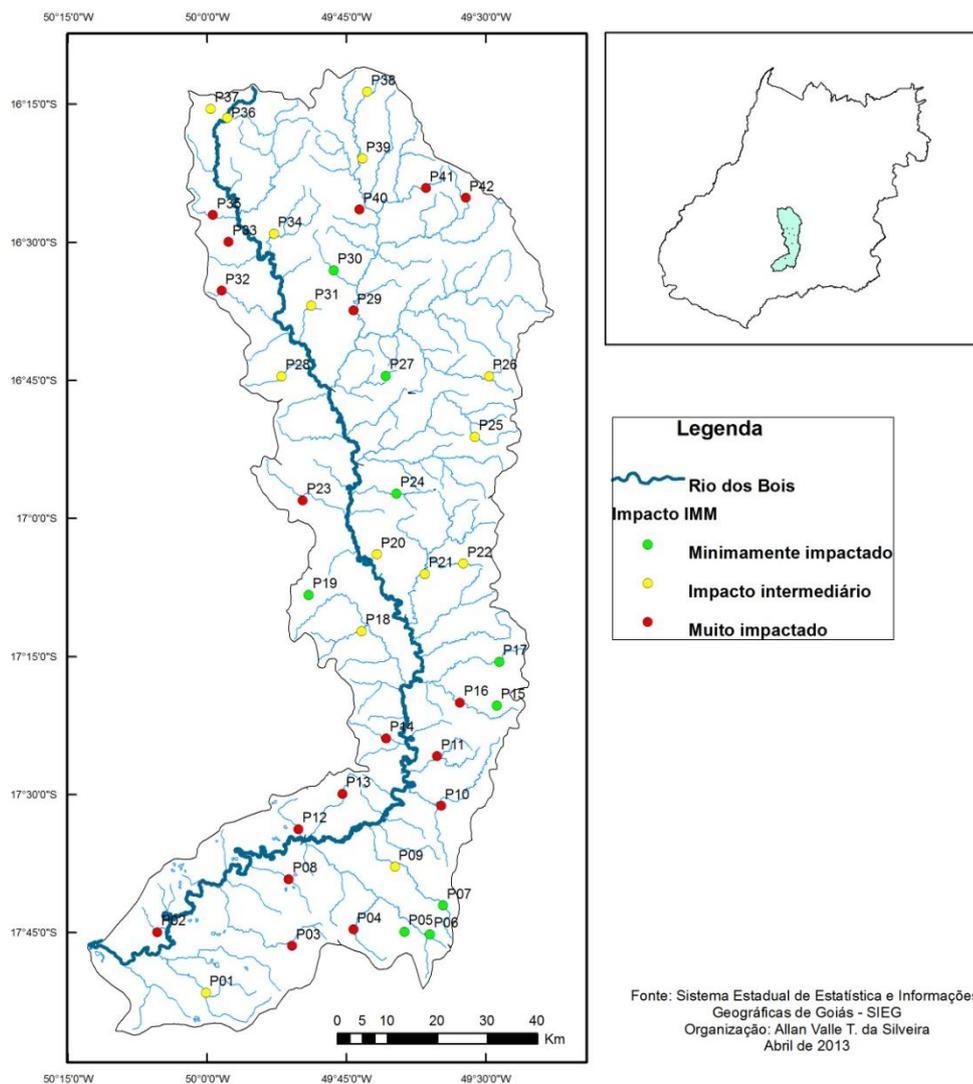


Figura 3.5. Classificação dos córregos amostrados na bacia do Rio dos Bois, de acordo com o índice multimétrico proposto.

CONCLUSÕES

As variáveis ambientais utilizadas para a classificação *a priori* de áreas minimamente perturbadas (locais de referência) e impactadas, passo inicial para a construção de IMM, foram eficientes de acordo com a Análise de Componentes Principais (PCA), uma vez que separou estes dois grupos.

Das vinte e seis métricas selecionadas a partir de trabalhos mais recentes de construção de índices multimétricos no Brasil, apenas três foram validadas para o IMM da bacia do Rio dos Bois. Os resultados obtidos neste trabalho indicam que o conjunto de métricas selecionadas para a composição IMM foi robusto para avaliar as condições biológicas dos córregos da Bacia do Rio dos Bois,.

Com base neste índice, das 32 localidades avaliadas, 41% (13) foram classificadas como muito impactadas, 46% (15) apresentaram impactos intermediários e 13% (4) foram considerados minimamente impactadas, refletindo, desta forma, os impactos antrópicos, especialmente os relacionados à atividade agropecuária, que a bacia do Rio dos Bois vem sofrendo.

