

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS – UNESP – CAMPUS DE BOTUCATU**

**PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ZOOLOGIA**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**Estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos de
riachos de cabeceira sob a influência de diferentes estados de
conservação da mata ripária**

Ana Liz Uchida Melo

BOTUCATU – SP

2018

PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ZOOLOGIA

IB - UNESP – Botucatu

Estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos de riachos de cabeceira sob a influência de diferentes estados de conservação da mata ripária

Ana Liz Uchida Melo

Orientadora: Profa. Adj. Virgínia Sanches Uieda

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus de Botucatu, SP, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências Biológicas – Área de concentração: Zoologia.

BOTUCATU – 2018

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CÂMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSANGELA APARECIDA LOBO-CRB 8/7500

Melo, Ana Liz Uchida.

Estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos de riachos de cabeceira sob a influência de diferentes estados de conservação da mata ripária / Ana Liz Uchida Melo. - Botucatu, 2018

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Virginia Sanches Uieda

Capes: 20502001

1. Insetos aquáticos. 2. Nicho (Ecologia). 3. Macroinvertebrados bentônicos. 4. Microbacias Hidrográficas. 5. Florestas ripárias.

Palavras-chave: escala; insetos aquáticos; mesohabitat; micro habitat; microbacia.

*Dedico este trabalho aos meus pais Marco de Souza Melo e
Ana Uchida Melo por tanto amor e apoio.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais Ana e Marco, que sempre me apoiaram em minhas decisões e que sem o apoio e amor, eu jamais teria chegado onde cheguei. À vocês que me ensinaram o sentido da palavra gratidão e a força que este sentimento tem, muito obrigada! Amo vocês!

Ao meu irmão Marquinho, pelo apoio e pelas conversas. Amo você, mano!

À minha família, pelo apoio, pelo acolhimento de sempre, por sempre me esperar aos fins de semana.

Às meninas lá de casa ou da Jah, Fernanda, Marília, Eliza e Katiane, não sei mensurar o tamanho da gratidão que tenho pelo universo ter convergido os nossos caminhos. Muito obrigada pelos conselhos, almoços com ovão e frangão, pelos shows de dança na sala, cafés da tarde, salvamento de hortas e pelas conversas sobre a vida. Muito obrigada, irmãs! Eu amo vocês!

À Professora Virgínia, por todos os ensinamentos, pela companhia em tantas horas de escrita, de lupa, de microscópio. Todos esses momentos com certeza contribuíram para me tornar uma pessoa e uma profissional muito melhor nesses últimos dois anos.

Aos meus amigos e amigas do Laboratório Erika, Larissa, Lidiane, Pedro e Fernando, obrigada por todos os nossos momentos nesses últimos dois anos, pelas conversas, discussões de trabalho, conselhos, piadas, cantorias, músicas ruins, músicas boas, almoços no BP, marmitex. Cada momento desses foi único assim como vocês que fazem eu ser a pessoa que sou hoje.

Aos meus amigos e amigas de departamento Ana Maria, Dani, Luana, Paula, Valter, James, Ana, Ges, por todas as conversas, pelos empréstimos de café e açúcar e companhias de almoço. Sem dúvida, foram os melhores “vizinhos” que pude ter! Muito Obrigada!

À Maria Ines pela companhia, conversas, conselhos e acolhimento de sempre. Agradeço demais a sua amizade.

À Lais, por toda a companhia e conversas e conselhos sobre a vida, pelas ansiedades e alegrias compartilhadas. Sua amizade foi um presente e à ele sou muito grata.

Aos meus amigos e amigas de longa data Andrei, Juliana, Nina, Gabriela, Karina, Marcelo e Marina, acho que é impossível mensurar a gratidão que tenho à vocês e todos os momentos que passamos juntos desde sempre. Muito obrigada, eu amo vocês!

À Professora Ana Lúcia Brandimarte, pelo apoio e por possibilitar novos caminhos.

Aos técnicos, Hamilton e Sílvia, sem os quais esse trabalho não poderia ser realizado. Muito Obrigada!

Aos Professores e funcionários do Departamento de Zoologia pelos ensinamentos e apoio.

Aos professores e funcionários do Instituto de Biociências pelos ensinamentos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento e Pesquisa pela bolsa concedida.

SUMÁRIO

RESUMO	1
ABSTRACT	3
INTRODUÇÃO GERAL	4
ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DE RIACHOS DE CABECEIRA SOB A INFLUÊNCIA DE DIFERENTES ESTADOS DE CONSERVAÇÃO DA MATA RIPÁRIA	
Resumo.....	9
Introdução.....	10
Materiais e Métodos.....	12
Resultados.....	18
Discussão.....	43
Referências bibliográficas.....	45
Apêndice eletrônico.....	52

RESUMO

Os ecossistemas aquáticos servem de habitat e local de alimentação para uma fauna bastante diversificada. Apesar da grande importância desses ambientes, o crescente aumento das populações humanas e o uso da terra para diferentes fins têm levado a uma intensa alteração desses locais e trazido diversos impactos para a fauna de invertebrados bentônicos. O objetivo deste trabalho foi analisar a possível influência de diferentes estados de conservação da mata ripária sobre a estrutura do habitat e da fauna de macroinvertebrados bentônicos. O trabalho foi realizado em 36 riachos localizados em quatro microbacias, na área suburbana e rural do município de Avaré, SP, sendo em cada microbacia estudados 3 riachos apresentando mata ripária nas duas margens (denominado perfil Mata), 3 com a mata totalmente excluída (perfil Pasto) e 3 com mata somente em uma das margens (perfil Intermediário). Entre outubro e dezembro de 2015 foi realizada a caracterização dos riachos utilizando um protocolo de análise física do habitat, que possibilita uma análise quantitativa ampla e, assim, uma caracterização detalhada do riacho, e a coleta dos invertebrados com amostrador surber (malha 250 μm). A análise dos dados ambientais mostrou uma separação nítida entre os riachos de mata e pasto, em função do substrato e mesohabitat, com os riachos de mata sendo caracterizados pelo substrato grosseiro e abrigo de folhas e os riachos de pasto pelo substrato fino e abrigo de macrófitas. Para a análise da composição da fauna (presença-ausência) houve uma separação dos riachos de perfis de vegetação ripária alterados (pasto e intermediário) do perfil florestado (mata) em todas as microbacias, diferença também confirmada quando analisados os índices ecológicos (abundância, riqueza e equitabilidade), com pelo menos um dos índices apresentando diferença significativa entre os riachos de mata e os de perfil alterado. Porém, a relação da abundância da fauna e dos parâmetros do ambiente com o estado de conservação da mata ripária mostrou padrões distintos de diferenciação dos perfis para cada microbacia analisada. Tais evidências salientam que outros fatores além do perfil da mata ripária estejam atuando sobre a estrutura da fauna. A escala de trecho (“*reach scale*”) utilizada no trabalho pareceu adequada para prever a distribuição das variáveis ambientais frente aos perfis de estado de conservação da mata ripária, enquanto que para fauna a escala que se mostrou mais adequada foi a de micro-habitat. Possivelmente, tanto características de escala local (substrato, mesohabitats), como regional (características da microbacia como área, rede hidrográfica, proximidade de áreas urbanas) devem ter agido em conjunto na determinação da composição da fauna.

Palavras-chave: escala, insetos aquáticos, mesohabitat, micro habitat, microbacia.

ABSTRACT

Aquatic ecosystems serve as habitat and feeding place for a diversified fauna. Despite the great importance of these environments, the increase in human population and the use of land for different purposes had led to an intense alteration of these places and brought diverse impacts to the fauna of benthic invertebrates. This study aims to analyze the possible influence of different states of riparian vegetation conservation on the habitat and the structure of benthic invertebrates. The work was carried out in 36 streams located in four microbasins, in the suburban and rural area of the municipality of Avaré, SP. In each microbasin was studied 3 streams presenting riparian vegetation on both banks (Forest profile), 3 with forest completely excluded (Pasture profile) and 3 with this vegetation only in one margin (Intermediate profile). Between October and December 2015, the characterization of the streams was carried out using a protocol of physical analysis of the habitat, which allows a comprehensive quantitative analysis and, thus, a detailed stream characterization, and the invertebrates were sampled with a surber sampler (250 μm net). The analysis of the environmental data showed a clear separation between forest and pasture streams, as a function of the substrate and mesohabitat, with forest streams represented by coarse substrate and leaves shelter and pasture streams represented by fine substrate and macrophyte shelter. In the analysis of the fauna composition (presence-absence), there was a separation of altered riparian vegetation profiles (pasture and intermediate) from the forest profile in all microbasins. The same difference was also confirmed for the analysis of ecological indexes (abundance, richness and equitability), with at least one of the indexes showing a significant difference between forest streams and those with altered profiles. However, the relation of fauna abundance and environmental parameters to the state of conservation of the riparian vegetation showed distinct patterns of profile differentiation for each microbasin analyzed. The results emphasizes that other factors besides the profile of the riparian vegetation are acting on the structure of the fauna. The reach scale used in the study seemed adequate to predict the distribution of the environmental variables in relation to the conservation status of riparian vegetation, whereas for fauna the micro-habitat scale was most appropriated. Possibly, both local (substrate, mesohabitats) and regional characteristics (microbasin characteristics such as area, hydrographic network, proximity to urban areas) should have acted together in determining the composition of the fauna.

Keywords: aquatic insects, mesohabitat, microbasin, microhabitat, scale.

INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil apresenta uma grande diversidade de espécies animais, mas que ainda é pouco conhecida perante a riqueza da fauna aqui presente (Lewinsohn e Prado 2002, Agostinho et al. 2005). A maioria dos estudos realizados se refere a ecossistemas terrestres, com um porcentual bem menor em ambientes de água doce (Agostinho et al. 2005), os quais são caracterizados por uma grande diversidade de peixes (Buckup e Menezes 2003) e invertebrados, sendo que os invertebrados bentônicos apresentam papel muito importante na ciclagem de nutrientes (Bueno et al. 2003) e são frequentemente usados em análises de qualidade da água (Rosenberg e Resh 1993).

Esta fauna aquática tem sido cada vez mais ameaçada devido, principalmente, a processos ligados à alteração do habitat, tais como poluição e, assoreamento, construção de barragens e reservatórios, pesca e introdução de espécies, fatores estes que se acentuam nas regiões mais populosas, como a região sudeste (Agostinho et al. 2005).

Alguns desses impactos causam diversas alterações na paisagem, sendo a principal delas a retirada da mata ripária. Shortle et al. (2001) enfatizam a importância dessa vegetação na regulação de entrada de fertilizantes nos córregos, além da manutenção da temperatura da água e estabilidade das margens, evitando a erosão e sedimentação do canal (Allan 2004, Naiman et al. 2005).

O estudo conjunto de características do habitat e da fauna aquática pode ser utilizado para entender e prever impactos ambientais nos ambientes de água doce de pequeno porte (Leung e Dudgeon 2011). No entanto, os córregos são afetados por diversas e interativas alterações, o que torna difícil relacionar precisamente o impacto ao estresse que o causou (Allan 2004, Yoshida e Uieda 2013). Protocolos como o *Biological Monitoring Working Party Score System* (BMWP) ou o índice da comunidade Bentônica para Rios (ICBrios) fundamentados na comparação de sensibilidade à poluição urbana e industrial parecem ser ineficientes quando o ambiente está submetido a efeitos difusos ou a alterações não diretamente relacionadas à poluição (Yoshida e Uieda 2013).

Assim, a aplicação de protocolos ambientais que promovam um maior detalhamento das características do habitat pode permitir uma melhor aproximação da relação do impacto ao estresse causador, garantindo maior eficácia na implementação de medidas de conservação dos corpos d'água.

Objetivos

Na dissertação pretende-se analisar a estrutura do habitat e da fauna de macroinvertebrados bentônicos em riachos de cabeceira sob a influência de diferentes estados de conservação da mata ripária e, com isto, tentar relacionar com maior precisão a relação entre o estresse causador e seu impacto sobre a estrutura desta fauna.

As seguintes questões serão abordadas:

1) Quais as variáveis ambientais que melhor caracterizam os riachos com manutenção (mata) e supressão total ou parcial da mata ripária (pasto e intermediário)?

Os córregos cercados por mata ripária devem apresentar características mais pristinas, com uma estrutura de canal mais estabilizada, com redução na quantidade de sedimentos finos no leito, menores taxas de assoreamento e turbidez da água e maior quantidade de abrigo para a fauna. Por outro lado, riachos presentes em locais com supressão total da mata ripária podem estar mais sujeitos ao assoreamento, à redução de abrigos para a fauna e redução do sombreamento, levando a um aumento nos valores de turbidez e temperatura.. Riachos com supressão da mata somente em uma das margens devem apresentar características que podem variar mais em relação à estrutura física do habitat, como declividade, substrato, configuração do canal, do que com a vegetação do entorno.

2) A estrutura da fauna de macroinvertebrados bentônicos pode variar em função do estado de conservação da mata ripária?

Em riachos de cabeceira com mata ripária íntegra é esperado encontrar uma fauna bentônica mais diversificada, composta principalmente por grupos mais dependentes de substrato grosseiro para se abrigarem e de material vegetal alóctone importado da mata, como local de abrigo e fonte de recurso alimentar. Por outro lado, riachos com supressão total ou parcial da mata ripária podem apresentar comunidades de invertebrados bentônicos caracterizadas por uma baixa equitabilidade e dominância de espécies menos especialistas, mais resistentes a ambientes com elevada deposição de substrato fino no sedimento e menor disponibilidade de material vegetal depositado no leito e margens.

Área de estudo

O estudo foi realizado no município de Avaré, região centro-oeste do Estado de São Paulo, Brasil. Este município encontra-se em uma área de Floresta latifoliada residual, sendo uma vegetação de transição entre cerrado e floresta ombrófila (Cruz Filho 1998).

Embora o município de Avaré esteja inserido na UGRHI Médio Paranapanema (Unidade de Gestão de Recursos Hídricos), os tributários a serem estudados estão localizados

dentro dos limites da UGRHI Alto Paranapanema, compreendendo riachos de até terceira ordem localizados ao sul e a sudeste de Avaré, como descrito e ilustrado por Arruda (2017).

Quatro microbacias foram estudadas, sendo que uma delas é representada por três microbacias de dimensões reduzidas, quando comparado às demais, tendo sido consideradas em conjunto no estudo (Rochas/Pinhal/Santa Bárbara) e analisadas como uma única microbacia de dimensão e rede hidrográfica semelhante às outras (Tabela 1).

Para o desenvolvimento do estudo foram selecionados 36 riachos representando três perfis de conservação da mata ripária comuns na região: (1) Perfil Mata – riachos com mata ripária preservada nas duas margens; (2) Perfil Pasto – sem mata ripária e com presença de pastagem nas duas margens e (3) Perfil Intermediário - uma margem com mata e outra com pastagem. Três riachos de cada perfil foram amostrados em cada uma das quatro microbacias (Pedra Preta, Jacutinga, Ponte Alta, Rochas/Pinhal/Santa Bárbara).

Um trabalho realizado nos mesmos riachos, mas enfocando a ictiofauna (Arruda 2017), foi desenvolvido conjuntamente ao estudo da fauna de invertebrados bentônicos do presente trabalho. Assim, a tomada dos dados ambientais foi realizada em conjunto com Arruda (2017) e utilizando métricas pré-selecionadas de um protocolo de habitat bastante detalhado e relacionadas à cobertura vegetal e características do canal (adaptado de Kaufmann et al. 1999). A seleção prévia dos riachos amostrados foi realizada através de observação visual pelo Google Maps e por visitas ao local. Para verificar se os perfis de conservação da mata ripária estavam condizentes com as características desta vegetação mensuradas no campo através do protocolo, Arruda (2017) submeteu estes parâmetros a análises estatísticas e comprovou uma separação clara dos três perfis. Assim, a seleção do gradiente de cobertura vegetal (Mata, Pasto e Intermediário) realizada a partir de estimativa visual se mostrou válida.

Apresentação do trabalho

Para apresentação da dissertação foi escolhido o modelo de uma revista científica, tendo sido utilizadas as normas da revista *Community Ecology*, para a qual o trabalho será submetido para publicação após a defesa.

Tabela 1. Caracterização geral das microbacias estudadas (PP- Pedra Preta, JA- Jacutinga, PA- Ponte Alta, RPS- Rochas/Pinhal/Santa Bárbara). Densidade hidrográfica = número de cursos d'água / área de drenagem, Densidade de drenagem = malha hidrográfica / área de drenagem.

