XXI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS
Segurança Hídrica e Desenvolvimento Sustentável: desafios do conhecimento e da gestão
De 22 a 27 de novembro de 2015, Brasília – DF

INFLUÊNCIA DE FATORES AMBIENTAIS NO ESFORÇO DE AMOSTRAGEM DE ASSEMBLEIAS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RIACHOS

Déborah Silva[1]; Raphael Ligeiro[2] & Marcos Callisto[1]

Resumo

A riqueza taxonômica é uma das medidas mais importantes em estudos ecológicos. No entanto, é impraticável mensurar a riqueza total de um dado ecossistema. Nosso objetivo foi avaliar o efeito do esforço de amostragem em estimativas de riqueza de famílias de macroinvertebrados e gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em riachos. Buscou-se também determinar quais os fatores ambientais em escala local mais influenciaram no esforço amostral em inventários de biodiversidade. O estudo foi realizado em 39 riachos. Em cada um foram obtidas 11 amostras de assembleias de macroinvertebrados. Medidas de habitats físicos foram obtidas em um trecho de 150 metros em cada riacho. Observou-se aumento constante no número de *taxa* observados com o aumento do número de amostras coletadas. Os modelos que melhor explicaram a inclinação das curvas de acumulação de *taxa* incluíram métricas relacionadas à heterogeneidade e estrutura do habitat, distúrbio antrópico e qualidade de água – para os dois níveis taxonômicos avaliados. Estes resultados demonstram a importância de considerar o esforço de amostragem em levantamentos ecológicos. O habitat físico explicou significativamente o esforço amostral necessário para cada riacho. Portanto, estudos futuros devem explorar as possíveis implicações das características dos habitats no planejamento do esforço amostral em estudos ecológicos.

Palavras-chaves: esforço amostral, biodiversidade, habitat físico.

INFLUENCE OF ENVIRONMENTAL FACTORS ON MACROINVERTEBRATE SAMPLING EFFORT IN STREAMS

Abstract

Taxonomic richness is one of the most important measures in ecological studies. However, it is impractical to measure the true richness of any site. Our objective was to evaluate the effect of sampling effort on the estimation of macroinvertebrates family and EPT (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) genera richness in streams. In addition, we tried to determine which environmental factors most influence the amount of sampling effort needed for taxonomic inventories. The study was conducted in 39 streams. In each one, 11 samples of benthic assemblages were obtained. Physical habitat measurements were also obtained along 150 meters at each stream site. There was a constant increase in the observed number of *taxa* with increased number of samples. Models that best explained the slope of sampling curves included metrics related to habitat heterogeneity, habitat structure, anthropogenic disturbance, and water quality--for both taxonomic levels evaluated. With our results, we demonstrated the importance of considering sampling efforts in ecological surveys. The physical habitat explained a significant amount of the sampling effort needed. Therefore, future studies should explore the possible implications of considering the physical habitat characteristics when developing the sampling designs and determining the sampling effort in ecological studies.

Key-words: sampling efficiency, biodiversity, physical habitat.

[1]Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. deborah.ufmg@gmail.com*; callistom@ufmg.br.
[2] Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas. ligeirobio@gmail.com

Introdução

A medida de diversidade mais simples e frequentemente utilizada em estudos ecológicos é a riqueza taxonômica, ou seja, o número de *taxa* encontrados em uma dada localidade, Gotelli e Colwell (2001), Brown *et al.* (2007). Sendo uma medida intuitiva de diversidade, a riqueza taxonômica é bem entendida pelo público em geral, incluindo pesquisadores, gestores e sociedade, Basualdo (2011). Padrões que determinam aspectos de biodiversidade são melhores compreendidos em ecossistemas terrestres do que em ecossistemas aquáticos, Heino (2002). Ecossistemas lóticos, especialmente rios e córregos, apresentam padrões distintos de distribuição da diversidade biológica entre diferentes grupos taxonômicos e entre diferentes regiões, Ligeiro *et al.* (2010). Historicamente, a avaliação de gradientes latitudinais de riqueza de espécies tem sido um dos principais alvos de estudos biogeográficos e macroecológicos em águas doces, Heino (2011).