O desenvolvimento de ferramentas de avaliação biológica é crucial para criação e implementação de programas de biomonitoramento das águas superficiais no Brasil. Embora recomendada pela resolução 357/2005 do CONAMA, a utilização de invertebrados aquáticos para tal fim ainda é insipiente no país. Acredita-se que a proposta de IMM apresentada neste trabalho seja um protocolo eficiente de biomonitoramento e possa contribuir para futuros estudos de monitoramento e conservação de recursos hídricos no estado de Goiás através de sua biodiversidade.

CONCLUSÕES GERAIS

As relações entre as variáveis do IIA com a porcentagem de cobertura vegetal local não foram significativas na maioria das vezes, com exceção da variável integridade de vegetação ripária. Entretanto, as porcentagens dos diferentes tipos de usos do solo correlacionaram-se, em ambas escalas espaciais, com as variáveis físico-químicas da água, com o predomínio das associações ocorrendo ao nível do *buffer*. Também houve várias correlações positivas entre o IIA e as métricas que estimam a diversidade biológica da entomofauna bentônica.

As análises de variância realizadas nas duas escalas espaciais também não detectaram diferenças significativas dos diferentes tipos de usos do solo com relação às métricas biológicas e as variáveis físico químicas avaliadas, com exceção da porcentagem de filtradores (na escala de bacia) e da porcentagem de oxigênio dissolvido (na escala do *buffer*). A comparação dos usos do solo utilizando composição da comunidade, por meio da ANOSIM, também não apresentou diferenças significativas.

Mesmo com a grande quantidade de resultados não significativos nas comparações realizadas entre as escalas espaciais, o presente estudo corrobora parcialmente a ideia de que pequenas distâncias ao redor do corpo aquático, como aquela utilizada no *buffer* estabelecido, influenciam mais a distribuição de insetos aquáticos, devido a sua capacidade de predição de variáveis físico-químicas da água na bacia dos Rio dos Bois. Assim, o presente estudo aponta que o uso de protocolos de avaliação rápida, tais como o IIA, podem ser utilizados em programas de monitoramento de ambientes aquáticos, por contribuírem com o entendimento dos processos biológicos e estarem associados aos demais atributos ambientais.

A partição de variância realizada para determinar as contribuições dos processos espaciais e variáveis ambientais na estruturação da comunidade de invertebrados bentônicos na Bacia do Rio dos Bois não apresentou valores estatisticamente significativos para corroborar nenhum dos dois conjuntos de preditores.

Embora não possamos excluir completamente a possibilidade que invertebrados bentônicos possam ser regulados por eventos aleatórios, resultando em comunidades aleatoriamente estruturadas, acredita-se que a continuação de novos estudos abrangendo mais

variáveis, com escalas diferentes de gradientes ambientais poderão trazer maior poder explanatório.

Dada a importância de estudos sobre a estruturação de comunidades aquáticas, num contexto de metacomunidades, especialmente sua contribuição para pesquisa aplicada em sistemas fluviais, tais como restauração ambiental, biomonitoramento e o entendimento das influências locais e regionais do uso do solo, o presente trabalho pode ser um precursor na elucidação de quais fatores ambientais e processos espaciais interferem no padrão de distribuição das comunidades de insetos bentônicos.

As variáveis ambientais utilizadas para a classificação *a priori* de áreas minimamente perturbadas (locais de referência) e impactadas, passo inicial para a construção de IMM, foram eficientes de acordo com a Análise de Componentes Principais (PCA), uma vez que separou estes dois grupos.

Das vinte e seis métricas selecionadas a partir de trabalhos mais recentes de construção de índices multimétricos no Brasil, apenas três foram validadas para o IMM da bacia do Rio dos Bois. Os resultados obtidos neste trabalho indicam que o conjunto de métricas selecionadas para a composição IMM foi robusta para avaliar as condições biológicas dos córregos da Bacia do Rio dos Bois.

Baseada neste índice, das 32 localidades avaliadas, 41% (13) foram classificadas como muito impactadas, 46% (15) apresentaram impactos intermediários e 13% (4) foram consideradas minimamente impactadas, refletindo desta forma os impactos antrópicos, especialmente os relacionados a atividade agropecuária, que a bacia do Rio dos Bois vem sofrendo.

O desenvolvimento de ferramentas de avaliação biológica é crucial para criação e implementação de programas de biomonitoramento das águas superficiais no Brasil. Embora recomendada pela resolução 357/2005 do CONAMA, a utilização de invertebrados aquáticos para tal fim ainda são insipientes no país. Acredita-se que a proposta de IMM apresentada neste trabalho seja um protocolo eficiente de biomonitoramento e possa contribuir para futuros estudos de monitoramento e conservação de recursos hídricos no estado de Goiás através de sua biodiversidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAMS, P. A.; WALTERS, C. J. Invulnerable prey and the paradox of enrichment. **Ecology**, v. 77, p. 1125-1133, 1996.

ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). **Limnetica**, v. 4, p. 51-56, 1986.

ALLAN, J. D. Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. **Limnetica**, v. 23, n. 3-4, p. 187-198, 2004.

ARSCOTT, D. B.; JACKSON, J. K.; KRATZER, E. B. Role of rarity and taxonomic resolution in a regional and spatial analysis of stream macroinvertebrates. **American Benthological Society**, v. 25, p. 977-997, 2006.

AZEVÊDO, C. A. S. e HAMADA, N. **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Megaloptera.** Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/guia_Megaloptera.pdf>. Acesso em: 5 maio. 2012.

BADOSA, A.; BOIX, D.; BRUCET, S. et al. Zooplankton taxonomic and size diversity in Mediterranean coastal lagoons (NE Iberian Peninsula): influence of hydrology, nutrient composition, food resource availability and predation. **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, v. 71, p. 335-346, 2007.

BAPTISTA, D. F. Biomonitoramento em Ecossistemas Aquáticos. **Oecologia Brasiliensis.**, v. 12, n. 3, p. 425-441, 2008.

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; EGLER, M. et al. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, n. 1, p. 83-94, 2007.

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; DIAS, L. G.; NESSIMIAN, J. L. et al. Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs: Ultrastructure of mouthparts. **Internatinal Journal of Limnology**, v. 42, n. 2, p.87-96, 2006

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; EGLER, M. *et al.* Multimetric index for assessing ecological condition of running waters in the upper reaches of the Piabanha-Paquequer-Preto Basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, v. 28, n. 5, p. 619-628, 2011.

BARBOUR, M.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D. *et al.* **Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers : Environmental Protection**. Washington, D.C, 1999.

BEISNER, B. E. *et al.* The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. **Ecology** v. 87, p. 2985-2991, 2006.

BILTON, D. T. *et al.* Dispersal in freshwater invertebrates. **Annual Review of Ecology and Systematics** v. 32, p. 159-181, 2001.

BIS, B.; ZDANOWICZ, A.; ZALEWSKI, M. Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a Lowland River. **Hydrobiology**, v. 422, p. 369-387, 2000.

BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. **Oecologia Brasiliensis**, v. 5, p. 175-189, 1998.

BOHONAK , A. J.; JENKINS , D. G. Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates . **Ecology Letters**, v. 6 , p. 783-796, 2003.

BOLKER, B.; HOLYOAK, M.; KRIVAN, V.; ROWE, L.; SCHMITZ, O. Connecting theoretical and empirical studies of trait- mediated interactions. **Ecology**, v. 84, p. 1101-1114, 2003.

BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H. *et al.* Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual review of entomology**, v. 51, p. 495-523, 2006.

BROWN, B. L. *et al.* Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 30, n. 1, p. 310-327, 2011.

BROWN, J. H.; KODRIC-BROWN, A. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. **Ecology**, v. 58, p. 445-449, 1977.

BURCHER, C. L.; VALETT, H.M.; BENFIELD, E. F. The land-cover cascade: relationships coupling land and water. **Ecology**, v. 88, p. 228-242, 2007.

CALOR, A. R. 2007. Trichoptera. In: Guia *on-line*: **Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. Acessado em maio de 2012.

CALOR, A. R. e FROEHLICH, C. G. Description of the immature stages of *Notalina morsei* Holzenthal, 1986 (Trichoptera: Leptoceridae) and an updated key of Neotropical Leptoceridae genera. **Zootaxa**, v. 54, p. 45-54, 2008.

CALOR, A. R. **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Trichoptera**. 2007 Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/guia_Trichoptera.pdf>. Acesso em: maio de 2012.

CAPÍTULO, A. R.; TANGORRA, M.; OCÓN, C. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. **Aquatic Ecology**, v. 35, p. 109-119, 2001.

CASSEMIRO, F. A. S.; PADIAL, A. A. Teoria neutra da biodiversidade e biogeografia: aspectos teóricos , impactos na literatura e perspectivas. **Oecologia Brasiliensis.**, v. 12, n. 4, p. 706-719, 2008.

CHASE, J. M. e BENTGTSSON, J. Increasing spatio-temporal scales: metacommunity ecology. In: VERHOEF, H. A. e MORIN, P. J. (eds), *Community ecology: processes, models and applications*. Oxford: Oxford Univ. Press, p. 57-68, 2010.

CHASE, J. M.; AMARASEKARE, P.; COTTENIE, K. et al. Competing theories for competitive metacommunities. - In: Holyoak, M. et al. (eds), **Metacommunities. Spatial dynamics and ecological communities**. Chicago: Univ. of Chicago Press, p. 335 -354, 2005.