Variáveis	PP	JA	PA	RPS
Malha hidrográfica (km)	84,5	75	42,8	66,1
Número de cursos d'água	80	108	33	36
Área de drenagem (km ²)	39	37	21	33
Densidade hidrográfica (cursos/km ²)	2,1	2,9	1,6	3,3
Densidade de drenagem (km/km ²)	2,2	2,0	2,0	2,00
Maior ordem dos riachos	4	4	4	3

Referências

- Agostinho, A.A., S. Thomaz, and L.C. Gomes. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*. 19(3): 646-652.
- Allan, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Ver. Ecol. Evol. Syst.* 35: 257–284.
- Arruda, F.P.R. 2017. *Influência da cobertura vegetal sobre a estrutura da ictiofauna de riachos da Bacia do Rio Paranapanema (Avaré, SP)*. Tese de Doutorado. Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Área Zoologia, Instituto de Biociências, UNESP, Campus de Botucatu.
- Bueno, A.A.P., G. Bond-Buckup and B.D.P., Ferreira. 2003. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 20(1): 115-125.
- Buckup, P. A. and N. A. Menezes, editors. 2003. *Catálogo dos peixes marinhos e de água doce do Brasil (in Portuguese)*. Museu Nacional, Rio de Janeiro. Available from <http://www.mnrj.ufrj.br/catalogo/> (accessed November 2004).
- Cruz Filho, J. 1998. *Dossiê completo do aspecto histórico, geográfico, econômico e turístico do Município de Avaré*. Secretaria Municipal de Turismo, Avaré - SP.
- Lewinsohn, T. M., and P. I. Prado. 2002. Biodiversity of Brazil: a synthesis of the current state of knowledge. In: T. M. Lewinsohn and P. I. Prado, (eds), *Biodiversidade brasileira: síntese do estado do conhecimento atual*. Contexto Acadêmica, São Paulo. pp 139–144.

- Leung, A.S.L. and D. Dudgeon. 2011. Scales of spatiotemporal variability in macroinvertebrate abundance and diversity in monsoonal streams: detecting environmental change. *Freshwater Biology*. 56: 1193-1208.
- Naiman, R. J., H. De´Camps and M. E. McClain. 2005. *Riparia – Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier, Amsterdam.
- Rosenberg, D. M. and V. H. Resh. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York.
- Shortle, J. S., D. G. Abler and M. Ribaudó. 2001. *Agriculture and water quality: the issues*. In *Environmental Policies for Agricultural Pollution Control*. CABI Publishing, London.
- Yoshida, C. E and V. S. Uieda. 2013. Mono and multimetric indices for the evaluation of water quality in Atlantic Forest streams. *Ecologia e Meio Ambiente*. 27(2): 79 – 88.

ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DE RIACHOS DE CABECEIRA SOB A INFLUÊNCIA DE DIFERENTES ESTADOS DE CONSERVAÇÃO DA MATA RIPÁRIA

Resumo:

Estudamos 36 riachos (1ª a 3ª ordem) de quatro microbacias com o objetivo de analisar a possível influência de diferentes estados de conservação da mata ripária na estrutura da fauna de invertebrados bentônicos. Em cada microbacia foram estudados três riachos com mata ripária em ambas as margens (perfil mata), três localizados em pastagem e sem mata ripária (perfil pasto) e três com mata em uma margem e pastagem na outra (perfil intermediário). Nos mesmos trechos (80 m de cada riacho) foi realizada a caracterização do ambiente (protocolo de habitat físico) e a amostragem dos invertebrados (Surber, malha 250 µm). Houve uma clara separação entre o perfil de mata e de pasto, em função do substrato e do mesohabitat, com substrato grosseiro e abrigo de folhas representando o perfil de mata e substrato fino e abrigo de macrófitas o de pasto. A composição da fauna (presença e ausência) diferenciou o perfil de mata dos dois perfis alterados (intermediário e pastagem). Esta diferença também foi confirmada pela análise dos índices ecológicos (riqueza, abundância, equitabilidade), com pelo menos um índice apresentando diferença significativa, neste caso também com diferença entre o perfil de mata e os alterados. A escala de trecho (“*reach scale*”) utilizada na presente análise pareceu adequada para prever a relação das variáveis ambientais com os perfis do estado de conservação da vegetação ripária, enquanto que para a fauna a escala que se mostrou mais adequada foi a de micro-habitat, envolvendo características como fluxo, tamanho e constituição do substrato. Isso evidencia que outros fatores além dos perfis da mata ripária estão atuando sobre a estrutura da fauna. Possivelmente, tanto fatores locais (substrato, mesohabitats) quanto regionais (características da bacia como área, rede hidrográfica, proximidade de áreas urbanas) devem ter atuado em conjunto na determinação da composição da fauna.

Palavras-chave: escala, insetos aquáticos, mesohabitat, microhabita, microbacia.

Introdução

Nos cursos de água continentais, o crescente aumento das populações humanas e o uso da terra para diferentes fins têm levado a uma intensa alteração do habitat, sendo as ações antrópicas na paisagem consideradas a principal ameaça para a integridade destes ecossistemas aquáticos (Allan et al. 1997, Strayer et al. 2003, Townsend et al. 2003). No Brasil, alguns documentos respaldam a necessidade de conservação dos corpos d'água, como a Agenda 21 (CNUMAD, 1992:333), documento da Organização das Nações Unidas (ONU) que sugere a aplicação de critérios integrados para a conservação e manejo dos recursos hídricos; a Resolução CONAMA nº 357 de 2005 (Brasil 2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento; o Código Florestal brasileiro (lei nº12651 de 2012) que assegura a proteção de áreas de entorno dos corpos d'água. Mesmo assim, estes ambientes aquáticos têm sofrido constante degradação para suprir as necessidades humanas imediatas, alterando o equilíbrio ecológico e afetando, conseqüentemente, a fauna aquática (e.g. Allan 2004).

Nas últimas décadas, várias atividades, como mineração, construção de barragens e represas, retirada da mata ripária, lançamento de esgoto sem tratamento, introdução de espécies exóticas, entre outros, têm levado a uma grande perda de diversidade nesses ecossistemas e diminuição na qualidade da água (Shepp e Cummins 1997, Goulart e Callisto 2003). Entre estas alterações, a retirada ou alteração da mata ripária pode ser citada como um dos fatores preponderantes para a perda de diversidade, pois esta vegetação ajuda a evitar processos de entrada de pesticidas e fertilizantes nos córregos (Shortle et al. 2001), reduz a incidência de radiação solar, garantindo a manutenção da temperatura, e evita a erosão das margens e sedimentação do canal (Allan 2004, Naiman et al. 2005). Todos estes processos são determinantes para a estruturação da fauna aquática (Macedo et al. 2014, Moraes et al. 2014), podendo ser citado como efeito negativo nessas assembleias a diminuição da riqueza e da diversidade de táxons, com riachos localizados em áreas de agricultura e pastagem suportando menos espécies de insetos aquáticos e peixes sensíveis do que córregos localizados em regiões florestadas (Lenat e Crawford 1994, Wang et al. 1997, Genito et al. 2002, Hepp e Santos 2009).

Os trabalhos que estudam a relação entre os elementos da paisagem e os riachos têm focado na comparação de locais com diferentes intensidades de impacto no entorno do corpo d'água (e.g. Allan 2004). As metodologias mais comumente empregadas para a avaliação deste impacto são baseadas em atributos físicos e químicos da água, mas para complementar estas análises os macroinvertebrados tem sido freqüentemente utilizados devido a sua capacidade de resposta frente a perturbações em diversos tipos de ambientes aquáticos e períodos do ano

(Plafkin et al. 1989), sendo eficientes para prever impactos ambientais (Rosenberg e Resh 1993). Porém, os córregos são afetados por múltiplas e interativas perturbações, ligadas, principalmente, a efeitos difusos da paisagem, como erosão, assoreamento, perda da vegetação ripária e retificação do canal, sendo difícil relacionar a resposta da biota com o estresse causador (Allan 2004, Yoshida e Uieda 2013).

Assim, protocolos como o *Biological Monitoring Working Party Score System* (BMWP) ou o índice da comunidade Bentônica para Rios (ICBrios), fundamentados na comparação de sensibilidade à poluição, parecem ser mais adequados para aplicação em riachos urbanos, onde as modificações nos ambientes aquáticos são mais marcantes. Para riachos com a paisagem do entorno alterada, mas não sujeitos a impactos decorrentes da urbanização, a resposta desses protocolos pode não ser sensível o suficiente para prever estes impactos (Yoshida e Uieda 2013).

Na tentativa de encontrar variáveis ambientais que caracterizem os corpos d'água e que possam ser relacionadas com os efeitos sobre a biota aquática, alguns protocolos para caracterização do habitat foram propostos (Barbour et al. 1999, Kaufmann et al. 1999, Callisto et al. 2002) para identificar os impactos na paisagem, além daqueles relacionados a efeitos pontuais de poluição. Esta caracterização de habitat permite que diversas métricas da paisagem possam ser utilizadas como indicadores de qualidade da água, podendo refletir a intensidade dos impactos causados por ações antrópicas nas bacias hidrográficas (Houlahan e Findlay 2004).

Assim, no presente trabalho utilizamos uma abordagem para a caracterização do habitat que implica na coleta de um grande volume de dados qualitativos e quantitativos para a avaliação do estado de qualidade dos riachos, considerando os padrões regionais e locais para entender a possível relação entre a biota e o uso da terra (Kaufmann et al. 1999). Essa abordagem permite um maior detalhamento na caracterização do habitat, considerando as dimensões do canal (largura e profundidade), tamanho e tipo de substrato do canal, estrutura e complexidade da cobertura da vegetação ripária, alterações antropogênicas e interação do canal com a vegetação ripária (Kaufmann et al. 1999). Esse tipo de tratamento dos dados difere dos protocolos de avaliação rápida (RAPs) utilizados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Plafkin et al. 1989), nos quais os resultados da avaliação da qualidade da água são obtidos diretamente no campo, sendo coletados uma menor quantidade de dados, é mais rápido, porém os resultados podem não apresentar a mesma eficácia, em relação à primeira abordagem, devido a menor abrangência dos dados.

Diante do exposto, o presente trabalho pretende contribuir para a compreensão dos efeitos dos elementos da paisagem na estrutura dos corpos d'água e da biota aquática, uma vez

que é perceptível que os impactos nos ambientes aquáticos não estão isolados e que sua relação com o ecossistema terrestre é grande. Assim, o objetivo foi analisar em riachos de cabeceira as possíveis influências de diferentes estados de conservação da mata ripária sobre a estrutura do habitat e da fauna de macroinvertebrados bentônicos. O estudo foi desenvolvido em riachos com manutenção e com supressão total (nas duas margens) ou parcial (somente em uma margem) da mata ripária, de quatro microbacias localizadas na região sudeste do Brasil. Esta é uma importante zona de recarga e afloramento do Aquífero Guarani, com alta susceptibilidade à erosão, região de agricultura intensiva e pecuária extensiva e de represamentos para geração de energia (Fonte: Comitê da Bacia Hidrográfica do Paranapanema). Nossa hipótese inicial era encontrar em riachos com mata ripária íntegra esperávamos encontrar uma fauna bentônica mais diversificada, composta principalmente por grupos mais dependentes de substrato grosseiro e de material vegetal importado da mata, como local de abrigo e recurso alimentar. Por outro lado, em riachos com supressão total ou parcial da mata ripária uma fauna de invertebrados com baixa equitabilidade e com dominância de espécies menos especialistas, mais resistentes a ambientes com elevada deposição de substrato fino no sedimento e menor disponibilidade de material vegetal depositado no leito e margens.

Materiais e métodos

O trabalho de campo foi desenvolvido ao longo dos meses de outubro, novembro e dezembro de 2015, sendo a caracterização ambiental e a coleta dos macroinvertebrados bentônicos realizada uma vez em cada riacho.

Área de Estudo

Os riachos amostrados estão distribuídos em microbacias localizadas na zona suburbana e rural do município de Avaré, região sudeste do Brasil (Figura 1). A área do município caracteriza-se por uma vegetação de transição entre cerrado e floresta ombrófila (Cruz Filho, 1998) e o clima é do tipo Cwa (quente e úmido e inverno seco), segundo a classificação Koeppen. A média de pluviosidade anual mensurada no município é de 1632,6 mm (período de 2008 a 2015). Para o ano de realização do trabalho (2015) foi registrada uma média de 225 mm na estação chuvosa de (total de 1553 mm, nos meses de janeiro a março e outubro a dezembro) e uma média de 111 mm na estação seca de abril a setembro (total de 666 mm nos meses de abril a setembro).

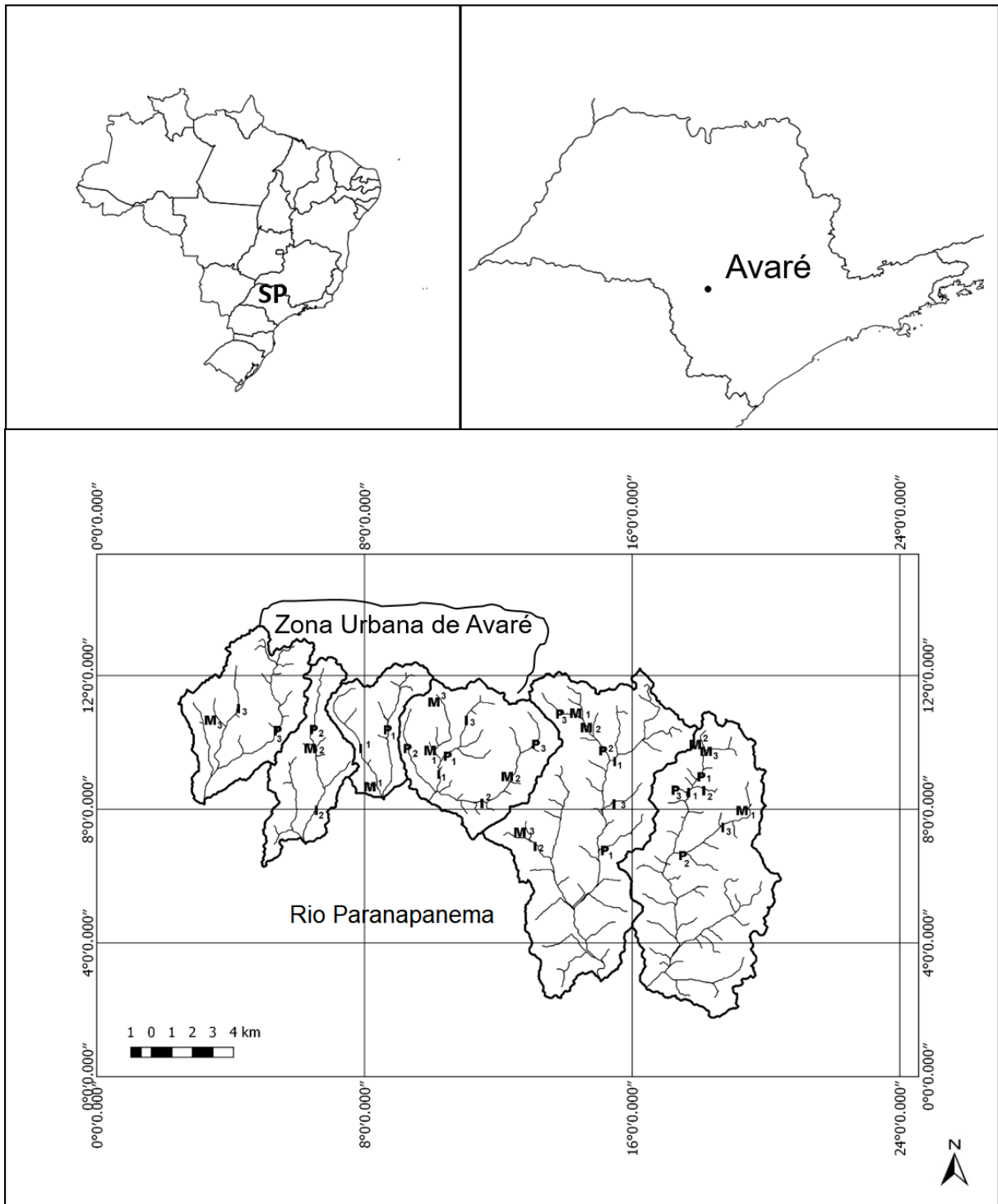


Figura 1. Acima: localização do estado de São Paulo (SP), Brasil, e do Município de Avaré. Abaixo: limite das seis microbacias estudadas e localização dos riachos amostrados em três tipos de perfis da mata ripária (M- mata, P- pasto, I- intermediário). Microbacias (a partir da direita): Pedra Preta, Jacutinga, Ponte Alta, Rochas, Pinhal e Santa Bárbara.

Três das microbacias selecionadas são de dimensões reduzidas, quando comparado às demais, tendo sido consideradas em conjunto no estudo (Rochas/Pinhal/Santa Bárbara) e analisadas como uma única microbacia de dimensão e rede hidrográfica semelhante às demais (Tabela 1). Para o desenvolvimento do estudo foram selecionados 36 riachos representando três perfis da mata ripária comuns na região: (1) Perfil Mata – riachos com mata ripária preservada nas duas margens; (2) Perfil Pasto - presença de pastagem nas duas margens e (3) Perfil Intermediário - uma margem com mata e outra com pastagem (Figura 2). Assim, três riachos de cada perfil foram amostrados em cada uma das quatro microbacias selecionadas: Pedra Preta, Jacutinga, Ponte Alta, Rochas/Pinhal/Santa Bárbara.