Como o número de espécies em uma determinada comunidade é limitado, a riqueza total de espécies teoricamente poderia ser quantificada. No entanto, a realização de um inventário completo de espécies é muitas vezes limitada pelos custos elevados para obtenção dos dados, Bartsh *et al.* (1998), além da falta de chaves taxonômicas adequadas para a maioria dos grupos biológicos, Hughes e Peck (2008). Especialmente para grupos de invertebrados aquáticos, a mensuração da riqueza taxonômica ainda é um obstáculo em estudos ecológicos, Allan e Flecker (1993). Esta situação é ainda pior em ecossistemas tropicais quando comparado com ecossistemas temperados, Heino (2002).

O número de *taxa* geralmente aumenta assintoticamente com o aumento no número de amostras coletadas, e as curvas de acumulação de espécies (ou curvas do coletor) são maneiras simples para avaliar como a riqueza de espécies varia de acordo com o esforço amostral, Gotelli e Colwell (2001). Quando a curva estabiliza, isto é, quando não há aumento significativo na riqueza observada com aumento no esforço de amostragem, significa que quase todas as espécies foram amostradas. Assim, essas curvas permitem estimativas do número mínimo necessário de amostras para a caracterização adequada de uma comunidade biológica, Bady *et al.* (2005).

Compreender a diversidade de macroinvertebrados é especialmente importante para riachos no Cerrado (savana neotropical). Este grupo é considerado um bom indicador ecológico, sendo sensível às mudanças em componentes físicos, químicos e biológicos em ecossistemas aquáticos, Bonada *et al.* (2006). O Cerrado é o segundo maior bioma neotropical, Wantzen (2003), originalmente cobrindo cerca de 20% do território brasileiro. É um hotspot de biodiversidade terrestre, Myers *et al.* (2000), altamente ameaçado pela rápida expansão de atividades antrópicas, Wantzen *et al.* (2006). Ligeiro *et al.* (2010) observaram que a heterogeneidade biológica, tanto dentro de riachos quanto entre riachos, são importantes para a avaliar a composição das assembleias de macroinvertebrados. Portanto, o primeiro objetivo do nosso estudo foi avaliar a eficiência de amostragem de riqueza taxonômica de macroinvertebrados utilizando curvas de acumulação de *taxa*.

A complexidade do habitat físico tem sido utilizada para explicar a composição e estrutura de assembleias de macroinvertebrados em riachos, Ferreira *et al.* (2014), Macedo *et al.* (2014). No entanto, menor atenção tem sido oferecida à forma como essas características ambientais podem influenciar no esforço amostral necessário para representar os locais amostrados. Para responder a esta pergunta, o nosso segundo objetivo foi determinar quais as características do habitat estão associadas com o aumento do esforço de amostragem. Devido ao fato de que chaves taxonômicas ao nível de espécies serem escassas ou inexistentes para macroinvertebrados bentônicos neotropicais, também avaliou-se os efeitos de dois níveis taxonômicos – famílias de macroinvertebrados e gêneros de EPT (insetos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera)

Materiais e Métodos

O estudo foi conduzido em riachos pertencentes à bacia do Alto Rio São Francisco (Minas Gerais, sudeste do Brasil) tributários do reservatório de Três Marias. O clima na região é definido por uma estação chuvosa (de outubro a março) e uma estação seca (de abril a setembro), com média de precipitação anual de 1200 a 1800 mm e temperatura em torno de 23°C.