CHASE, J. M.; LEIBOLD, M. A. Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. **Nature**, v. 416, p. 427-430, 2002.

CHESSMAN, B.; WILLIAMS, S.; BESLEY, C. Bioassessment of streams with macroinvertebrates: effect of sampled habitat and taxonomic resolution. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 23, n.3, p.546-565, 2007.

CLARKE, R.; FURSE, M. Derivation of a biological quality index for river sites: comparison of the observed with the expected fauna. **Journal of Applied Statistics**, v. 23, n. 2-3, p. 311-332, 1996.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs - high diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state. **Science**, v. 199, p. 1302-1310, 1978.

CORNWELL, W. K. e ACKERLY, D. D. A link between plant traits and abundance: evidence from coastal California woody plants. **Journal of Ecology**. v. 98, p. 814-821, 2010.

COTTENIE, K. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. **Ecology letters**, v. 8, n. 11, p. 1175-82, 2005.

COUCEIRO, S. R. M., HAMADA, N.; FORSBERG, B. R. *et al.* A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 118-125, 2012.

CUMMINS, K. W. Macroinvertebrates *in*: WHITTON, B.A. **River Ecology**. Boston :Blackwell Scientific Publications, p.170-198, 1975.

CUMMINS, K. W.; MERRIT, R. W. e ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.

CUNHA, H. F.; FERREIRA, A. A. e BRANDÃO, D. Composição e fragmentação do Cerrado em Goiás usando Sistema de Informação Geográfica (SIG). **Boletim Goiano de Geografia**, v. 2, p. 139-152, 2007.

DOLÉDEC, S.; PHILLIPS, N. e TOWNSEND, C. Invertebrate community responses to land use at a broad spatial scale: trait and taxonomic measures compared in New Zealand rivers. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 8, p. 1670-1688, 2011.

EGLER, M. Utilizando a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação da Degradação de Ecossistemas de Rios em Áreas Agrícolas. 2002. Tese (doutorado). Escola Nacional de Saúde Pública - Fundação Osvaldo Cruz. Rio de Janeiro, 2002. 166p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Editora Interciência: Rio de Janeiro, 2011. 575p.

EUROPEAN COMMISSION. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council - Establishing a framework for Community action in the field of water policy. Brussels, Belgium, 2000.

FERREIRA, W. R.; PAIVA, L. T.; CALLISTO, M. Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. **Brazilian journal of biology**, v. 71, n. 1, p. 15-25, 2011.

FIELD, R.; HAWKINS, B.A.; CORNELL, H. V., et al. Spatial species richness gradients across scales: a meta-analysis. **Journal of Biogeography**, v. 36, p.132-147, 2009.

FILOSO, S.; MARTINELLI, L. A.; HOWARTH, R. W.; BOYER, E. W. e DENTENER, F. Human activities changing the nitrogen cycle in Brazil. **Biogeochemistry**, v. 79, p. 61-89, 2006.

GALLARDO, B.; GASCÓN, S.; CABEZAS, A.; GONZÁLEZ-SANCHÍS, M.; GARCÍA, M.; COMÍN, F. A. Relationship between macroinvertebrate traits and environmental gradients in a large regulated floodplain. **Fundamental and Applied Limnology**. v. 173, p. 281-292, 2009.

GALLARDO, B.; GASCÓN, S.; QUINTANA, X.; COMÍN, F. A. How to choose a biodiversity indicator. Redundancy and complementarity of biodiversity metrics in a freshwater ecosystem. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1177-1184, 2011.

GASTON, K. J.; JACKSON, S. F.; NAGY, A.; CANTU-SALAZAR, L.; JOHNSON, M. Protected areas in Europe: principle and practice. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, p. 97-119, 2008.

GERHARDT, A.; JANSSENS DE BISTHOVEN, L.; SOARES, A. M. V. M. Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioural toxicity bioassay. **Environmental pollution**, v. 130, n. 2, p. 263-74, 2004.

GOMI, T.; SIDLE, R. C.; RICHARDSON, J. S. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. **Bioscience**, v. 52, p. 905-916, 2002.

GONÇALVES, J. F.; GRAÇA, M. A. S.; CALLISTO, M. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 8, p. 1440-1451, 2007.

GRÖNROOS, M.; HEINO, J. Species richness at the guild level: effects of species pool and local environmental conditions on stream macroinvertebrate communities. **The Journal of animal ecology**, v. 81, n. 3, p. 679-91, 2012.

GÜCKER, B.; BOËCHAT, I. G. e GIANI, A. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 10, p. 2069-2085, 2009.