Caracterização ambiental

A caracterização dos riachos foi realizada utilizando um protocolo de análise física do habitat (adaptado de Kaufmann et al. 1999), que possibilita uma análise quantitativa ampla e, assim, uma caracterização detalhada do riacho. O protocolo foi aplicado por uma extensão de 80 metros, dividida em onze transectos e dez seções. As métricas mensuradas ao longo de toda esta extensão envolvem aspectos do habitat, como tamanho e morfologia do canal, tipo de substrato, tipo de fluxo e abrigo para a fauna (Tabela A1 no Apêndice eletrônico). Além dessas métricas também foram mensuradas as seguintes variáveis químicas, utilizando uma sonda multiparâmetros (Aquaread AP-2000 e Aquameter): pH, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, turbidez, concentração de oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução (Tabela A1 no Apêndice eletrônico).

Caracterização da Fauna

Após a caracterização ambiental, a coleta dos macroinvertebrados foi realizada na mesma extensão de 80 metros, utilizando um amostrador Surber (malha 250 μm e área de 900 cm^2), em um total de cinco réplicas por riacho, coletadas em locais onde havia o substrato predominante no trecho, determinado a partir da aplicação do protocolo de análise física do habitat. O substrato delimitado pelo quadrante do amostrador foi revolvido por um minuto, sendo o material levado para dentro do Surber despejado em uma bandeja com água do próprio ambiente. A malha foi lavada nesta água, retirando os organismos presos a ela, e o conteúdo da bandeja foi despejado em uma peneira de malha 250 μm , sendo o material nela retido lavado com álcool 70% e acondicionado em potes plásticos devidamente etiquetados, onde foram mantidos até o momento da triagem. Esse procedimento foi repetido para cada réplica coletada.

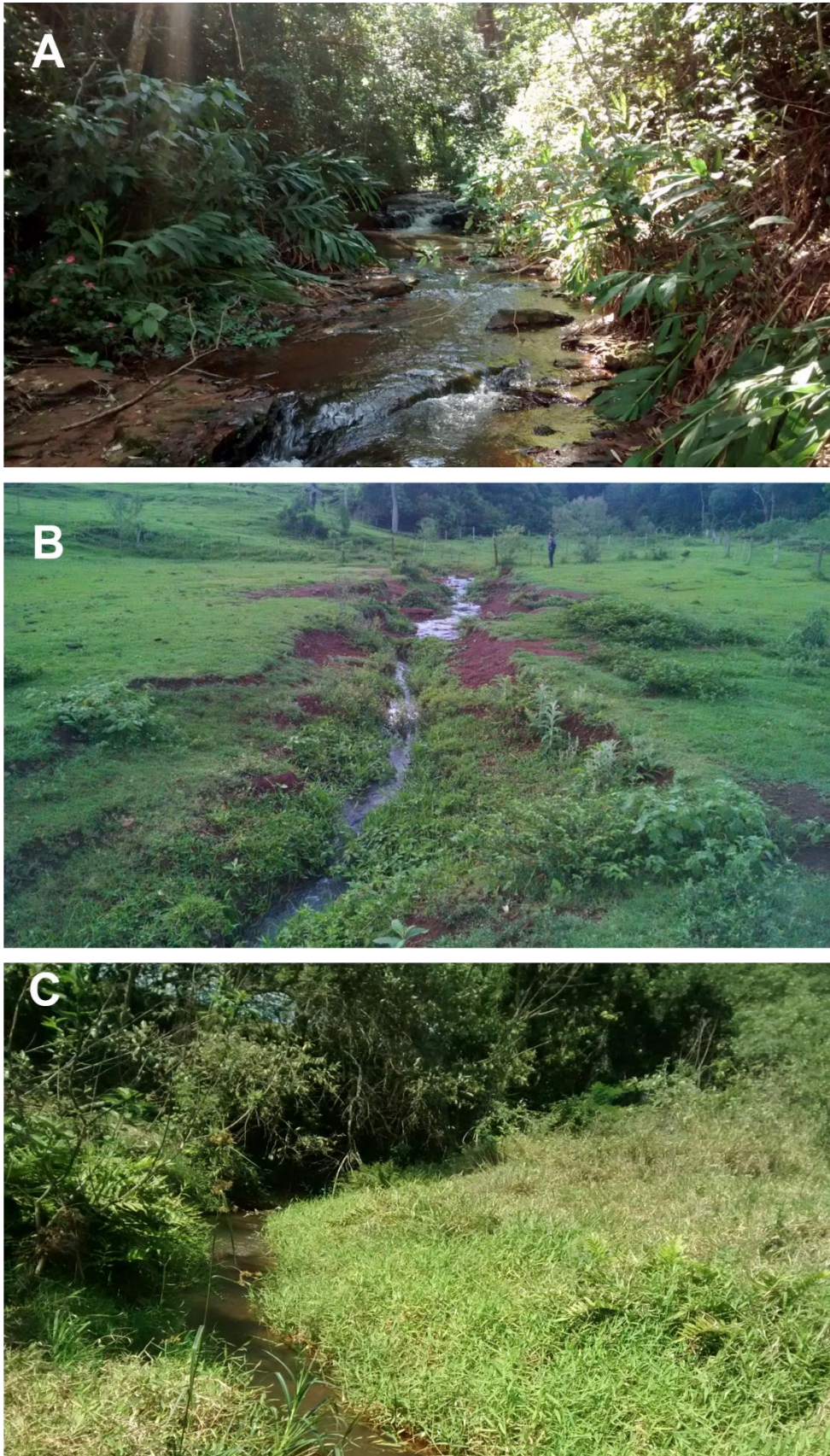


Figura 2. Imagens dos riachos representando os três tipos de perfis estudados (A- Mata; B- Pasto; C- Intermediário).

No laboratório, foi realizado o procedimento de flotação em sal (200 g/L), utilizado para separar os organismos dos substratos inorgânicos através da diferença de densidade entre eles (Kuhlmann et al. 2012). O material sobrenadante foi armazenado em álcool 70% até o momento da identificação, realizada sob estereomicroscópio e microscópio ótico até o menor nível taxonômico possível, com auxílio de bibliografias gerais (Lopretto e Tell 1995, Dominguez e Fernández 2009, Mugnai et al. 2010) e específicas, quando necessário.

Análise dos dados

Uma ordenação de componentes principais (PCA) foi aplicada aos dados ambientais para a representação de sua relação com as amostras (riachos por perfil) projetadas no espaço bidimensional dos dois eixos gerados e com a sobreposição dos vetores dos parâmetros. Para esta análise, o modelo de Broken-Stick (Jackson 1993) foi utilizado para verificar a significância dos eixos.

Para testar possíveis diferenças nas variáveis ambientais quando comparados os perfis foram aplicadas as análises de PERMANOVA (análise de variância multivariada por permutação) e PERMDISP (análise permutacional de dispersões multivariadas). A PERMANOVA gera um valor de pseudo-F e outro de P que quando significativos indicam que existem disparidades entre os grupos estudados, porém essa diferença pode ser determinada tanto pelo tipo de perfil como pela dispersão das amostras. Assim, para entender a origem dessa diferença, aplicamos a PERMDISP que calcula o centroide das amostras de cada grupo e a distância entre cada amostra do centroide, gerando um valor de pseudo-F. Um valor significativo na PERMANOVA e não significativo da PERMDISP indicam que as diferenças entre os grupos não são decorrentes do efeito de dispersão dos dados, mas sim por efeito do estado de conservação da mata ripária (Anderson et al. 2008), sendo neste caso aplicado um teste *pair-wise* para verificar quais perfis diferem quando comparados dois a dois.

A relação das variáveis do ambiente (consideradas somente as variáveis com maior contribuição para a distribuição dos pontos amostrais indicadas na análise PCA) e abundância da fauna com os perfis da mata ripária foi verificada por microbacia através de uma Análise de Redundância (RDA). O Teste de Monte Carlo (9999 permutações, $P < 0,05$) foi utilizado para testar a significância dos dois conjuntos de dados (ambiente e fauna), no qual é gerado um valor de r^2 que indica a variabilidade dos dados (quanto maior o valor de r^2 , mais explicativo é o modelo) e um valor de Pr ($> r$) que explicita a significância.

Para cada microbacia, os dados de abundância do total de UTO's (Unidades Taxonômicas Operacionais) foram submetidos a análises exploratórias com o objetivo de verificar a existência de diferenças em função dos perfis de conservação da mata ripária (mata,

pasto e intermediário). A análise de ordenação de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) foi aplicada aos dados de abundância previamente transformados em $\log(x+1)$, sendo utilizada a medida de Bray-Curtis para gerar a matriz de similaridade. Uma ANOSIM (one-way) foi aplicada à matriz gerada para cada microbacia, com a hipótese nula de não existência de diferenças rejeitada baseado no valor Global de R.

Os dados de abundância, riqueza e equitabilidade (Simpson) do total de UTO's amostradas nos riachos de cada perfil foram representados em gráficos boxplot. Quando este conjunto de dados foi considerado normal (teste de Shapiro-Wilk para testar a normalidade), uma análise de variância (ANOVA) foi aplicada para verificar se as diferenças entre perfis eram significativas; para os dados que não alcançaram a normalidade, mesmo depois de transformados, foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis. Quando as diferenças entre perfis foram significativas, os dados foram submetidos a testes à posteriori, sendo o teste de Tukey utilizado para os dados considerados normais e o teste a pos-hoc para dados não normais.

Os dados de abundância das UTO's por réplica (5 réplicas x 3 riachos por perfil) de cada microbacia foram transformados em dados de presença-ausência para a criação de uma matriz de similaridade utilizando o coeficiente de Jaccard. Para o total de combinações calculadas na matriz para cada perfil (105 combinações), foi verificado o número de valores de similaridade menores que 0,5, ou seja, que indicam menos de 50% de similaridade. Esta matriz de similaridade foi submetida às análises de PERMANOVA e PERMDISP com o objetivo de verificar a influência do estado de conservação da mata ripária sobre a composição da fauna (presença e ausência).

As análises de PCA, NMDS, ANOSIM, Similaridade de Jaccard, PERMANOVA e PERMDISP foram realizadas utilizando o pacote estatístico Primer version 6.1.12 & Permanova + version 1.0.2 (Primer-E Ltd 2009). Para a RDA, ANOVA e a montagem dos gráficos de boxplot foi utilizado o programa R (R Development Core Team 2016), com o pacote "vegan" (Okansen et al. 2017).

Resultados

Ambiente

Nos riachos das quatro microbacias foram mensuradas 20 variáveis ambientais (Tabelas 1 a 4) relacionadas a aspectos do habitat, como tamanho e morfologia do canal (variáveis 2 a 6), tipo de substrato (7 e 8), tipo de fluxo (1, 9 e 10) e abrigo para a fauna (11 a 14), além de variáveis relacionadas às características da água (15 a 20).

Tabela 1. Média e desvio padrão (DP) das variáveis ambientais mensuradas na microbacia Pedra Preta, em três riachos de cada um dos três perfis de vegetação ripária (M = Mata, P = Pasto, I = Intermediário).

	Variáveis	PPM1	PPM2	PPM3	PPI1	PPI2	PPI3	PPP1	PPP2	PPP3	MÉDIA	DP
1	velo (cm/s)	18,34	38,76	30,38	33,30	36,98	49,75	71,46	65,93	11,12	39,56	15,21
2	prof (cm)	15,85	11,51	16,40	10,64	13,70	28,01	26,55	31,74	9,48	18,21	7,04
3	larg (cm)	178,20	231,80	234,50	161,10	167,70	184,10	192,80	140,80	97,20	176,47	30,90
4	area (m ²)	28,25	26,68	38,46	17,14	22,97	51,56	51,18	44,68	9,22	32,24	12,65
5	angu (graus)	33,23	43,45	31,05	35,23	27,18	29,86	33,00	31,45	24,91	32,15	3,62
6	imer (%)	39,09	53,94	33,94	14,55	57,58	92,42	25,45	73,33	26,36	46,30	20,46
7	gros (%)	60,95	55,24	84,76	73,33	48,57	9,52	53,33	24,76	51,43	51,32	15,80
8	fino (%)	39,05	44,76	14,29	26,67	51,43	90,48	46,67	75,24	48,57	48,57	15,87
9	fort (%)	31,82	93,64	88,18	82,73	66,36	41,82	100,00	76,36	64,22	71,68	18,33
10	frac (%)	68,18	6,36	11,82	17,27	33,64	58,18	0,00	23,64	35,78	28,32	18,33
11	alga (%)	0,00	0,00	0,00	6,82	0,00	7,27	0,00	0,00	8,18	2,47	3,30
12	macr (%)	3,64	0,45	0,91	2,73	11,36	60,68	87,50	56,82	50,23	30,48	29,62
13	folh (%)	48,41	27,05	31,36	21,36	12,05	23,41	5,45	7,73	0,91	19,75	11,75
14	made (%)	41,36	19,55	49,32	6,82	8,64	15,45	2,27	0,45	0,45	16,04	13,80
15	pH	7,03	6,69	7,42	7,51	6,95	7,18	7,37	7,03	7,26	7,16	0,21
16	cond (µS/cm)	97,00	27,33	23,00	60,00	45,00	59,33	25,33	37,00	104,33	53,15	24,02
17	SDT (g/L)	62,33	17,33	14,33	38,67	28,33	38,00	16,00	23,67	67,00	33,96	15,59
18	Turb (UNT)	0,00	0,00	0,00	0,00	59,27	0,00	0,00	0,00	57,00	12,92	20,10
19	OD (mg/L)	7,68	7,81	8,10	8,49	7,54	8,42	8,18	8,51	7,43	8,02	0,36
20	POR (mV)	52,03	68,87	130,90	41,03	126,17	90,83	36,50	64,70	15,07	69,57	30,93

Tabela 2. Média e desvio padrão (DP) das variáveis ambientais mensuradas na microbacia Jacutinga, em três riachos de cada um dos três perfis de vegetação ripária (M = Mata, P = Pasto, I = Intermediário).

Variáveis	JAM1	JAM2	JAM3	JAI1	JAI2	JAI3	JAP1	JAP2	JAP3	MÉDIA	DP	
1	velo (cm/s)	43,09	25,30	17,33	62,07	42,02	37,48	67,31	45,58	76,92	46,35	14,95
2	prof (cm)	18,15	16,40	14,22	26,29	40,11	15,98	42,11	25,75	41,93	26,77	9,74
3	larg (cm)	345,60	272,00	157,20	242,20	233,00	198,50	201,90	229,00	142,90	224,70	44,07
4	area (m ²)	62,74	44,61	22,35	63,68	93,45	31,72	85,02	58,96	59,91	58,05	16,77
5	angu (graus)	59,73	46,91	49,14	31,68	38,73	26,68	19,05	35,32	36,05	38,14	9,32
6	imer (%)	50,00	15,15	59,09	7,88	25,45	20,00	100,00	41,82	46,06	40,61	20,88
7	gros (%)	40,00	74,29	42,86	96,19	63,81	92,38	0,00	65,71	8,57	53,76	27,47
8	fino (%)	60,00	25,71	57,14	3,81	36,19	7,62	100,00	34,29	85,71	45,61	26,76
9	fort (%)	86,36	72,73	30,91	94,55	41,82	65,45	72,73	81,82	69,09	68,38	14,88
10	frac (%)	13,64	27,27	69,09	5,45	58,18	34,55	27,27	18,18	30,91	31,62	14,88
11	alga (%)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45	0,00	0,00	0,00	2,73	0,35	0,55
12	macr (%)	3,18	1,36	3,18	15,23	57,50	23,86	87,50	16,82	87,50	32,90	29,73
13	folh (%)	22,73	24,32	22,50	6,82	0,00	13,86	0,00	10,45	0,00	11,19	8,59
14	made (%)	21,82	14,09	25,00	2,73	1,36	5,91	0,91	0,45	3,18	8,38	7,95
15	pH	7,43	7,33	7,41	7,55	6,99	7,57	7,13	7,91	6,83	7,35	0,25
16	cond (µS/cm)	96,67	86,67	77,33	41,67	77,67	110,00	85,67	93,00	101,67	85,59	13,36
17	SDT (g/L)	62,67	56,33	52,33	26,33	50,33	70,67	55,33	60,33	65,33	55,52	8,39
18	Turb (UNT)	0,00	0,00	0,00	78,67	0,00	1,80	0,00	0,00	0,00	8,94	15,49
19	OD (mg/L)	8,09	8,08	7,85	8,01	6,60	8,09	6,18	8,72	6,49	7,57	0,76
20	POR (mV)	29,33	70,53	141,80	61,47	49,00	57,37	48,27	43,13	39,97	60,10	20,78

Tabela 3. Média e desvio padrão (DP) das variáveis ambientais mensuradas na microbacia Ponte Alta, em três riachos de cada um dos três perfis de vegetação ripária (M = Mata, P = Pasto, I = Intermediário).