Trinta e nove trechos de riacho de 1ª a 3ª ordens foram sorteados conforme metodologia descrita por Olsen e Peck (2008). Em cada riacho, um trecho correspondente à média da largura molhada x 40 foi estabelecido, respeitando um tamanho mínimo de 150 metros. Em cada trecho, 11 sub-amostras da assembleia de macroinvertebrados bentônicos foram obtidas em transectos equidistantes, Peck *et al.* (2006). Estas sub-amostras foram obtidas obedecendo um padrão de zig-zag ao longo dos transectos, contemplando a amostragem de diferentes habitats e microhabitats. Foi utilizado um amostrador do tipo "D-net" (30 cm de abertura, 0,09m² de área e malha de 500 µm) para coletar os organismos. As amostras foram fixadas em formalina 10% e levadas para o laboratório, onde foram triadas e identificadas com auxílio de um estereomicroscópio (aumento de 80x). Grande parte dos organismos foi identificada até o nível de família com auxílio de chaves taxonômicas, , Mugnai *et al.* (2010). Alguns invertebrados, como por exemplo, Hidracarina e Oligochaeta não foram identificados até família. Estes grupos representam menos de 5% do total de indivíduos e, portanto, foram incluídos nas análises juntamente com o nível de família. Foi realizada a identificação dos grupos EPT até o nível de gênero, permitindo assim a interpretação dos resultados em dois níveis taxonômicos: famílias de macroinvertebrados e gêneros de EPT.

Foram obtidas medidas das características de habitat físico dos riachos ao longo dos trechos amostrados, incluindo: morfologia do canal (p. ex. declividade, sinuosidade, profundidade, largura da área molhada, ângulo das margens), características do habitat (tamanho de substrato, tipos de fluxo, presença de madeira no leito), estrutura da vegetação ripária (cobertura vegetal, tipo de vegetação) e influência antrópica (presença de construções, pasto, agricultura, rodovias, lixo). Métricas de habitat físico foram calculadas e alguns parâmetros de qualidade de água também foram obtidos, tais como: pH, condutividade elétrica, alcalinidade total, turbidez, concentrações totais de nitrogênio e fósforo.

Para avaliar o esforço amostral e a influência do habitat físico na amostragem, foram construídas curvas de acumulação de *taxa* para cada um dos 39 riachos, considerando a composição observada em cada uma das 11 sub-amostras. As variações na riqueza observada em cada esforço amostral foi avaliada através de um box-plots. Para cada curva de acumulação foi obtida a equação logarítmica (1):

$$y = b + a*ln(x) \qquad (1)$$

Foi utilizada a inclinação da curva (valor "a") para descrever a eficiência amostral em cada local. Quanto maior a inclinação da curva, maior o esforço amostral necessário para representar a riqueza local. Este procedimento foi replicado tanto para o total de famílias de macroinvertebrados quanto para gêneros de EPT utilizando o pacote estatístico EstimateS 8.0, com 1000 aleatorizações em todos os casos.

Foram realizadas então análises de regressões múltiplas (pelo método de melhores subconjuntos) para determinar quanto das variáveis preditoras (métricas de distúrbio, estrutura de habitat físico, qualidade de água, Tabela 1) podem explicar a variação no valor das inclinações das curvas. Em outras palavras, foi avaliado o quanto as métricas de habitat físico influenciam na quantidade de esforço amostral necessário. Foram considerados modelos com até quatro variáveis explanatórias, equivalente a 10% do número de locais analisados, evitando assim modelos inflados.

Para selecionar os melhores modelos utilizou-se o Critério de Akaike ajustado para pequenas amostras (AICc). As análises foram realizadas no pacote estatístico Systat 13 Software.

Tabela 1 Métricas prediititoras candidatas na análise de regressão múltipla.