HARDING, J. S.; BENFIELD, E. F.; BOLSTAD, P. V.; HELFMAN, G. S.; JONES, E. B. Stream biodiversity: the ghost of land use past. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 95, n. 25, p. 14843-14847, 1998.

HAWKES, H. A. Origin and development of the biological monitoring working party score system. **Water Research**, v. 32, n. 3, p. 964-968, 1998.

HAWKINS, C. P.; NORRIS, R. H.; GERRITSEN, J. *et al.* Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. **Ecological applications**, v. 10, n. 5, p. 1456-1477, 2000.

HECKMAN, C. W. **Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata - Anisoptera**. Washington: Springer, 2006. p. 725

HECKMAN, C. W. **Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata - Zygoptera**. Washington: Springer, 2008. p. 694

HEINO, J. Metacommunity patterns of highly diverse stream midges: gradients, checkerboards, and nestedness, or is there only randomness? **Ecological Entomology**, v. 30, p. 590-599, 2005.

HEINO, J.; MYKRA, H. Control of stream insect assemblages: roles of spatial configuration and local environmental factors. **Ecological Entomology**, v. 33, p. 614-622, 2008.

HEINO, J.; SOININEN, J. Are common species sufficient in describing turnover in aquatic metacommunities along environmental and spatial gradients? **Limnological Oceanography**, v. 55, p. 2397-2402, 2010.

HEINO, J.; ILMONEN, J.; KOTANEN, J. Surveying biodiversity in protected and managed areas: Algae, macrophytes and macroinvertebrates in boreal forest streams **Ecological Indicators**, v. 9, p. 1179-1187, 2009.

HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. In Zakrzeviski, S. B. (Ed.) **Conservação e uso sustentável da água: Múltiplos olhares**, p. 75-86, Erechim: Edifapes, 2007.

HEPP, L. U.; SANTOS, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 157, n. 1-4, p. 305-318, 2009.

HERING, D.; MOOG, O.; SANDIN, L. *et al.* Overview and application of the AQEM assessment system. **Hydrobiologia**, v. 516, p. 1-20, 2004.

HOLT, R. D. Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. **Theoretical Population Biology**, v. 12, p. 237-266, 1977.

HOLT, R.D.; GROVER, J.; TILMAN, D. Simple rules for interspecific dominance in systems with exploitative and apparent competition. **American Naturalist.**, v. 144, p. 741-771, 1994.

HOLYOAK, M.; LEIBOLD M. A.; HOLT R. D. **Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities**. Chicago: University of Chicago Press. 2005, 520 p.

HOULAHAN, J. E.; FINDLAY, C. S. Estimating the “critical” distance at which adjacent land-use degrades wetland water and sediment quality. **Landscape Ecology** v. 19, p. 677-690, 2004.

HUBBELL, S. P. **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography**. Princeton: University Press, 2001. 396p.

HUTCHENS, J; SCHULDT, J; RICHARDS, C.; JOHNSON, L. Multi-scale mechanistic indicators of Midwestern USA stream macroinvertebrates. **Ecological Indicators**, v. 9, p 1138-1150, 2009.

HUTCHINSON, G. E. Population Studies - Animal Ecology and Demography - Concluding Remarks, **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, p. 415-427, 1957.

JOHNSON, R. D.; GOEDKOOP, W.; SANDIN, L. Spatial scale and ecological relationships between the macroinvertebrate communities of stony habitats of streams and lakes. **Freshwater Biology**, v. 49, p. 1179-1194, 2004.

JOHNSON, R. K.; HOST, G. E.; RICHARDS, C. *et al.* Indicators of ecological change: comparison of the early response of four organism groups to stress gradients. **Hydrobiologia**, v. 566, n. 1, p. 139-152, 2006.

JONES, E. B. D.; HELFMAN, G. S.; HARPER, J. O.; BOLSTAD, P. V. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in Southern Appalachian streams. **Conservation Biology** v. 13, n. 6, p. 1454-1465, 1999.

JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, C.; DIAS, C. F. S. *et al.* Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia.**, v. 12, p. 73-87, 2000.

KARR, J. R.; CHU, E. W. **Biological monitoring and assessment: using multimetric indexes effectively**. EPA/235-R97-001. US Environmental Protection Agency, Washington, 1997.

KARR, J.; CHU, E. Sustaining living rivers. **Hydrobiologia**, v. 422, p. 1-14, 2000.

KING, R. S.; RICHARDSON, C. J. Integrating bioassessment and ecological risk assessment: an approach to developing numerical water-quality criteria. **Environmental Management**, v. 31, n. 6, p. 795-809, 2003.

KUNO, E. Principles of predator-prey interaction in theoretical, experimental, and natural population systems. **Advances in Ecological Research**, v. 16, p. 250-331, 1987.