Variáveis	PAM1	PAM2	PAM3	PAI1	PAI2	PAI3	PAP1	PAP2	PAP3	MÉDIA	DP	
1	velo (cm/s)	40,86	49,36	43,88	59,84	72,82	62,53	45,85	39,12	50,18	51,60	8,97
2	prof (cm)	18,75	23,43	15,85	30,70	23,03	26,50	30,34	28,12	36,43	25,90	5,01
3	larg (cm)	277,70	339,20	165,15	230,95	187,15	314,40	226,40	152,65	176,95	230,06	53,78
4	area (m ²)	52,06	79,47	26,18	70,90	43,10	83,32	68,68	42,92	64,46	59,01	15,95
5	angu (graus)	52,59	49,45	49,00	49,95	44,50	38,36	56,18	42,50	30,05	45,84	6,21
6	imer (%)	25,15	43,94	29,70	18,79	18,79	28,48	23,64	49,09	42,42	31,11	9,36
7	gros (%)	78,64	74,04	53,33	56,73	81,90	69,52	80,00	29,41	0,00	58,18	20,72
8	fino (%)	21,36	25,96	46,67	43,27	18,10	30,48	20,00	70,59	96,55	41,44	20,29
9	fort (%)	84,55	90,00	75,45	60,00	78,18	90,00	71,82	89,09	57,27	77,37	9,99
10	frac (%)	15,45	10,00	24,55	40,00	21,82	10,00	28,18	10,91	42,73	22,63	9,99
11	alga (%)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	36,36	4,04	7,18
12	macr (%)	2,27	2,73	0,00	24,09	23,18	28,41	19,55	52,95	81,82	26,11	18,86
13	folh (%)	25,68	42,73	23,41	7,27	5,00	25,45	2,27	4,55	0,00	15,15	12,59
14	made (%)	42,95	34,77	62,05	5,45	1,82	20,91	1,82	10,00	0,45	20,03	17,91
15	pH	7,86	7,40	7,09	7,66	7,81	7,55	7,63	7,35	7,10	7,49	0,23
16	cond (µS/cm)	77,33	48,67	44,00	95,67	62,00	50,92	75,67	76,67	44,33	63,92	15,48
17	SDT (g/L)	50,00	31,00	28,33	61,67	39,67	32,27	48,67	46,67	28,33	40,73	9,79
18	Turb (UNT)	0,00	0,00	7,93	0,00	0,00	0,00	0,00	35,57	0,00	4,83	7,52
19	OD (mg/L)	8,59	7,64	7,16	8,40	8,87	7,82	8,67	7,25	6,54	7,88	0,67
20	POR (mV)	115,83	50,43	57,40	58,47	34,23	67,33	132,07	26,27	64,53	67,40	25,13

Tabela 4. Média e desvio padrão (DP) das variáveis ambientais mensuradas na microbacia Rochas/Pinhal/Santa Bárbara, em três riachos de cada um dos três perfis de vegetação ripária (M = Mata, P = Pasto, I = Intermediário).

Variáveis	RPSM1	RPSM2	RPSM3	RPSI1	RPSI2	RPSI3	RPSP1	RPSP2	RPSP3	MÉDIA	DP	
1	velo (cm/s)	61,27	57,09	73,41	90,45	69,79	59,56	50,60	51,66	48,64	62,50	10,26
2	prof (cm)	23,53	16,55	23,45	14,80	59,69	13,70	30,89	45,24	53,22	31,23	14,32
3	larg (cm)	425,90	170,20	262,60	392,20	163,40	312,80	308,70	121,90	161,30	257,67	91,97
4	area (m ²)	100,20	28,16	61,57	58,05	97,53	42,85	95,36	55,14	85,84	69,41	22,51
5	angu (graus)	35,09	62,50	58,59	54,77	34,91	39,95	46,86	25,41	40,14	44,25	10,16
6	imer (%)	3,03	22,12	24,85	3,03	33,03	0,00	18,18	40,30	13,33	17,54	11,28
7	gros (%)	84,76	71,43	73,08	80,95	43,75	87,62	83,81	22,58	75,76	69,30	16,06
8	fino (%)	14,29	27,62	17,31	19,05	52,50	12,38	16,19	77,42	21,21	28,66	16,13
9	fort (%)	100,00	94,55	95,45	100,00	100,00	100,00	84,55	95,45	93,64	95,96	3,59
10	frac (%)	0,00	5,45	4,55	0,00	0,00	0,00	15,45	4,55	6,36	4,04	3,59
11	alga (%)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
12	macr (%)	1,82	0,00	1,82	21,36	51,14	9,09	38,86	87,50	58,41	30,00	25,76
13	folh (%)	13,41	18,41	14,55	8,86	0,00	2,27	1,82	0,00	2,27	6,84	6,19
14	made (%)	29,32	35,45	15,68	15,68	18,41	4,09	1,36	2,27	6,82	14,34	9,52
15	pH	7,28	7,28	7,36	7,30	6,93	7,06	7,17	7,02	6,68	7,12	0,18
16	cond (µS/cm)	81,67	77,33	85,00	86,67	76,67	67,33	51,00	94,67	52,00	74,70	11,95
17	SDT (g/L)	53,00	50,00	55,00	55,67	49,33	43,00	32,33	61,00	32,67	48,00	8,00
18	Turb (UNT)	0,00	13,10	0,00	0,00	37,67	0,00	0,00	0,00	0,00	5,64	8,77
19	OD (mg/L)	7,72	7,43	7,79	8,06	6,71	7,44	7,92	7,47	5,88	7,38	0,48
20	POR (mV)	12,43	48,13	118,70	6,90	12,83	1,40	61,20	51,30	33,43	38,48	27,87

Na análise de componentes principais (PCA), aplicada para verificar a influência destas variáveis ambientais na distribuição das amostras no espaço bidimensional, os dois primeiros eixos foram significativos, segundo o modelo de Broken-Stick. O primeiro eixo (PC1) explicou 25,7% da variação dos dados, separando todos os riachos do perfil de mata e a maioria dos riachos do perfil intermediário no quadrante positivo em função dos maiores valores de substrato grosseiro (> 16 mm) e abrigo de banco de folhas (Figura 3, Tabela 5). Já a maior parte dos riachos de pasto se distribuiu no quadrante negativo do PC2 (19,7%), em função dos maiores valores de velocidade, área e mesohabitats de fluxo forte (Figura 3, Tabela 5). O resultado da PERMANOVA (pseudo-F = 3,867; p = 0,0001) indicou a existência de diferenças entre os perfis e a PERMDISP (F = 2,3156; p = 0,1646) confirmou que estas diferenças não são decorrentes do efeito de dispersão dos dados, mas sim por efeito do perfil da mata ripária.

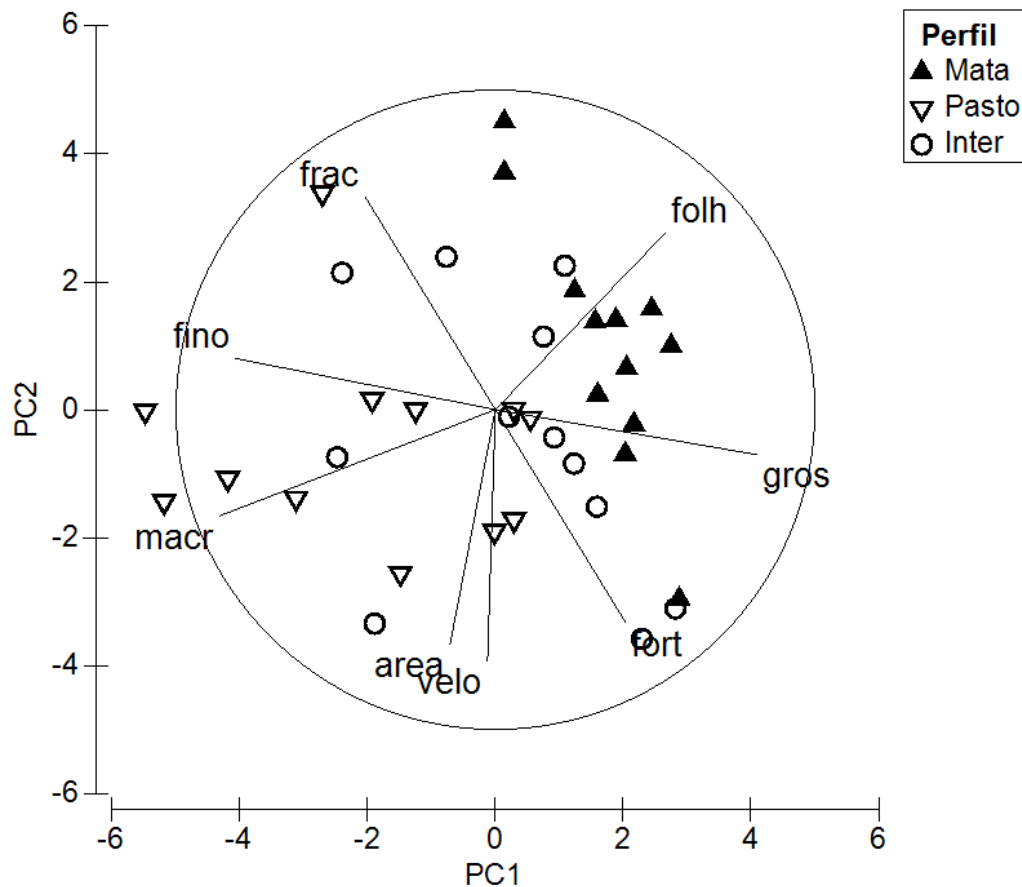


Figura 3. Gráfico bidimensional com a distribuição dos riachos amostrados nos três perfis da mata ripária. Os vetores representam as variáveis ambientais com maior contribuição para esta distribuição (área- área, velo- velocidade média, fino- substrato <16 mm, gros- substrato >16 mm, frac- mesohabitats de fluxo fraco, fort- mesohabitats de fluxo forte, folh- abrigo folhas, macr- abrigo macrófitas).

Tabela 5. Valores dos coeficientes de combinações lineares dos dois eixos (PC1 e PC2) da Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada às variáveis ambientais. Em negrito os valores que melhor explicaram a distribuição das amostras nos dois eixos (>0,300).

	VARIÁVEIS	PC1	PC2
1	Velocidade média (m/s)	0,002	-0,401
2	Profundidade média (cm)	-0,250	-0,294
3	Largura média (cm)	0,284	-0,208
4	Área (m ²)	-0,037	-0,379
5	Ângulo médio das margens (graus)	0,272	-0,025
6	Imersão média (%)	-0,228	0,259
7	Substrato > 16mm (%)	0,353	0,002
8	Substrato < 16 mm (%)	-0,310	0,122
9	Mesohabitats fluxo forte (%)	0,158	-0,326
10	Mesohabitats fluxo fraco (%)	-0,168	0,369
11	Média abrigo Alga filamentosa (%)	-0,232	0,128
12	Média abrigo Macrófita (%)	-0,334	-0,191
13	Média abrigo Banco de folhas (%)	0,324	0,253
14	Média abrigo Madeira (%)	0,264	0,125
15	pH	0,199	0,067
16	Condutividade (µS/cm)	-0,055	0,002
17	Sólidos dissolvidos totais (g/L)	-0,053	0,007
18	Turbidez (UNT)	-0,037	0,058
19	Oxigênio dissolvido (mg/L)	0,260	0,142
20	Potencial de oxido redução (mV)	-0,029	0,283

Tabela 6. Resultados do Teste de Monte Carlo, aplicado para verificar a significância de contribuição da abundância da fauna e das variáveis do ambiente na análise de redundância, com apresentação somente das UTO's e dos dados ambientais que apresentaram valores significativos.

Pedra Preta	Siglas	r²	Pr (>r)	Jacutinga	Siglas	r²	Pr (>r)
Crustacea - Amphipoda	Amph	0,6618	0,0242	Annelida - Oligochaeta	Olig	0,7072	0,0263
Coleoptera - <i>Heterelmis</i>	Hete	0,8921	0,0019	Chelicerata - Acarina	Acar	0,8654	0,0017
Chironomidae -Tanypodinae	Tany	0,8281	0,0080	Crustacea - Copepoda	Cope	0,8063	0,0089
Diptera - Simuliidae	Simu	0,8967	0,0005	Chironomidae -Tanypodinae	Tany	0,7337	0,0192
Ephemeroptera - <i>Americabaetis</i>	Amer	0,7618	0,0156	Chironomidae - Orthocladiinae	Orth	0,8052	0,0088
Ephemeroptera - <i>Traverhyphes</i>	Trav	0,8787	0,0008	Ephemeroptera - <i>Americabaetis</i>	Amer	0,9213	0,0002
Plecoptera - <i>Paragripopteryx</i>	Para	0,7645	0,0150	Ephemeroptera - <i>Baetodes</i>	Baet	0,7000	0,0306
Trichoptera - <i>Smicridea</i>	Smic	0,8519	0,0026	Trichoptera - <i>Smicridea</i>	Smic	0,6444	0,0483
Substrato > 16 mm	GROS	0,7534	0,0084	Abrigo de folhas	FOLH	0,6724	0,0449
				Abrigo de macrófitas	MACR	0,8223	0,0066
Ponte Alta	Siglas	r²	Pr (>r)	Rochas/Pinhal/Santa Bárbara	Siglas	r²	Pr (>r)
Mollusca - Bivalvia	Biva	0,7854	0,0136	Mollusca - Bivalvia	Biva	0,8920	0,0007
Crustacea - Copepoda	Cope	0,9789	0,0006	Annelida - Oligochaeta	Olig	0,8039	0,0052
Crustacea - Ostracoda	Ostr	0,9019	0,0043	Chelicerata - Acarina	Acar	0,6601	0,0339
Chironomidae -Tanypodinae	Tany	0,6876	0,0249	Chironomidae -Tanypodinae	Tany	0,9701	0,0002
Diptera - Simuliidae	Simu	0,8318	0,0297	Chironomidae -Chironominae	Chir	0,7295	0,0283
Ephemeroptera - <i>Americabaetis</i>	Amer	0,7531	0,0130	Ephemeroptera - <i>Baetodes</i>	Baet	0,7446	0,133
Ephemeroptera - <i>Baetodes</i>	Baet	0,8078	0,0037	Mesohabitats de fluxo fraco	FRAC	0,6596	0,0367
Ephemeroptera - <i>Traverhyphes</i>	Trav	0,7863	0,0057				
Ephemeroptera - <i>Hagenulopsis</i>	Hage	0,7301	0,0099				
Substrato > 16 mm	GROS	0,8847	0,0362				
Mesohabitats de fluxo fraco	FRAC	0,6970	0,0187				
Mesohabitats de fluxo forte	FORT	0,7643	0,0102				
Abrigo de folhas	FOLH	0,6379	0,0410				

Fauna

Foram amostradas um total de 138 Unidades Taxonômicas Operacionais (UTO's), representadas por 92235 indivíduos (Tabela A2 no Apêndice eletrônico). Em relação aos diferentes perfis de vegetação ripária comparados, no geral o perfil Mata apresentou a menor abundância, mas o percentual de UTO's raras foi elevado em todos os perfis (Tabelas 7 e 8). Nas quatro microbacias, o grupo Hexapoda apresentou a maior abundância relativa, com as ordens Diptera e Ephemeroptera se sobressaindo em abundância (Tabelas 7 e 8). Porém, algumas características particulares relacionadas à composição da fauna diferenciaram as microbacias.

Tabela 7. Abundância relativa dos invertebrados amostrados nos três perfis (Mata, Pasto, Intemediário) das microbacias Pedra Preta e Jacutinga, analisada ao nível de grandes grupos e ordens de Hexapoda, e índices ecológicos do total de UTO's amostradas (raras = abundância relativa <1%).