Categoria e nomes das métricas			
	Código		Código
Uso do solo		Substrato no leito	
Percentual de agricultura	%agr	Percentual de seixos (diâmetro de 64 – 250 mm)	pct_cb
Percentual de pastagem	%pas	Percentual de substrato grosso (>16 mm)	pct_bigr
Distúrbio humano na zona ripária (índice)		Percentual de finos (silte e argila)	pct_fn
Construções	w1h_bldg	Média da imersão dos substratos	xembed
Pavimentação	w1h_pvmt	Banco de folhas (%)	pct_bf
Lixo e entulho	w1h_ldfl	Abrigos	
Pastagen	w1h_pstr	Abrigos naturais para peixes	xfc_nat
Desmatamento	w1h_log	Detritos e pequenos pedaços de madeira	xfc_brs
Morfologia do canal		Margem escavada (área proporcional)	xfc_ucb
Média (largura/profundidade)	xwd_rat	Abrigo artificial para peixes	pfc_ant
Média da declividade	xslope	Vegetação ripária	
Média da profundidade	xdepth	Cobertura do dossel (>5 m altura)	xc
Média da largura do leito sazonal	xbkf_w	Presença de vegetação ripária (>5 m altura)	xpcan
Média da largura x média da profundidade	xwxd	Cobertura total da vegetação ripária (todos os estratos)	xcmg
Sinuosidade do canal	sinu	Média do sombreamento no leito	xcdenmid
Leito sazonal (largura/profundidade)	bkf_wdrat	Parâmetros da água	
Média do volume da água volume/m²	v1w_msq	Potencial hidrogeniônico	pH
Tipos de fluxo da água		Material em suspensão (UNT)	turb
Percentual de piscinas	pct_pool	Oxigênio dissolvido (mg/L)	do
Percentual de rápidos	pct_fast	Nitrogênio total	ntotal

Resultados

Foi coletado um total de 69.726 indivíduos, pertencentes a 80 *taxa*. Destes, 15.137 organismos foram identificados entre as ordens EPT, distribuídos em 65 gêneros. A riqueza total de famílias de macroinvertebrados e gêneros de EPT variaram entre 14 a 42 *taxa* e 1 a 36 gêneros por local amostrado respectivamente. O número médio de *taxa* observado aumentou continuamente com o aumento do número de subamostras coletadas, tanto considerando o total de famílias de macroinvertebrados quanto os gêneros de EPT (Figuras 1A e 1B).

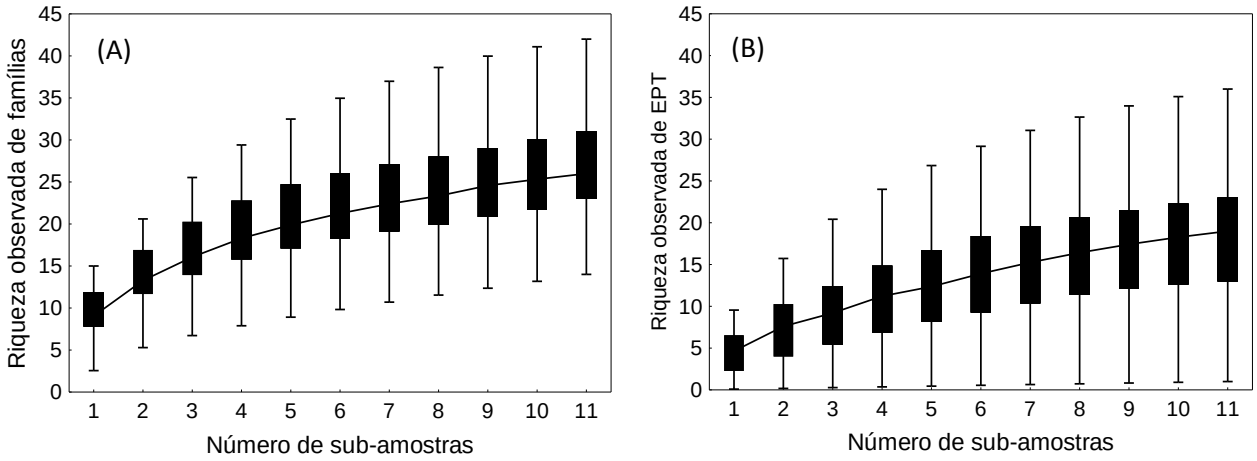

Figura 1. Curva acumulativa de taxa de acordo com o número de amostras, média para os 39 riachos amostrados no Alto Rio São Francisco (linha preta). Retângulos indicam o interquartil, barras indicam valores máximo e mínimo. Total de famílias (A) e gêneros de EPT (B).