LANDEIRO, V. L.; MAGNUSSON, W.; MELO, A.S. et al. Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results? **Freshwater Biology**. v. 56, p. 1184-1192, 2011.

LECCI, L. S. E FROEHLICH, C. G. 2007. Plecoptera. *In*: Guia *on-line*: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. Acessado em maio de 2012.

LECCI, L. S. **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Plecoptera.** Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/guia_Plecoptera.pdf>. Acesso em: 5 maio. 2012.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological Monographs**, v. 75, p. 435-450, 2005.

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E.D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data, **Oecologia**, v. 129, p. 271-280, 2001.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. Elsevier, Amsterdam, 1998.

LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters** v. 7, p. 601-613, 2004.

LEIBOLD, M. A.; MCPEEK, M. A. Coexistence of the niche and neutral perspectives in community ecology. **Ecology**, v. 87, p. 1399-1410, 2006.

LENAT, D.; RESH, V. H. Taxonomy and stream ecology: the benefits of genus-and species-level identifications. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 23, n. 2, p. 287-295, 2001.

LENNON, J. J.; KOLEFF, P.; JEREMY, J. D. et al. Are richness patterns of common and rare species equally well explained by environmental variables? **Ecography**, v. 34, p. 529-539, 2011.

LINKE, S.; BAILEY, R.; SCHWINDT, I. J. Temporal variability of stream bioassessments using benthic macroinvertebrates. **Freshwater Biology**, v 42, p. 575–584., 1999.

LOGUE, J. B.; MOUQUET, N.; PETER, H.; et al. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, p. 482-491, 2011.

MAGURRAN, A. E.; HENDERSON, P. A. Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. **Nature**, v. 422, p. 714-716, 2003.

MANZO, V. Key to the South America genera of Elmidae (Insecta: Coleoptera) with distributional data. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v.40, n.3, p. 201-208, 2005.

MARIANO, R. 2007. Trichoptera. *In: Guiaon-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo*. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. Acessado em maio de 2012.

MAURER, B. A.; MCGILL, B. J. Neutral and non-neutral macroecology. **Basic and Applied Ecology**, v. 5, p. 413-422, 2004.

MAXTED, J. R.; BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J. et al. Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates, **Journal of the North American Benthological Society**, v. 19, n.1, p. 118-144, 2011.

MEBANE, C.A. Testing bioassessment metrics: macroinvertebrate, sculpin, and salmonid responses to stream habitat, sediment, and metals. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 67, p. 293-322, 2001.

MELO, A. S.; HEPP, L. U. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes. **Oecologia Brasiliensis.**, v. 12, n. 3, p. 463-486, 2008.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. Kendall/Hunt Publishing Company: Dubuque, 1996. 892 p.

METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. **Environmental pollution**, v. 60, n. 1-2, p. 101-39, 1989.

MINSHALL, G. W.; PETERSEN, R. C.; CUMMINS, K. W.; BOTT, T. L.; SEDELL, J.R., CUSHING, C. E. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. **Ecological Monographs**, v. 53, p. 1-25, 1983

MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G. e GODOY, B. S. Biomonitoramento da Qualidade de Água Utilizando Macroinvertebrados Bentônicos : Adaptação Do Índice Biótico Bmwp ' à Bacia Do Rio Meia Ponte-Go. **Oecologia Brasiliensis.**, v. 12, n. 3, p. 553-563, 2008.

MORENO, J. L.; NAVARRO, C.; LAS HERAS, J. D. Abiotic ecotypes in south-central Spanish rivers: Reference conditions and pollution. **Environmental Pollution**, v. 143, p. 388-396, 2006.

MOUILLOT, D.; SPATHARIS, S.; REIZOPOULOU, S.; LAUGIER, T.; SABETTA, L.; BASSET, A. Alternatives to taxonomic-based approaches to assess changes in transitional water communities. **Aquatic Conservation**. v. 16, p. 469-482, 2006.

MOUQUET, N.; LOREAU, M. Community patterns in source- sink metacommunities. **American Naturalist.**, v. 162, p. 544-557, 2003.

MUGNAI, R.; OLIVEIRA, R. B.; DO LAGO CARVALHO, A. et al. Adaptation of the Índice Biotico Esteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar , Rio de Janeiro State , Brazil. **Tropical Zoology**, v. 21, p. 57-74, 2008.

MUNN, M. D; BLACK, R. W.; e GRUBER, S. J. Response of benthic algae to environmental gra- dients in an agriculturally dominated landscape. **Journal of the North American Benthological Society**, v.21, p. 221-237, 2002.