Grandes Grupos (%)	Pedra Preta			Jacutinga		
	Mata	Pasto	Interm	Mata	Pasto	Interm
Cnidaria	0,02	-	0,01	-	-	0,01
Platyhelminthes	0,81	0,73	1,95	0,22	0,52	0,04
Nemertea	0,11	0,08	0,03	0,09	0,06	0,04
Mollusca	0,53	1,37	0,35	0,76	0,88	1,06
Annelida	1,76	2,33	0,92	2,31	1,69	1,20
Nematoda	0,17	0,24	0,04	-	0,74	0,08
Chelicerata	13,04	1,63	1,25	4,67	4,05	1,85
Crustacea	2,10	0,36	3,39	3,34	2,20	16,47
Hexapoda	81,46	93,27	92,07	88,61	89,88	79,26
Ordens Hexapoda (%)	Mata	Pasto	Interm	Mata	Pasto	Interm
Coleoptera	2,09	1,11	3,66	3,21	0,45	3,43
Diptera	63,23	67,71	69,20	66,77	65,66	73,78
Ephemeroptera	5,38	24,72	16,70	15,76	28,34	13,03
Hemiptera	0,42	0,17	0,22	0,75	0,50	0,39
Lepidoptera	0,26	0,02	0,05	0,35	0,04	0,01
Megaloptera	-	0,01	-	-	-	0,01
Odonata	0,95	0,51	0,39	0,95	0,66	0,57
Plecoptera	24,43	1,46	3,01	1,61	0,35	1,98
Trichoptera	3,25	4,29	6,77	10,59	4,00	6,78
Total UTO's	Mata	Pasto	Interm	Mata	Pasto	Interm
Abundância	5292	14878	16675	2248	15069	10621
Riqueza Total	71	80	66	60	67	76
Riqueza Raras	58	69	53	43	56	61
% Raras	81,69	86,25	80,30	71,67	83,58	80,26

Tabela 8. Abundância relativa dos invertebrados amostrados nos três perfis (Mata, Pasto, Intemediário) das microbacias Ponte Alta e Rochas/Pinhal/Santa Bárbara, analisada ao nível de grandes grupos e ordens de Hexapoda, e índices ecológicos do total de UTO's amostradas (raras = abundância relativa <1%).

Grandes Grupos (%)	Ponte Alta			Rochas/Pinhal/Santa Bárbara		
	Mata	Pasto	Interm	Mata	Pasto	Interm
Cnidaria	-	-	-	0,22	-	-
Platyhelminthes	0,24	0,10	0,32	1,56	0,38	0,08
Nemertea	0,31	0,12	0,14	0,04	0,02	-
Mollusca	1,63	4,30	1,53	2,04	2,47	0,15
Annelida	16,58	16,15	23,04	11,42	22,32	4,62
Nematoda	0,14	0,04	0,04	-	0,13	0,02
Chelicerata	4,70	7,26	5,23	6,07	4,06	0,95
Crustacea	2,01	15,36	1,55	1,27	2,17	0,78
Hexapoda	70,63	51,69	62,05	77,37	68,45	93,39
Ordens Hexapoda (%)	Mata	Pasto	Interm	Mata	Pasto	Interm
Coleoptera	10,89	1,48	5,82	7,57	1,45	0,98
Diptera	38,51	64,37	47,99	41,75	68,49	84,41
Ephemeroptera	34,07	25,38	27,78	32,39	17,69	10,57
Hemiptera	0,10	1,16	0,06	0,09	0,03	0,02
Lepidoptera	0,05	0,12	0,09	-	-	0,02
Megaloptera	0,05	0,06	0,03	0,52	0,03	-
Odonata	1,25	1,68	0,57	0,28	0,74	0,02
Plecoptera	2,84	0,20	0,72	2,77	0,79	0,36
Trichoptera	12,24	5,54	16,94	14,62	10,78	3,61
Total UTO's	Mata	Pasto	Interm	Mata	Pasto	Interm
Abundância	2827	6337	5278	2749	5541	4720
Riqueza Total	61	59	74	60	63	47
Riqueza Raras	38	45	58	45	48	40
% Raras	62,30	76,27	78,38	75,00	76,19	85,11

Pedra Preta

Para a microbacia Pedra Preta, apesar de Hexapoda ter sido o grupo mais abundante em todos os perfis, nos riachos de Mata Chelicerata-Acarina também representou mais de 10% da abundância relativa (Tabela 7). Nesta microbacia, a ordem Diptera foi no geral a mais abundante, mas os perfis se diferenciaram pelo maior porcentual também de Plecoptera na Mata e de Ephemeroptera no Pasto e Intermediário (Tabela 7).

A análise de NMDS (Figura 5), aplicada para os dados de abundância do total de UTO's, salientou a grande similaridade entre a maioria dos riachos de mata (Grupo I), o agrupamento das réplicas para cada riacho de pasto (Grupos II, III e IV) e uma grande dispersão das réplicas dos riachos intermediários, com o agrupamento de apenas um dos riachos desse perfil (Grupo V).

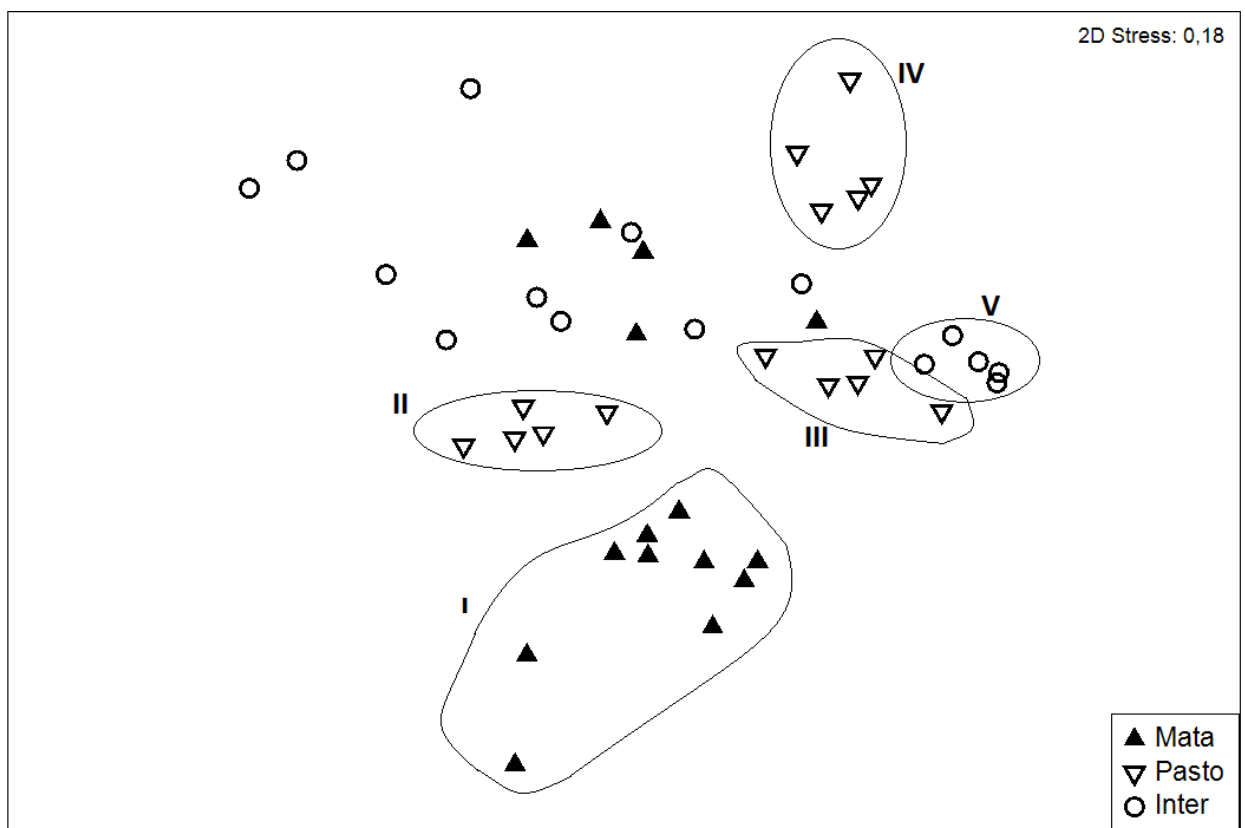


Figura 5. Resultados da NMDS aplicada para os dados de abundância do total de UTO's amostradas na microbacia Pedra Preta, com representação das cinco réplicas de cada um dos três riachos amostrados por perfil da vegetação ripária.

Apesar da ANOSIM aplicada para os dados de abundância da fauna amostrada na microbacia Pedra Preta não ter indicado diferença significativa entre os perfis analisados ($R=0,299$), a análise da composição realizada através do coeficiente de Jaccard (presença-ausência) indicou que mais de 70% de todas as combinações apresentaram menos da metade de táxons em comum, ou seja, houve diferença na composição da fauna. Essa diferença foi comprovada pela PERMANOVA ($p = 0,0001$) e PERMDISP ($p = 0,9229$) que indicaram diferenças significativas (teste *pair-wise*) nas comparações entre os três tipos de entorno analisados.

Em relação aos índices ecológicos (Figura 6), a ANOVA indicou diferença significativa somente para a abundância, com o teste a posteriori apontando para diferença significativa entre os riachos de mata e pasto ($p = 0,0369$).

Jacutinga

Para essa microbacia, Hexapoda apresentou a maior abundância em todos os perfis, sendo que Crustacea também mostrou uma abundância maior que 10% nos riachos do perfil intermediário (Tabela 7). Para Hexapoda, se sobressaíram em abundância Diptera e Ephemeroptera nos três perfis, mas com porcentual maior que 10% de Trichoptera também nos riachos de mata.

A NMDS (Figura 7) com todas as réplicas mostrou a formação de dois conjuntos distintos, sendo um com as réplicas dos riachos de pasto e intermediário (Grupo I) e outro com as réplicas dos riachos de mata (Grupo II). Embora a ANOSIM não tenha indicado diferença significativa entre os perfis ($R=0,276$), a análise qualitativa pelo coeficiente de Jaccard (presença-ausência) indicou que em 50% das combinações possíveis as assembleias apresentaram menos da metade de táxons em comum, ou seja, houve diferença na estrutura da fauna, o que foi confirmado pelas análises de PERMANOVA ($p = 0,0025$) e PERMDISP ($p= 0,2875$) que indicaram diferenças significativas do perfil Mata com os dois perfis alterados (Intermediário e Pasto).

Os três índices ecológicos analisados (Figura 8) apresentaram diferenças significativas entre os perfis de mata ripária. Para a abundância, o perfil mata diferiu do pasto ($p=0,040$) e do intermediário ($p=0,0003$), mata com 1/5 da abundância dos outros dois (Tabela 7). O mesmo ocorreu para a riqueza, mata diferindo do intermediário ($p = 0,008$) e do pasto ($p = 0,05$). Já a equitabilidade apresentou diferença somente entre os perfis mata e pasto ($p = 0,003$), maior no primeiro.

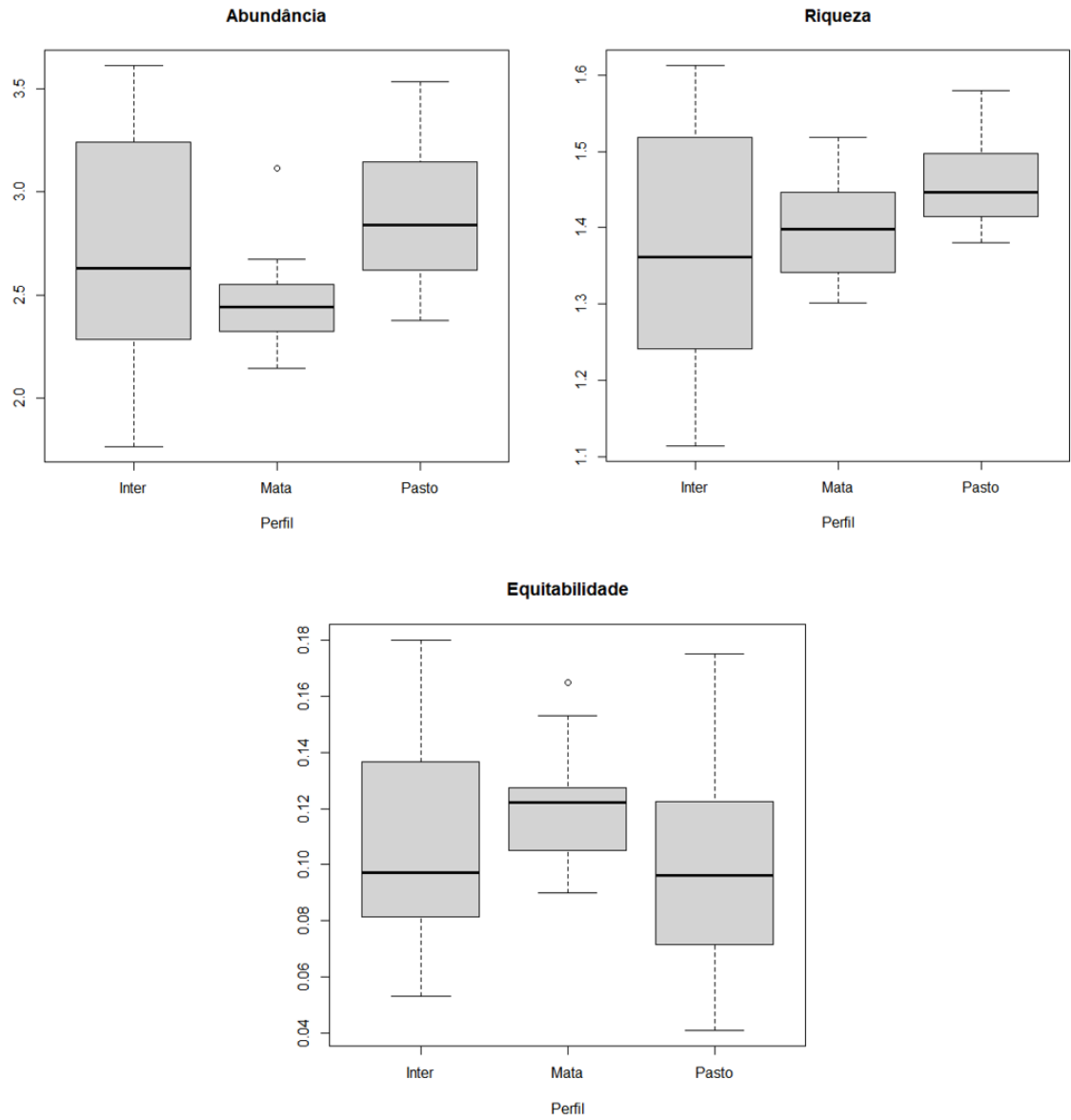


Figura 6. Gráficos boxplot dos índices ecológicos calculados para as UTO's amostradas nos três perfis da microbacia Pedra Preta.

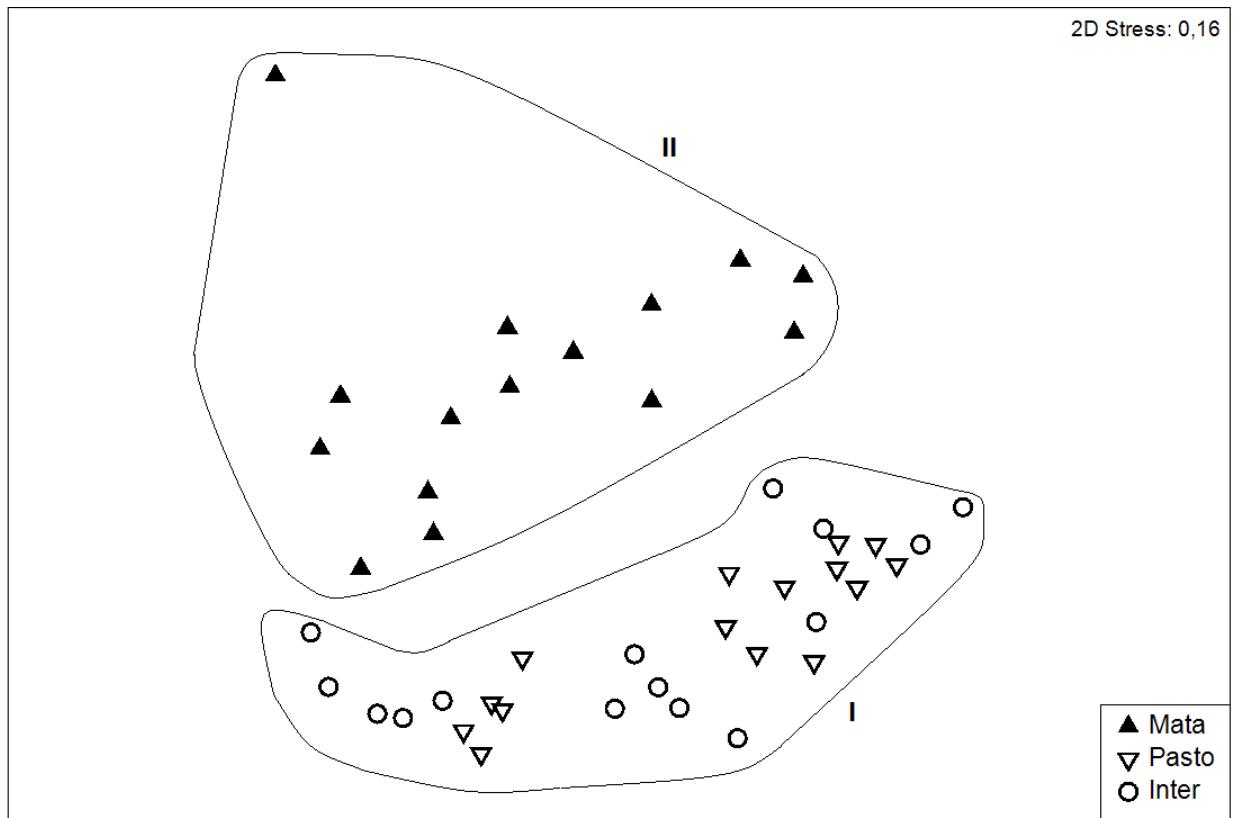


Figura 7. Resultados da NMDS aplicada para os dados de abundância do total de UTO's amostradas na microbacia Jacutinga, com representação das cinco réplicas de cada um dos três riachos amostrados por perfil de vegetação ripária.