As variações nas inclinações das curvas de acumulação de *taxa* foram significativamente correlacionadas com métricas de hábitat físico e de qualidade de água (Tabela 2). Para o esforço amostral de famílias, as métricas significativas foram: oxigênio dissolvido, razão da largura e profundidade do leito sazonal, abrigos naturais para peixes (todo habitat natural no leito do riacho utilizado por peixes como abrigo) e média da largura do leito sazonal. Resultados semelhantes foram observados para os gêneros de EPT: oxigênio dissolvido, razão da largura e profundidade do leito sazonal, abrigos de madeira e detritos, e proximidade com áreas desmatadas (Tabela 2).

Tabela 2. Modelos de regressão linear múltipla para métricas de habitat físico como preditoras da inclinação de curvas de acumulação de riqueza para o total de famílias de macroinvertebrados e gêneros de EPT. Vide Tabela 1 para nomes completos das métricas.

	Valor F	Valor P	R^2	AICc		Beta
Famílias	4.97	0.003	0.369	-176.2	xfc_nat xbkf_w bkf_wdrat do	0.337 -0.616 0.629 0.302
Gêneros de EPT	3.95	0.010	0.317	-156.9	w1h_log bkf_wdrat xfc_brs do	-0.405 0.261 0.480 0.339

Discussão

Nossas análises permitiram avaliar através das curvas de acumulação de *taxa* o esforço amostral em cada um dos 39 riachos amostrados. Além disso, foi possível identificar métricas de hábitat físico que influenciaram esses esforços.

Não foi observada estabilização nas curvas de acumulação de espécies nos 39 locais amostrados, sendo que a riqueza de *taxa* aumentou continuamente com o aumento no número de subamostras, considerando ambos os níveis taxonômicos. Outros autores observaram os mesmos resultados. Bady *et al.* (2005) viram que com 10 subamostras apenas 50% da riqueza de invertebrados era representada. Li *et al.* (2001), estudando riachos no Oregon (USA), também observaram um constante aumento na riqueza de macroinvertebrados mesmo após 50 subamostras. De acordo com Hughes *et al.* (2012), mais de 11 amostras por sítio são necessárias para estimar a riqueza real de macroinvertebrados em riachos. No entanto, este número pode ser considerado suficiente em programas de biomonitoramento para avaliação de condições ecológicas, Peck *et al.* (2006), Hughes e Peck (2008). Embora a riqueza taxonômica seja fortemente dependente do número de amostras, um pequeno número de amostras coletadas pode ser suficiente para estimar outras medidas de diversidade, como os índices de Simpson e Shannon-Wiener, Magurran (2004).

Diferentes habitats nos leitos de riachos apresentam assembleias com composições distintas, favorecendo a coleta de *taxa* raros, Stout e Vandermeer (1975). Portanto, nosso desenho amostral pode ter contribuído para a não estabilização da curva de acumulação de *taxa*. Diferentes resultados poderiam ter sido observados caso tivéssemos coletado em um único tipo de habitat alvo. No entanto, de acordo com Gerth e Herlihy (2006), amostragens em múltiplos habitas são preferíveis quando o objetivo do estudo é a obtenção de uma lista taxonômica abrangente para avaliação da biodiversidade local.