MUSTOW, S. E. Biological monitoring of rivers in Thailand : use and adaptation of the BMWP score. **Hydrobiologia**, v. 479, p. 191-229, 2002.

NABOUT, J. C.; SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; NOGUEIRA, I. S. No evidence for environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities. **Acta Oecologica**, v. 35, p. 720-726, 2009.

NESSIMIAN, J. L.; VENTICINQUE, E. M.; ZUANON, J.; DE MARCO, P.; GORDO, M.; FIDELIS, L.; D'ARC BATISTA, J.; JUEN, L. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, v. 614, n. 1, p. 1-15, 2008.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE. 1989, 421 p.

NIYOGI, D. K.; KOREN, M.; ARBUCKLE, C. J.; TOWNSEND, C.R. Stream communities along a catchment land-use gradient: subsidy-stress responses to past-oral development. **Environmental Management**, v. 39, p. 213-225, 2007.

NIYOGI, D. K.; LEWIS, W.M.; MCKNIGHT, D. M. Effects of stress from mine drainage on diversity, biomass, and function of primary producers in mountain streams. **Ecosystems**, v. 5, p. 554-567, 2002.

OLIVEIRA, R. B. S.; BAPTISTA, D. F.; MUGNAI, R. et al. Determining subsampling effort for the development of a rapid bioassessment protocol using benthic macroinvertebrates in streams of Southeastern Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 175, n. 1-4, p. 75-85, 2011.

OLIVEIRA, R. B. S.; BAPTISTA, D. F.; MUGNAI, R. et al. Towards rapid bioassessment of wadeable streams in Brazil: Development of the Guapiaçu-Macau Multimetric Index (GMMI) based on benthic macroinvertebrates. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 6, p. 1584-1593, 2011.

ONOFRE, L. I. S., COSTA, J. M. E. OLDRINI, B. B. 2007. Odonata. *In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo*. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. Acessado em maio de 2012.

PATRICK, C. J.; C. M. SWAN. Reconstructing the assembly of a stream-insect metacommunity. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 30, p. 259-272, 2011.

PERES-NETO, P. R.; LEGENDRE, P.; DRAY, S.; BORCARD, D. Variation partitioning of species data matrices: Estimation and comparison of fractions, **Ecology**, v. 87, p. 2614-2625, 2006.

PFAFSTETTER, O. Classificação de bacias hidrográficas: metodologia de codificação. Rio de Janeiro, RJ: Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS), 1989. 19 p.

PINTO, B. C. T.; ARAÚJO, F. G.; HUGHES, R. M. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. **Hydrobiologia**, v.556, p. 69-83, 2006.

PLOTNIKOFF, R. W. **Instream biological assessment monitoring protocols: benthic macroinvertebrates**. Washington State Department of Ecology, Washington, 1994.

PONT, D.; HUGHES, R. M.; WHITTIER, T. R. A Predictive Index of Biotic Integrity Model for Aquatic-Vertebrate Assemblages of Western U . S . Streams. **transactions of the American Fisheries Society**, v. 138, n. 2, p. 292-305, 2009.

PRICE, P.; D. S. LEIGH. Morphological and sedimentological responses of streams to human impact in the southern Blue Ridge Mountains, USA. **Geomorphology**, v. 78, p 142-160. 2006.

RICHARDS, C.; HARO, R. J.; JOHNSON, L. B.; HOST G. E. Landscape-scale influence on stream habitats and biota. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 53, n.1, p. 670-680, 1996.

RICHARDS, C.; HARO, R.J.; JOHNSON, L. B., HOST, G. E. Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 219-230, 1997.

RICHARDSON, J. S. Aquatic arthropods and forestry: effects of large-scale land use on aquatic systems in Nearctic temperate regions. **Canadian Entomologist** 140, p. 495-509, 2008.

RICKLEFS, R. E. Disintegration of the ecological community. **American Naturalist**, v. 172, p. 741-750. 2008.

RIVA-MURRAY, K.; BODE, R. W.; PHILLIPS, P. J.; WALL, G. L. Impact source determination with biomonitoring data in New York State: concordance with environmental data. **Northeastern Naturalist**, v. 9, n. 2, p. 127-162, 2002.

ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S; STRIXINO, G.; AGOSTINHO, R.C. e FOGO, J. C. Benthic macroinvertebrates in streams of Jaragua State Park (Southeast of Brazil) considering multiple spatial scale. **Journal of Insect Conservation**, 7, p. 63-72, 2003.

ROSENBERG, D. M., RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. p. 1-9 *In* D. M. Rosenberg and V. H. Resh (ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Chapman and Hall: New York, 1993.

ROY, A. H.; ROSEMBOLD, M. J.; PAUL, M. J. et al. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanization (Georgia, U.S.A.). **Freshwater Biology**, v. 48, n. 2, p. 329-346, 2003.