Ponte Alta

Nesta microbacia a maior abundância foi de Hexapoda (ordens Diptera e Ephemeroptera), seguido de Annelida em todos os perfis (Tabela 8). Porém, os riachos de pasto se diferenciaram por apresentar mais que 10% de abundância de Crustacea e os de mata e intermediário mais de 10% de Trichoptera (Tabela 8).

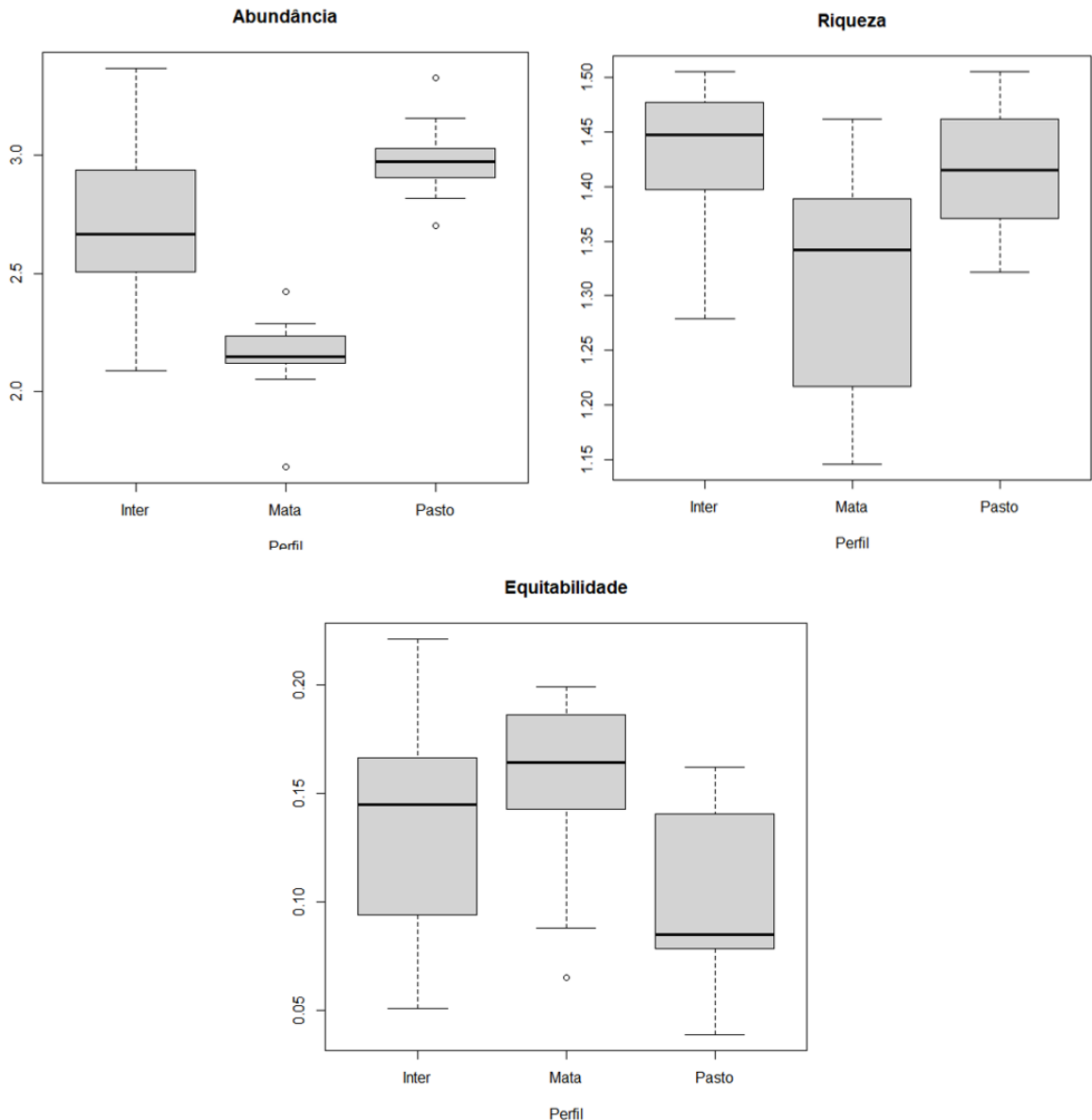


Figura 8. Gráficos boxplot dos índices ecológicos calculados para as UTO's amostradas nos três perfis da microbacia Jacutinga.

A NMDS com todas as réplicas amostradas (Figura 9) aproximou a maioria das réplicas do perfil mata, no entanto dividiu os outros perfis em dois conjuntos, cinco réplicas de um dos riachos intermediário formando um grupo (Grupo I) e cinco de um riacho de pasto formando outro (Grupo II), enquanto os demais riachos dos dois perfis alterados se uniram aos de mata num grande agrupamento (Grupo III).

Apesar da análise de similaridade (ANOSIM) não ter indicado diferenças significativas quando comparados os perfis ($R = 0,179$), a análise de presença-ausência através do coeficiente de Jaccard indicou que em 50% das combinações possíveis as assembleias apresentaram menos

da metade de táxons em comum, ou seja, houve diferença na estrutura da fauna, sendo que a PERMANOVA ($p = 0,0001$) e o PERMDISP ($p=0,8776$) indicaram diferenças significativas (teste *pair-wise*) nas comparações entre os três tipos de entorno analisados.

Em relação aos índices ecológicos (Figura 10), apenas a riqueza apresentou diferença significativa entre os perfis, sendo essa diferença entre os riachos intermediário e pasto ($p = 0,02$).

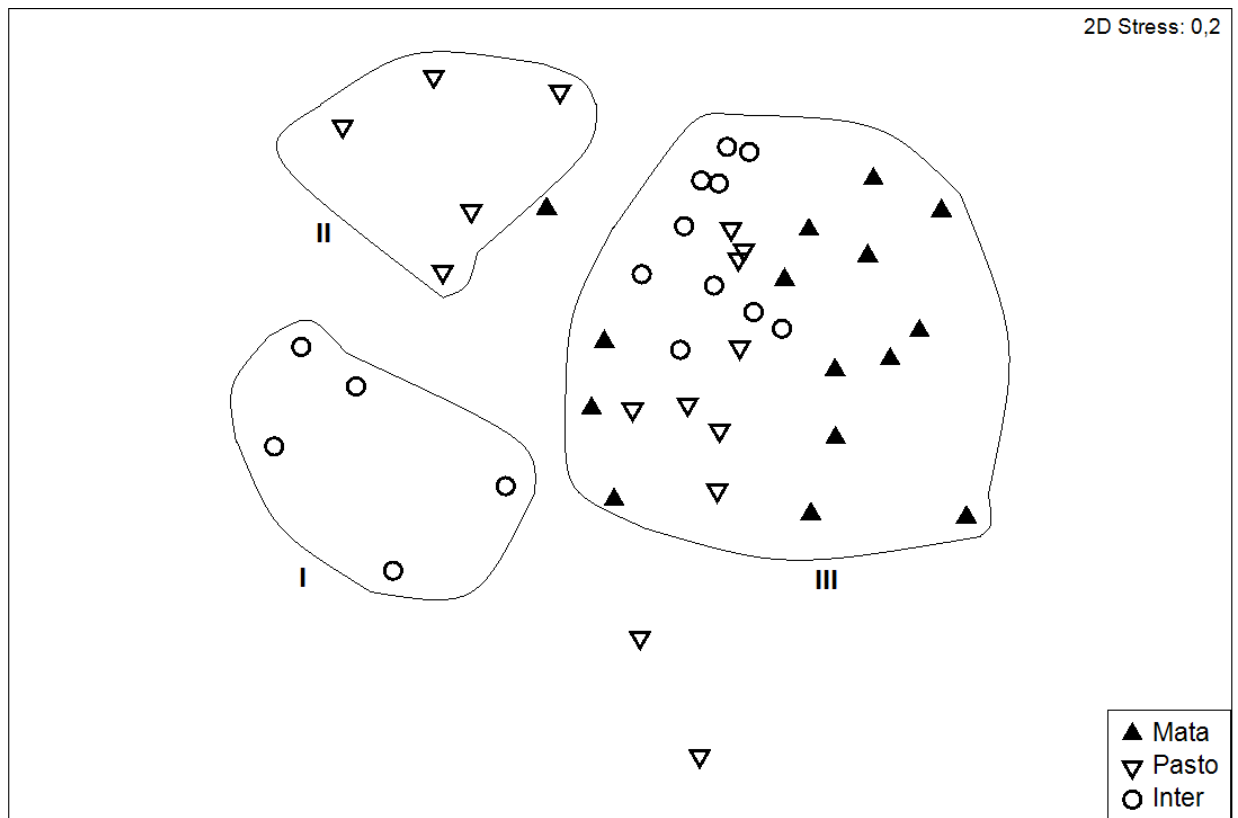


Figura 9. Resultados da NMDS aplicada para os dados de abundância do total de UTO's amostradas na microbacia Ponte Alta, com representação das cinco réplicas de cada um dos três riachos amostrados por perfil de vegetação ripária.

Rochas/Pinhal/Santa Bárbara

Hexapoda foi o grupo mais abundante nos três perfis, seguido por Annelida com mais de 10% nos riachos de mata e pasto (Tabela 8). As ordens Diptera e Ephemeroptera se sobressaíram em abundância nos três perfis, mas mata e pasto também apresentaram maior abundância de Trichoptera (Tabela 8).

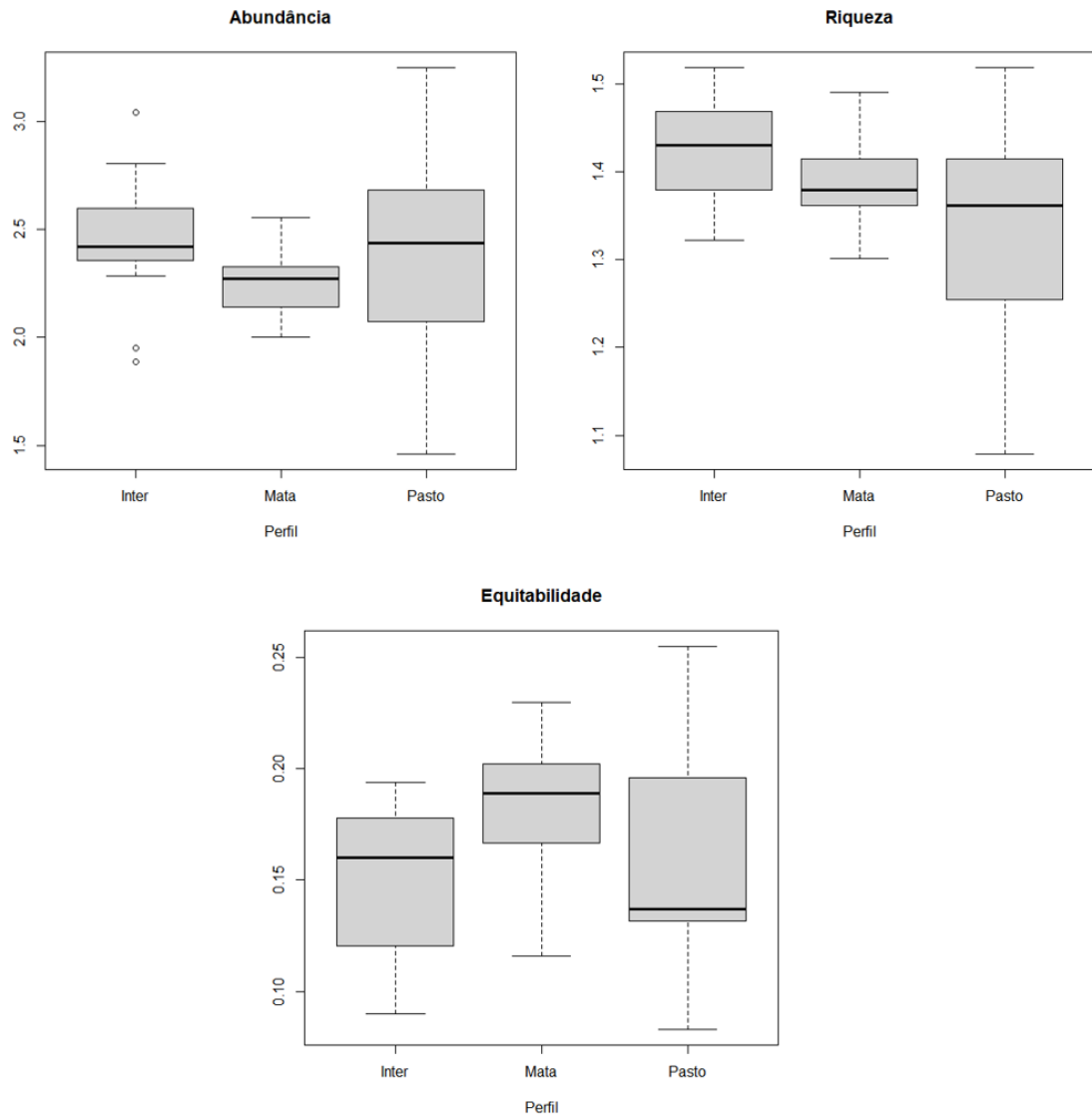


Figura 10. Gráficos boxplot dos índices ecológicos calculados para as UTO's amostradas nos três perfis da microbacia Ponte Alta.

A análise de NMDS considerando todas as réplicas (Figura 11) mostrou a separação da maioria dos riachos do perfil intermediário (Grupo I), a separação de dois riachos de mata (Grupos II e III) e dos três de pasto (Grupos IV, V e VI). Embora a ANOSIM não tenha indicado diferenças significativas entre os perfis ($R = 0,247$), a análise dos dados de presença-ausência mostrou que em 50% das combinações possíveis as assembleias apresentaram menos da metade de táxons em comum, ou seja, houve diferença na estrutura da fauna, com os resultados da PERMANOVA ($p = 0,0001$) e PERMDISP ($p = 0,4427$) indicando diferenças significativas entre os três perfis analisados.

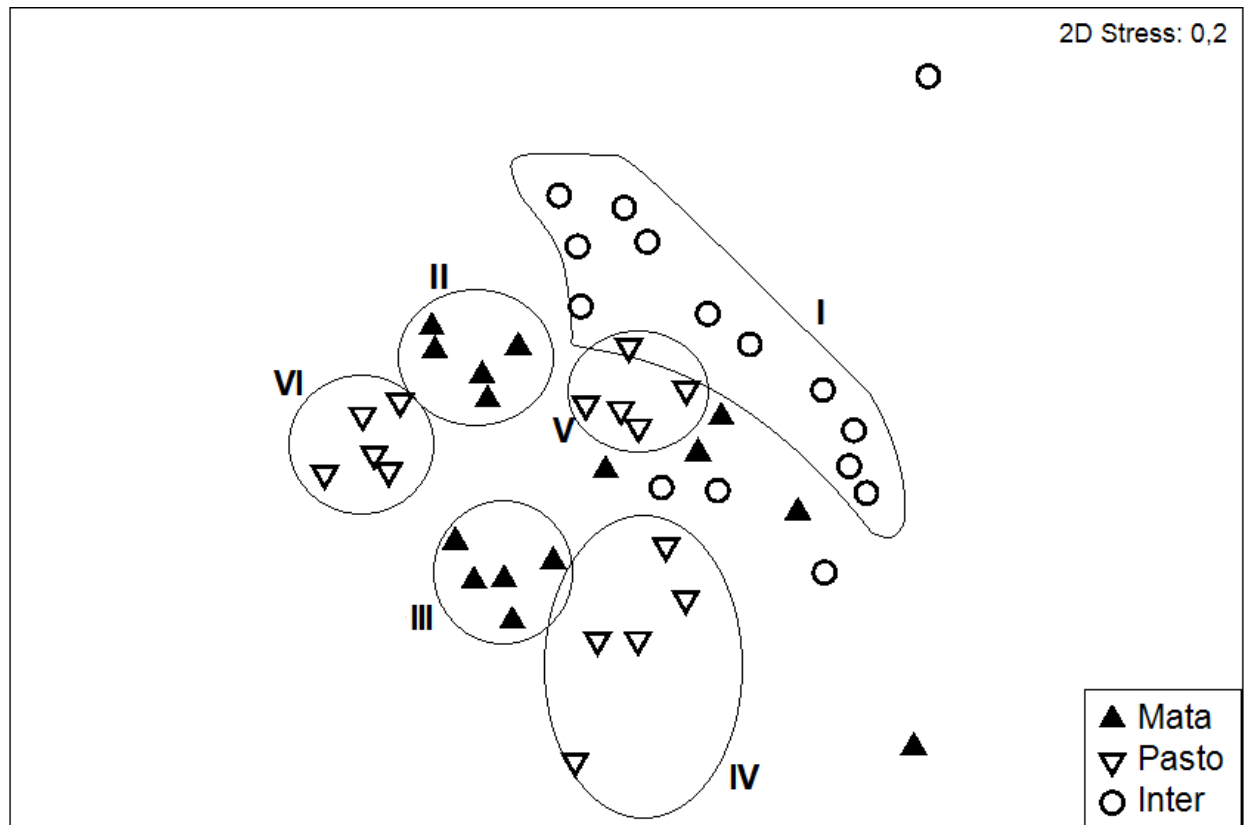


Figura 11. Resultados da NMDS aplicada para os dados de abundância do total de UTO's amostradas na microbacia Rochas/Pinhal/Santa Bárbara, com representação das cinco réplicas de cada um dos três riachos amostrados por perfil de vegetação ripária.