Os modelos que melhor explicaram as inclinações das curvas de acumulação de *taxa* incluíram métricas que descrevem a heterogeneidade de habitas, estrutura física do habitat, distúrbio antrópico e qualidade da água. Oxigênio dissolvido é reconhecido como um importante fator que influencia a composição de comunidades de água doce, Connolly *et al.* (2004), embora nenhuma associação com o esforço amostral ainda tinha sido feita. Neste estudo, oxigênio dissolvido influenciou positivamente a inclinação das curvas de amostragem tanto para famílias quanto para gêneros de EPT. Assim, quanto maior a concentração de oxigênio dissolvido, maior deverá ser o esforço de amostragem necessário para estimar a riqueza das assembleias de macroinvertebrados. Largura do leito sazonal e a razão entre largura e profundidade do leito sazonal também podem influenciar no esforço amostral de maneiras diferentes. Estas métricas descrevem o tamanho dos riachos, já tendo sido associadas com a estrutura das assembleias de macroinvertebrados, Cole (2004). No entanto, seu efeito sobre a riqueza taxonômica é altamente variável entre os estudos já realizados, Clarke *et al.* (2008). Pequenos pedaços de madeira e detritos presentes no leito dos riachos são importantes, fornecendo habitat, recursos alimentares e refugio para macroinvertebrados, Kaller e Kelso (2006). Estes microhabitats podem apresentar maior abundância e diversidade de macroinvertebrados em relação a outros microhabitats de menor complexidade, Drury e Kelso (2000). A abundância de pedaços de madeira e detritos influencia na riqueza taxonômica e consequentemente pode influenciar no esforço amostral. Métricas que descrevem áreas desmatadas e cobertura vegetal natural são comumente utilizadas para explicar riqueza taxonômica, Mareta *et al.* (2012) e provavelmente influenciam no esforço amostral de maneira semelhante. Ferreira *et al.* (2014), analisando o mesmo conjunto de dados, encontrou diferentes métricas que explicaram a riqueza de gêneros de EPT. Isso sugere que fatores que governam o esforço amostral são diferentes daqueles que explicam a riqueza total observada. Desta forma, o presente estudo fornece uma forma inovadora de avaliar diretamente as relações entre o esforço amostral e o fatores que o influenciam.

Em conclusão, o estudo mostrou a importância da avaliação do esforço amostral em estudos ecológicos cujo foco esteja na mensuração da riqueza taxonômica. Curvas de acumulação de espécies são úteis para avaliar e adequar o esforço amostral em cada local. Além disso, características do hábitat físico influenciaram o esforço amostral de uma forma diferente com que influenciaram a riqueza taxonômica. Portanto, sugere-se que estudos futuros explorem as possíveis implicações de conhecer as características do habitat antes de estabelecer delineamentos amostrais, desta forma, maximizando a representação da diversidade taxonômica em diferentes contextos ambientais.

Agradecimentos

Agradecemos à CEMIG (Companhia Energética de Minas Gerais), P&D ANEEL GT-487 e ao Programa Peixe-vivo pelo financiamento do projeto. À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) e FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de Minas Gerais) pelo apoio financeiro. Aos colegas do Laboratório de Ecologia de Bentos – UFMG pela contribuição nas coletas e processamento do material.

REFERÊNCIAS

ALLAN, J.D.; FLECKER, A.S. (1993). Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* 43, pp. 32-43.

BADY, P.; DOLEDEC, S.; FESL, C.; GAYRAUD, S.; BACCHI, M.; SCHOLL, F. (2005). Use of invertebrate traits for biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. *Freshwater Biology* 50, pp. 159-173.

BARTSCH, L.A.; RICHARDSON, W.B.; NAIMO, T.J. (1998). Sampling benthic macroinvertebrates in a large flood-plain river: considerations of study design, sample size, and cost. *Environmental Monitoring and Assessment* 52, pp. 425-439.

BASUALDO, C.V. (2011). Choosing the best non-parametric richness estimator for benthic macroinvertebrates databases. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 70, pp. 27-38.

BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V.H.; STATZNER, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51, pp. 495-523.

BROWN, R.L.; JACOBS, L.A.; PEET, R.K. (2007). Species richness: small scale. In *Encyclopedia of Life Sciences*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, p. 1–8.

CLARKE, A.; MACNALLY, R.; BOND, N.R.; LAKE, P.S. (2008). Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology*. 53, pp. 1707-1721.

COLE, M.B. (2004). Assessment of macroinvertebrate communities in and adjacent to the city of Wilsonville, Oregon. Unpublished report prepared for the City of Wilsonville, Oregon.

CONNOLLY, N.M.; CROSSLAND, M.R.; PEARSON, R.G. (2004). Effect of low dissolved oxygen on survival, emergence, and drift of tropical stream macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 23, pp. 251-270.

DRURY, D.M.; KELSO, W.E. (2000). Invertebrate colonization of woody debris in coastal plain streams. *Hydrobiologia* 434, pp. 63-72

FERREIRA, W.R.; LIGEIRO, R.; MACEDO, D.R.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; OLIVEIRA, L.G.; CALLISTO, M. (2014). Importance of environmental factors for the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *Freshwater Science* 33, pp. 860-871.