SALLES, F. F. **A ordem Ephemeroptera (Insecta) no Brasil: diversidade e taxonomia**. (Tese). Minas Gerais, Universidade Federal de Viçosa, 2006.

SHMIDA, A. e WILSON, M. V. Biological determinants of species diversity. **J. Biogeogr.**, v. 12, p. 1-20. 1985.

SIEG. Sistema Estadual de Estatísticas e de Informações Geográficas de Goiás. Base cartográfica e mapas temáticos do estado de Goiás (internet). Goiânia. Acesso em maio de 2012. Disponível em: <http://www.sieg.go.gov.br/index.htm>.

SIQUEIRA, T., BINI, L. M.; ROQUE, F.O. et al. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. **Ecography**, v. 35, n. 2, p. 183-192, 2012.

SLOANE, P.; NORRIS, R. Relationship of AUSRIVAS-based macroinvertebrate predictive model outputs to a metal pollution gradient. **Journal of the North American Benthological Society**, v.23, n.3, p. 457-471 2003.

SOUZA, L. O. I.; COSTA, J. M.; OLDRINI, B. B. 2007. Odonata. *In*: Guia *on-line*: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online. Acesso em: maio de 2012.

SPONSELLER, R. A., BENFIELD, E. F., VALETT, H. M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 1409-1424, 2001.

STATZNER, B.; DOLEDEC, S.; HUGUENY, B., Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. **Ecography**, v. 27, p. 470-488, 2004.

STEWART, P. M.; BUTCHER, J. T.; SWINFORD, T. O. Land use, habitat and water quality effects on macroinvertebrate communities in three water-sheds of a Lake Michigan associated marsh system. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 3, p. 179-189, 2000.

STODDARD, J. L.; LARSEN, D. P.; HAWKINS, C. P. *et al.* A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 27, n. 4, p. 878-891, 2008.

SURIANO, M. T.; FONSECA-GESSNER, A. A.; ROQUE, O. *et al.* Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 175, p. 87-101, 2011.

THOMPSON, R.; TOWNSEND, C. R. A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates. **The Journal of Animal Ecology**, v. 75, p. 476-484, 2006.

TRAN, C. P.; BODE, R.; SMITH, A.; KLEPPEL, G. Land use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). **Ecological Indicators**, v. 10, p. 727-733, 2010.

URBAN, M. C. Disturbance Heterogeneity Determines Freshwater. **Ecology**, v. 85, n. 11, p. 2971-2978, 2004.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K.W. *et al.* The river continuum concept. **Canadian Journal of Fish and Aquatic Science**, v. 37 p.130-137, 1980

VIEIRA, L. C. G. **Padrões Ecológicos da Comunidade Zooplantônica na Planície de Inundação do Rio Araguaia**. Tese de Doutorado. Goiânia. Universidade Federal de Goiás, 97p., 2008.

WALLACE, J. B.; J. W. GRUBAUGH; M. R. WHILES. Biotic indices and stream ecosystem processes: results from an experimental study. **Ecological Applications**, v. 6, p 140-151, 1996.

WANTZEN, K. M. Physical pollution: effects of gully erosion on benthic invertebrates in a tropical clear- water stream. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 16, p. 733-749, 2006.

WEBSTER, J. R.; GOLLADAY, S. W. ; BENFIELD, E. F. ; D'ANGELO, D. J. e PETERS G. T. Effects of forest disturbance on partic- ulate organic matter budgets of small streams. **Journal of North American Benthological Society**, v.9, p. 120-140, 1990.

WHITTIER, T.; STODDARD, J. L.; LARSEN, D. P.et al. Selecting reference sites for stream biological assessments: best professional judgment or objective criteria. **Journal of the North American Benthological Society**, 2007.

WILSEY, B. J.; CHALCRAFT, D. R.; BOWLES, C. M.; WILLIG, M. R. Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. **Ecology**, v. 86, p. 1178-1184, 2005.

WILSON, D. S. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. **Ecology**, v. 73, p. 1984-2000, 1992.

WOODCOCK, T.; MIHUC, T.; ROMANOWICZ, E.; ALLEN, E., in the Adirondack Uplands. **American Fisheries Society Symposium**, v. 48, p. 395-411, 2006.

WRIGHT, J. F. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. **Austral Ecology**, v. 20, n. 1, p. 181-197, 1995.

ZAIMES G. N.; SCHULTZ, R. C. e ISENHART, T. M. Stream bank erosion adjacent to riparian forest buffers, row- crop fields, and continuously-grazed pastures along Bear Creek in central Iowa. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 59, p. 19-27, 2004.