Os índices de riqueza e equitabilidade apresentaram diferenças significativas (Figura 12), nos dois casos com menores valores nos riachos intermediários. Estas diferenças foram entre os perfis mata e intermediário para a riqueza ($p = 0,014$) e para a equitabilidade ($p = 0,026$).

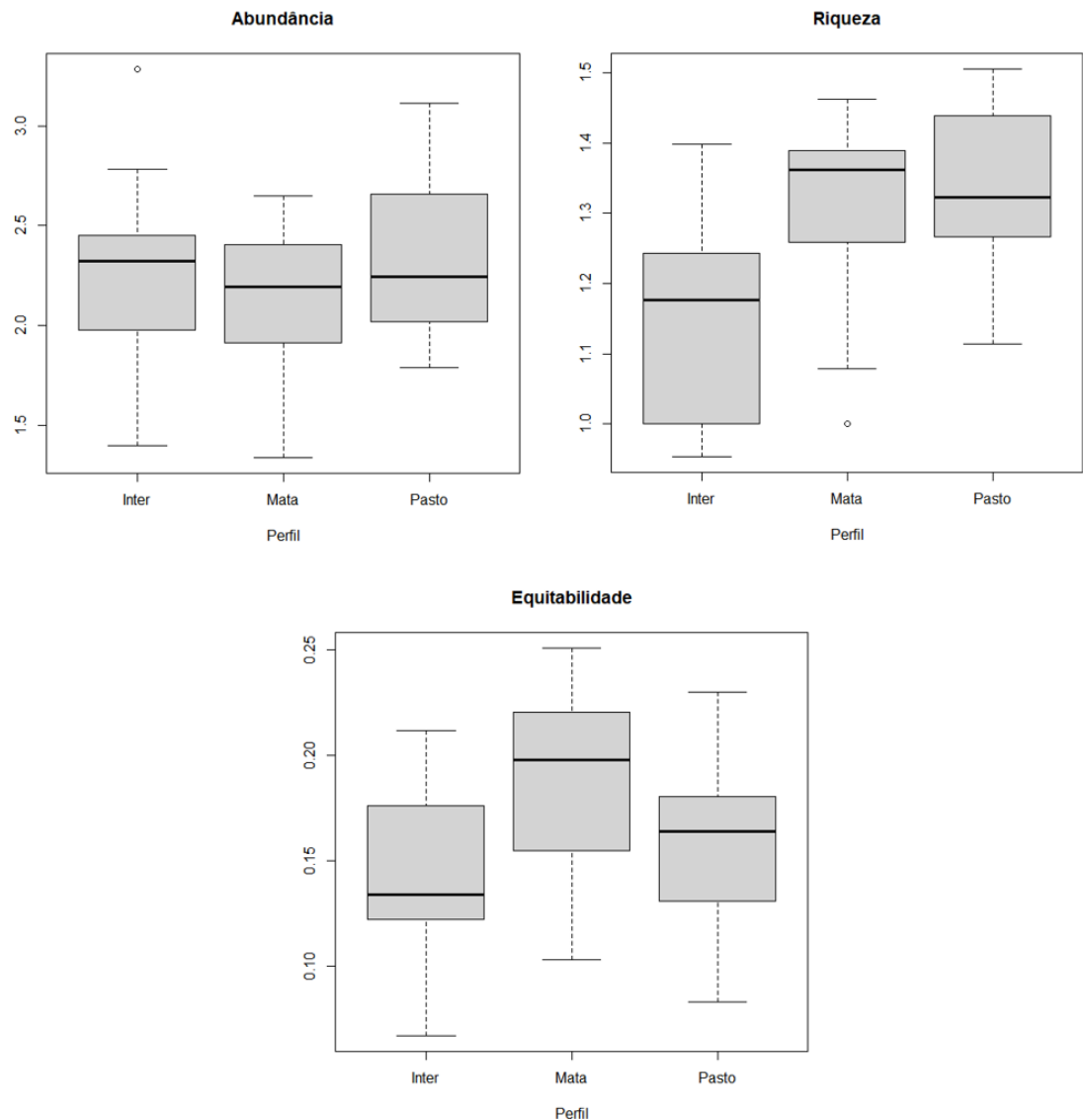


Figura 12. Gráficos boxplot dos índices ecológicos calculados para as UTO's amostradas nos três perfis da microbacia Rochas/Pinhal/Santa Bárbara.

Relação entre Fauna e Ambiente

A análise de redundância (RDA), utilizada para verificar a relação da abundância da fauna e dos parâmetros do ambiente com o estado de conservação da mata ripária, mostrou padrões distintos de diferenciação dos perfis para cada microbacia analisada (Figura 4).

Na microbacia Pedra Preta (Figura 4A) os riachos de mata foram separados no quadrante negativo da RDA2 (18%), enquanto a maioria dos riachos dos perfis intermediário e pasto foram separados no quadrante positivo desse mesmo eixo. A única variável ambiental significativa foi substrato grosseiro, separada no lado positivo da RDA1 (45%), enquanto para

a fauna as oito UTO's com valores significativos foram separadas no lado negativo deste eixo (Figura 4A, Tabela 6).

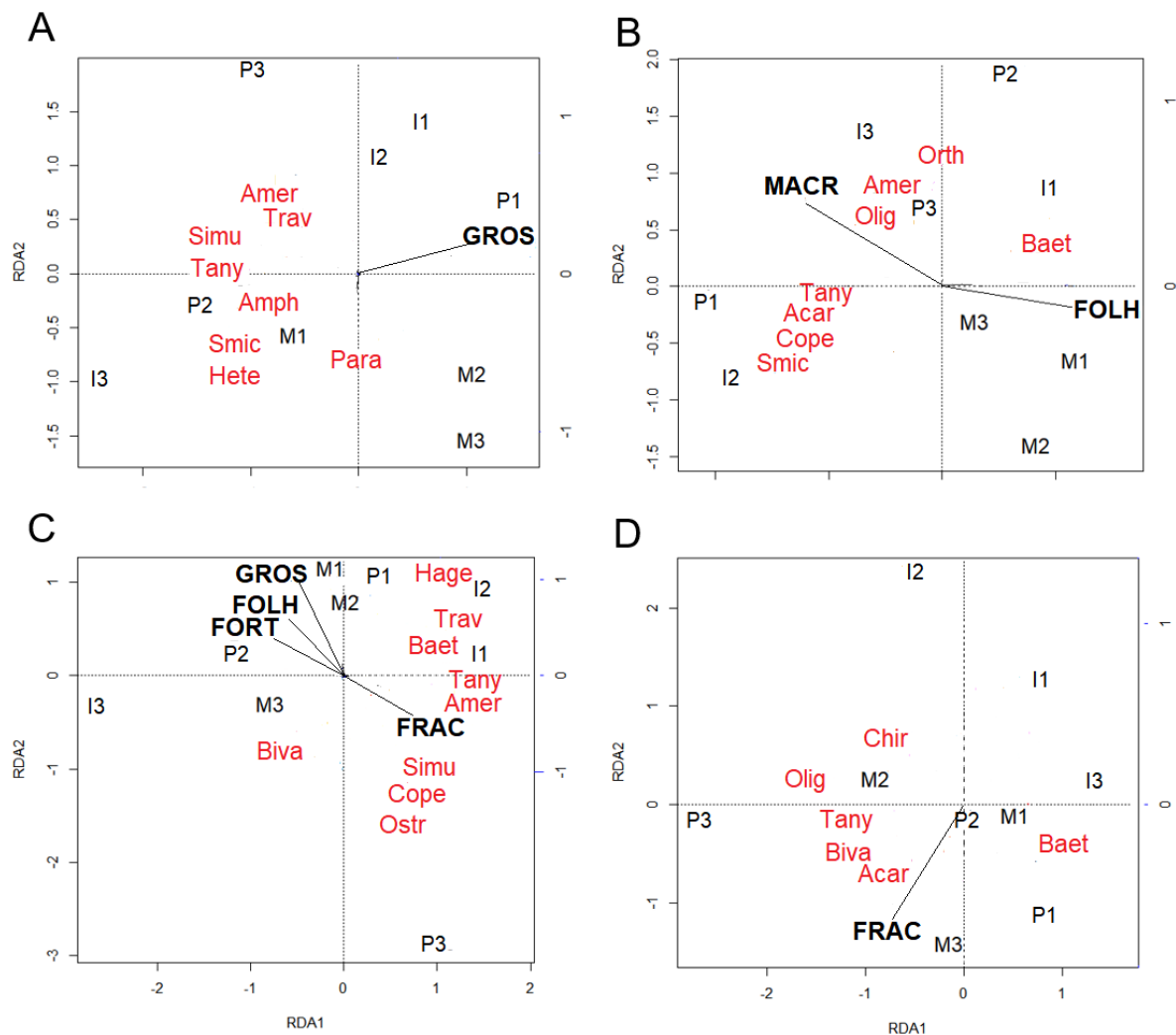


Figura 4. Resultados da análise de redundância (RDA) aplicada para os dados das quatro microbacias estudadas (A = Pedra Preta, B = Jacutinga, C = Ponte Alta, D = Rochas/Pinhal/Santa Bárbara), com a distribuição no espaço bidimensional dos três riachos de cada perfil (M- mata, P- pasto, I- intermediário) e sua relação com as variáveis do ambiente (vetores em preto e letra maiúscula) e a abundância da fauna (em vermelho). Nos gráficos foram representadas somente as variáveis (fauna e ambiente) indicadas pelo teste de Monte Carlo como significativas para a distribuição dos riachos (siglas e resultados do teste na Tabela 6).

Na microbacia Jacutinga (Figura 4B), os três riachos de mata foram separados no lado positivo da RDA1 (42%) e a maioria dos riachos dos outros dois perfis foi separada no lado negativo deste eixo. Duas variáveis ambientais, abrigo de macrófitas e abrigo de folhas, foram significativas, a primeira separada no quadrante negativo e a segunda no quadrante positivo da RDA1 (Figura 4B Tabela 6). Em relação à fauna, sete UTO's com valores significativos foram separadas no quadrante negativo e uma no positivo da RDA1 (Figura 4B, Tabela 6).

Para a microbacia Ponte Alta (Figura 4C), os três riachos de mata foram separados no quadrante negativo da RDA1 (35%), enquanto a maioria dos riachos dos perfis intermediário e pasto foram separados no quadrante positivo deste eixo. As variáveis ambientais substrato grosseiro, abrigo de folhas fluxo forte e fluxo fraco foram significativas, com as três primeiras separadas no lado negativo e a última, no lado positivo da RDA1. Nove UTO's foram significativas, a maioria separada no quadrante positivo da RDA1 (Figura 4C, Tabela 6).

Para a microbacia Rochas/Pinhal/Santa Bárbara (Figura 4D), a maioria dos riachos representantes dos três perfis se distribuíram de maneira dispersa nos quadrantes. Apenas a variável ambiental fluxo fraco foi significativa, separada no quadrante negativo da RDA1 (40%).e seis UTO's foram significativas, com a maioria separada no quadrante negativo da RDA1 (Figura 4D, Tabela 6).

Discussão

A análise dos dados ambientais, realizada através da PCA, indicou uma separação nítida principalmente entre os riachos de mata e pasto, ressaltando a interação do estado de preservação da mata ripária e características do habitat, como tipo de substrato e abrigo para a fauna. Estas características também foram apontadas por outros autores como importantes na diferenciação da qualidade de áreas sem e com alterações da mata ripária (Lenat e Crawford 1994, Thomaz e Cunha, 2010). A retirada desta vegetação pode alterar as condições do habitat para os macroinvertebrados através de processos erosivos, sedimentação, modificação do fluxo, alteração do substrato e aumento na luminosidade (Webster et al. 1983).

Segundo Quinn et al. (1997), a estrutura das assembleias de invertebrados bentônicos reflete a integridade dos ecossistemas, sendo que os diferentes usos da terra podem alterar as condições do habitat. Alguns estudos que avaliam a relação entre a conservação da mata ripária e a composição da fauna de macroinvertebrados registraram a redução na diversidade, riqueza total e riqueza de táxons sensíveis (EPT) em riachos nos quais a mata ripária foi reduzida ou totalmente suprimida (Rosenberg e Resh 1993, Roque et al. 2003, Nessimian et al. 2008, Hepp e Santos 2009). No geral, nossos resultados da composição da fauna também mostraram uma separação dos riachos de perfis da mata ripária alterados (pasto e intermediário) do perfil florestado (mata) em quase todas as microbacias, o que foi confirmado pela análise da composição, utilizando o coeficiente de Jaccard, porém nem sempre essa separação indicou redução na riqueza em riachos alterados, o que foi visto na análise da abundância.

A relação entre a fauna e as variáveis do habitat em função dos perfis da mata ripária não apresentou a mesma resposta em todas as microbacias e estas respostas não puderam ser confirmadas como de influência direta do estado de conservação da mata ripária, mas foi possível encontrar padrão na distribuição da fauna para grupos como *Baetodes*, *Americabaetis*, Simuliidae e Tanypodinae que se correlacionaram com variáveis ambientais como substrato fino e abrigo de macrófitas mais comuns nos riachos de perfil alterado. Essa dificuldade em encontrar padrões entre as variáveis, segundo Richards et al. (1996), está relacionada à fatores do uso da terra que podem se confundir e dificultar a determinação da magnitude do impacto nos habitats.

A família Baetidae (Ephemeroptera) é abundante em diversos tipos de substrato (Romero e Fernández 2001, Francischetti et al. 2004, Goulart e Callisto 2005, Buss e Salles 2007) e alguns gêneros, como *Americabaetis* e *Baetodes*, podem também tolerar alguns tipos

de impactos, o que explica sua abundância em riachos com substratos característicos de locais com mata ripária alterada (Siegloch et al. 2008). Os simulídeos são encontrados aderidos a substrato de fundo ou à vegetação (Minshal e Minshal 1977, Merritt e Cummins 1984). Já a família Chironomidae (Diptera) é bastante diversificada e está relacionada a diversos ecossistemas aquáticos (Trivinho-Strixino e Strixino 2005, Vieira et al. 2012), sendo que a subfamília Tanypodinae pode ocupar diferentes ambientes (Henriques-Oliveira et al. 2003).

Davies et al. (2005) descrevem que os processos que ocorrem com a alteração da vegetação podem ser separados em efeitos diretos e indiretos. Os processos mencionados como diretos são a compactação e enfraquecimento do solo (Slaymaker e Mcpherson 1977), erosão do solo (Winfield 1999) e entrada de sedimentos (Croke et al. 1999). Já os processos indiretos, também citados por Davies et al. (2005), são consequência da captação de água pelo riacho, ocorrendo o aumento da correnteza e mudanças no tamanho das partículas do substrato. Partindo da ideia de que os segmentos de um riacho não são habitats homogêneos (Resh 1983, Phillips e Harlim 1984), Frissel et al. (1986) propuseram uma classificação hierárquica dos corpos d'água que pretendeu facilitar a compreensão dos efeitos desses processos, como o desmatamento da mata ripária, sobre fauna de invertebrados aquáticos. Esta classificação consiste na organização hierárquica do sistema de riachos em níveis, definidos a partir dos valores de uma escala espacial com os eventos ou processos que ocorrem em um nível exercendo influência sobre os demais (Frissel et al. 1986). Estas escalas incluem macroescala como o riacho todo ou um segmento deste (acima de 10^2 m), mesoescala como um trecho de riacho ou um conjunto de poções/corredeiras (10^1 a 10^0 m) e microescala como micro-habitat (10^{-1} m). Considerando essa classificação, em nosso trabalho utilizamos a escala de trecho (“*reach scale*” numa escala espacial linear de 10 m, segundo Frissel et al. 1986), a qual envolve eventos evolutivos que podem levar a processos de degradação associados com arraste de sedimento, erosão das margens e alterações na mata ripária.