GERTH, W.J.; HERLIHY, A.T. (2006). Effect of sampling different habitat types in regional macroinvertebrate bioassessment surveys. *Journal of the North American Benthological Society* 25, pp. 501-512.

GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4, pp. 379-391.

HEINO, J. (2002). Concordance of species richness patterns among multiple freshwater taxa: a regional perspective. *Biodiversity* and *Conservation* 11, pp. 137-147.

HEINO, J. (2011). A macroecological perspective of diversity patterns in the freshwater realm. *Freshwater Biology* 56, pp. 1703-1722.

HUGHES, R.M.; PECK, D.V. (2008). Acquiring data for large aquatic resource surveys: the art of compromise among science, logistics, and reality. *Journal of the North American Benthological Society* 27, pp. 837-859.

HUGHES, R.M.; HERLIHY, A.T.; GERTH, W.J.; PAN, Y. (2012). Estimating vertebrate, benthic macroinvertebrate and diatom taxa richness in raftable Pacific Northwest rivers for bioassessment purposes. *Environmental Monitoring and Assessment* 184, pp. 3185-3198.

KALLER, M.D.; KELSO, W.E. (2007). Association of macroinvertebrate assemblages with dissolved oxygen concentration and wood surface area in selected subtropical streams of the southeastern USA. *Aquatic Ecology* 41, pp. 95-110.

LI, J.; HERLIHY, A.; GERTH, W.; KAUFMANN, P.; GREGORY, S.; URQUHART, S.; LARSEN, D.P. (2001). Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 46, pp. 87-97.

LIGEIRO, R.; MELO, A.S.; CALLISTO, M. (2010). Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology* 55, pp. 424-435.

MACEDO, D.R.; HUGHES, R.M.; LIGEIRO, R.; FERREIRA, W.R.; CASTRO, M.A.; JUNQUEIRA, N.T.; OLIVEIRA, D.R.; FIRMIANO, K.R.; KAUFMANN, P.R.; POMPEU, P.S.; CALLISTO, M. (2014). The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. *Landscape Ecology* 29, pp. 1001-1016.

MAGURRAN, A.E. (2004). Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd., Oxford.

MERETA, S.T.; BOETS, P.; BAYIH, A.A.; MALU, A.; EPHREM, Z.; SISAY, A.; ENDALE, H.; YITBAREK, M.; JEMAL, A.; DE MEESTER, L.; GOETHALS, P.L.M. (2012). Analysis of environmental factors determining the abundance and diversity of macroinvertebrate taxa in natural wetlands of Southwest Ethiopia. *Ecological Informatics* 7, pp. 52-61.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. (2010). Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Technical Books, Rio de Janeiro.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.B.; KENT, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403, pp. 853-858.

OLSEN, A.R.; PECK, D.V. (2008). Survey design and extent estimates for the Wadeable Streams Assessment. *Journal of the North American Benthological Society* 27, pp. 822-836.

PECK, D.V.; HERLIHY, A.T.; HILL, B.H.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; KLEMM, D.J.; LAZORCHAK, J.M.; MCCORMICK, F.H.; PETERSON, S.A.; RINGOLD, P.L.; MAGEE, T.; CAPPAERT; M.R. (2006). Environmental monitoring and assessment program-surface waters: Western Pilot Study field operations manual for wadeable streams. EPA/620/R-06/003. USEPA.Washington, DC.

STOUT, J.; VANDERMEER, J. (1975). Comparison of species richness for stream-inhabiting insects in tropical and midlatitude streams. *The American Naturalist* 109, pp. 263-280.

WANTZEN, K.M. (2003). Cerrado streams - characteristics of a threatened freshwater ecosystem type on the tertiary shields of South America. *Amazoniana*. 17, pp. 485-502.

WANTZEN, K.M.; SIQUEIRA, A.; NUNES DA CUNHA, C.; SÁ, M.F.P. (2006). Stream-valley systems of the Brazilian cerrado: impact assessment and conservation scheme. *Aquatic Conservation* 16, pp. 713-732.