Esta escala de trecho, na qual mensuramos as variáveis do ambiente, pareceu adequada para a análise das variáveis ambientais em relação aos perfis do estado de conservação da mata ripária, com variáveis de caracterização do canal respondendo como era esperado, com o maior acúmulo de substrato fino e presença de macrófitas em riachos de pasto. No entanto, a escala que se mostrou mais adequada para a análise da fauna foi a de micro-habitat, envolvendo características como, tamanho e constituição do substrato.

Alguns autores encontraram uma íntima relação entre a fauna de invertebrados de riachos e características locais como tipo de substrato (Pardo e Armitage 1997,). Outros tem mostrado que a estrutura desta fauna é bastante influenciada por características regionais como

o estado de conservação da mata ripária (Richards et al. 1997, Sponseller et al. 2001, Roque et al. 2003, Rios e Bailey 2006).

Além da relação forte entre a escala analisada e a estrutura da fauna, alguns trabalhos tem salientado que sistemas menores podem sofrer influência de sistemas maiores, como características geológicas exercendo influência no fluxo da água, e esta, por sua vez, interferindo no tipo e tamanho das partículas do substrato; o tamanho da bacia influenciando no tipo de substrato do canal, o que pode determinar a disponibilidade e tipo de micro-habitat (Frissell et al. 1986, Carter et al. 1996). Tais evidências salientam que características de microescala podem ser indicadoras de alteração nas configurações de macroescala (Frissell et al. 1986).

Portanto, as diferenças entre os perfis apresentadas tanto para os dados ambientais quanto para os dados de fauna indicam a influência de alterações na mata ripária, mas esses impactos devem ser observados com cautela, uma vez que os resultados podem ser influenciados por outros níveis de organização dos corpos d'água (Sponseller et al. 2001).

O grande volume de fatores que podem influenciar na estrutura da fauna dificulta o entendimento detalhado de quais características da macroescala exercem influência nas escalas menores, o que torna complicado precisar como as características ambientais agem na estrutura das assembleias de invertebrados. As medidas para conservação dos corpos d'água têm se apoiado nos programas de biomonitoramento, realizados principalmente através de protocolos de avaliação da qualidade da água e protocolos de habitat. O uso destes protocolos tem se ampliado no Brasil, porém esta é uma ferramenta ainda pouco ajustada para as características da nossa fauna (Docile e Figueiró 2013). Assim, os resultados do presente trabalho reforçam que a combinação de dados provenientes de diferentes escalas espaciais e da biota são importantes no estudo do estado de conservação dos corpos d'água. Este esforço conjunto permite explicar muito mais impactos de larga escala no habitat do que quando os dados são trabalhados isoladamente (Kauffmann et al. 1999).

Referências

- Anderson, M. J., R. N. Gorley and K. R. Clarke. 2008. *PERMANOVA for PRIMER: guide to Software and Statistical Methods*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Allan, J.D., D.L. Erickson and J. Fay. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshw. Biol.* 37 (1): 149-161.

- Allan, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Ver. Ecol. Evol. Syst.* 35: 257–284.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, and J.B. Stribiling. 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington.
- Brasil. Conama – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução número 357/2005. Dispõem sobre a classificação dos corpos d’água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluentes, e dá outras providências. Resolução nº 347 de 17 de Março de 2005. Diário Oficial de União, Brasília, D. F., 18 Mar 2005.
- Buss, D. F., D. F. Baptista, J.L. Nessimian, M. Egler. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia.* 518 (1-3): 179 – 188.
- Buss, D. F., F. F. Salles. 2007. Using Baetidae species as biological indicators of environmental degradation in a Brazilian River Basin. *Environmental Monitoring Assessment.* 130(1): 365-372.
- Carter, J. L., S. V. Fend and S. S. Kennely. 1996. The relationship among three habitat scales and stream benthic invertebrate community structure. *Freshwater Biol.* 35 (1): 109 – 124.
- Callisto, M., W. R. Ferreira, P. Moreno, M. Goulart and M. Petrucio. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia.* 14 (1): 91-98.
- Croke, J., P. Wallbrink, P. Fogart, P., Hairsine, S. Mockler, B. Mccomarek, J. Brophy. 1999. *Managing Sediment Sources and Movement in Forests: The Forest Industry and Water Quality*, Industry Report 99/11. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology: Clayton, Victoria.
- CNUMAD. 1999. Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento: Agenda 21. Senado Federal, Brasília.
- Cruz Filho, J. 1998. *Dossiê completo do aspecto histórico, geográfico, econômico e turístico do Município de Avaré*. Secretaria Municipal de Turismo, Avaré - SP.
- Davies, P. E., M. Mcintosh, S. E.H. Wapstra, L.S.J. Bunce, B. Cook, S. A. M. French. 2005. Changes to headwater stream morphology, habitats and riparian vegetation recorded 15 years after pre – Forest Practices Code forest clearfelling in upland granite terrain, Tasmania, Australia. *Forest Ecology and Management.* 217 (2-3): 331-350.

- Docile, T. N. and R. Figueiró. 2013. Histórico e Perspectivas da utilização de macroinvertebrados no monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos no Brasil. *Acta Scientiae & Technicae*. 1(1): 31-44.
- Domínguez, E. and H.R. Fernández. 2009. *Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos: sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.
- Francischetti, C. N., E. R. Da Silva, F. F. Salles, J. L. Nessimian. 2004. A efemeroterofauna (Insecta: Ephemeroptera) do trecho ritral inferior do Rio Campo Belo, Itatiaia, RJ: composição e mesodistribuição. *Lundiana*. 5 (1):33-39.
- Frissell, C. L. J., W. J. Liss, N.B. Grimm, and D. E. Bush. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environ. Management*. 10 (2): 199 – 214.
- Genito, D., W.J. Gburek and W.J. Sharpley. 2002. Response of stream macroinvertebrates to agricultural land cover in a small watershed. *J. Freshw. Ecol.* 17 (1):109-119.
- Goulart, M., M. Callisto. 2005. Mayfly diversity in the Brazilian tropical headwaters of Serra do Cipó. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 48 (6): 983-996.
- Goulart, M.D. and M. Callisto. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista FAPAM*. 2: 78-85.
- Henriques –Oliveira, A. L., J. L. Nessimian and L. F. M. Dorvillé. 2003. Feeding habits of Chironomid Larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Braz. J. Biol.* 63(2): 269-281.
- Hepp, L. U. and S. Santos. 2009. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental Monitoring Assessment*. 157 (1-4): 305–318.
- Houlahan, J.E. and C.S. Findlay. 2004. Estimating the ‘critical’ distance at which adjacent land-use degrades wetland water and sediment quality. *Landscape Ecology*. 19 (6): 677-690.
- Jackson, D.A. 1993. Stopping rules in principal components analyses: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology*. 74: 2204-2214.
- Kaufmann, P.R., P. Levine, E.G. Robison, C. Seeliger and D.V. Peck. 1999. Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington.
- Kuhlmann, M.L., G. Johnscher-Fornasaro, L.L. Ogura and H.R.V. Imbimbo. 2012. *Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo*. CETESB, São Paulo.

- Lenat, D. R. and J. K. Crawford. 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina piedmont streams. *Hydrobiologia*. 294 (3): 185–199.
- Lopretto, E.C. and G. Tell. 1995. *Ecossistemas de aguas continentales: metodologias para su estudio*. Ed. Sur., Tomo III: Argentina.
- Macedo, D.R., R.M. Hughes, R. Ligeiro, W.R. Ferreira, M.A. Castro, N.T. Junqueira, D.R. Oliveira, K.R. Firmiano, P.R. Kaufmann, P.S. Pompeu and M. Callisto. 2014. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. *Landscape Ecol.* 29 (6): 1001-1016.
- Merritt, R.W. and K.W. Cummins. 1984. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 2a ed., Kendall/Hunt, Dubuque.
- Minshall, G.W. and J.N. Minshall. 1977. Microdistribution of benthic invertebrates in a Rocky Mountain (U.S.A.) stream. *Hydrobiologia*. 55:231-249.
- Moraes, A.B. A. E. Wilhelm, T. Boelter, C. Stenert, U.H. Schulz, L. Maltchik. 2014. Reduced riparian zone width compromises aquatic macroinvertebrate communities in streams of Southern Brazil. *Environ Monit Assess.* 186 (11): 7063 – 7074.
- Mugnai, R., J. L. Nessimian, and D. F. Baptista. 2010. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos*. Technical Books Editora, Rio de Janeiro.
- Naiman, R. J., H. De´Camps and M. E. McClain. 2005. *Riparia – Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier, Amsterdam.
- Nessimian, J. L., E. M. Venticinque, J. Zuano, D. Jr. P. Marco, M. Gordo, L. Fidelis, J. D. Batista, and L. Juen. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*. 614: 117–131.
- Oksanen, J. F., G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. Mcglinn, P. Minchin, R. B. O’hara, G. L. Simpson, M. P. Solymos, H. Stevens, E. Szoecs and H. Wagner. H. 2017. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pardo, I. and P. D. Armitage. 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia*. 344 (1-3): 111- 128.
- Plafkin, J.L., M.T. Barbour, K.D. Porter, S.K. Gross, and R.M. Hughes. 1989. *Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Phillips, P.J., and J. M. Harlin. 1984. Spatial dependency of hydraulic geometry exponents in a subalpine stream. *Journal of Hydrology*. 71:277.

- Quinn, J. M., A. B. Cooper, R. J. Davies-Colley, J. C. Rutherford and R. B. Williamson. 1997. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand hill country streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 31 (5): 569–577.
- R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org>.
- Resh, V. H. 1983. *Spatial differences in the distribution of benthic macroinvertebrates along a springbrook*. Aquatic Insects.
- Richards, C., L. B. Johnson and G. E. Host. 1996. Landscape – scale influences on stream habitats and biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 (91): 295 – 311.
- Richards, C., R.J. Haro, L.B. Johnson and G.E. Host. 1997. Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology*. 37 (1): 219 – 230.
- Romero, R., H. R. Fernández. 2001. Abundance and diversity of a mayfly taxocenose in a South America Subtropical mountain stream. In: E. Domínguez ed, *Trends in Research in Ephemeroptera & Plecoptera*. Kluwer Academic, Plenum Publishers, New York, pp.173-178.
- Rios, S. L. and R. C. Bailey. 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia*. 553(1): 153 – 160.
- Roque, F. O; S. Trivinho - Strixino, G. Strixino, R. C. Agostinho, J. C. Fogo. 2003. Benthic macroinvertebrates in streams of the Jaragua State Park (Southeast of Brazil) considering multiple scales. *Journal of Insect Conservation*. 7(2): 63 – 72.
- Rosenberg, D. M. and V. H. Resh. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York.
- Shortle, J. S., D. G. Abler and M. Ribaud. 2001. *Agriculture and water quality: the issues*. In *Environmental Policies for Agricultural Pollution Control*. CABI Publishing, London.
- Slaymaker, O., J. Mcpherson. 1977. An overview of geomorphic processes in the Canadian Cordillera. *Zeitschrift für Geomorphologie*. 21 (2): 169–186.
- Shepp, D.L. and J.D. Cummins. 1997. Restoration in an urban watershed: Anacostia River of Maryland and the district of Columbia. In: J.E. Williams, C.A. WOOD and M.P. Dombeck (eds.), *Watershed restoration: principles and practices*. American Fisheries Society, Bethesda.
- Sieloch, A. E.; C. G. Froehlich, C. B. Kotzian. 2008. Composition and diversity of Ephemeroptera (Insecta) nymph communities in the middle section of the Jacuí River and some tributaries, southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*. 98(4): 425-432.

- Sponseller, R.A., F.E. Benfield and H.M. Vallet. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshw Biol.* 46 (10): 1409-1424.
- Strayer, D.L., R.E. Beighley, L.C. Thompson, S. Brooks and C. Nilsson. 2003. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems.* 6 (5): 407-423.
- Thomaz, S.M. and E.R. Cunha. 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia.* 22(2): 218-236.
- Townsend, C.R. S., S. Doledec, R. Norris, K. Peacock and C. Arbuttle. 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshw. Biol.* 48: 768-785.
- Trivinho-Strixino, S. and G. Strixino. 2005. Chironomidae (Diptera) do rio Ribeira (divisa dos estados de São Paulo e Paraná) numa avaliação ambiental faunística. *Entomología y Vectores.* 12 (2): 243-253.
- Vieira, L.J.S., G.C. Rosin, A.M. Takeda, M.; Rosélia, M. Lopes and S.D. Sousa. 2012. Studies in South-Occidental Amazon: contribution to the knowledge of Brazilian Chironomidae (Insecta: Diptera). *Acta Scientiarum. Biological Sciences.* 34 (2): 149-153.
- Wang, L., J. Lyons, P. Kanehl and R. Gatti. 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries.* 22 (6): 6–12.
- Webster, J. R., M. E. Gurtz, J. J. Mains, J. L. Meyer, W. T. Swank, J. B. Waide and J. B. Wallace. 1983. Stability of stream ecosystems. In J. B. Barnes and G.W. Minshall (Eds.), *Stream ecology*. Plenum Press, New York.
- Winfield, N. 1999. Effect of logging using variable buffer width treatments on channel morphology and pool habitats in the coastal headwater streams of the Malcolm Knapp Research Forest. In: M. Feller, J. Richardson, (Eds.), *Ecology and Management of Riparian-stream Ecosystems: A Large Scale Experiment at the University of British Columbia Malcolm Knapp Research Forest*. Department of Forest Sciences, University of British Columbia, Vancouver. pp. 62–64.
- Yoshida, C. E and V. S. Uieda. 2013. Mono and multimetric indices for the evaluation of water quality in Atlantic Forest streams. *Ecologia e Meio Ambiente.* 27(2): 79 – 88.

Apêndice eletrônico

Tabela A1. Número e descrição das medidas das variáveis ambientais realizadas ao longo da extensão de 80 metros dos riachos amostrados, dividida em onze transectos e dez seções. ⁽¹⁾ método da flutuação, ⁽²⁾ trena graduada, ⁽³⁾ inclinômetro, ⁽⁴⁾ estimativa visual, ⁽⁵⁾ sonda multiparâmetros.

Tabela A2. Abundância absoluta dos invertebrados amostrados nas quatro microbacias estudadas (PP- Pedra Preta, JA – Jacutinga, PA- Ponte Alta e RPS- Rochas/Pinhal/Santa Bárbara), identificados até o menor nível taxonômico possível (UTO = unidade taxonômica operacional).

Tabela A1. Número e descrição das medidas das variáveis ambientais realizadas ao longo da extensão de 80 metros dos riachos amostrados, dividida em onze transectos e dez seções. ⁽¹⁾ método da flutuação, ⁽²⁾ trena graduada, ⁽³⁾ inclinômetro, ⁽⁴⁾ estimativa visual, ⁽⁵⁾ sonda multiparâmetros.

Variáveis	Siglas	Número medidas	Descrição
Velocidade média (m/s)	velo	3	Média de três medidas da velocidade da correnteza (início, meio e fim da extensão amostrada) ⁽¹⁾
Profundidade média (cm)	prof	110	Média da profundidade mensurada nas seções ao longo do canal ⁽²⁾
Largura média (cm)	larg	11	Média da largura mensurada nos transectos ⁽²⁾
Área trabalhada (m ²)	area	1	Área total do trecho trabalhado
Ângulo médio das margens (graus)	angu	22	Média do ângulo de inclinação das margens direita e esquerda mensurado nos transectos ⁽³⁾
Imersão média (%)	imer	55	Porcentual de imersão (0-100% de recobrimento por areia) do substrato nos transectos ⁽⁴⁾
Substrato > 16mm (%)	gros	105	Porcentual de substrato grosseiro (cascalho grosso, bloco e matacão) nos transectos ⁽⁴⁾
Substrato < 16 mm (%)	fino	105	Porcentual de substrato fino (cascalho médio e fino, grânulo, areia, silte e argila) nos transectos ⁽⁴⁾
Mesohabitats fluxo forte (%)	fort	110	Porcentual de queda, cascata, corredeira e rápido nas seções ao longo do canal ⁽⁴⁾
Mesohabitats fluxo fraco (%)	frac	110	Porcentual de glide e poção nas seções ao longo do canal ⁽⁴⁾
Média abrigo Alga filamentosa (%)	alga	11	Porcentual de alga filamentosa nos transectos ⁽⁴⁾
Média abrigo Macrófita (%)	macr	11	Porcentual de macrófita nos transectos ⁽⁴⁾
Média abrigo Banco de folhas (%)	folh	11	Porcentual de banco de folhas nos transectos ⁽⁴⁾
Média abrigo Madeira (%)	made	11	Porcentual de madeira nos transectos ⁽⁴⁾
pH	pH	3	Média de três medidas do Potencial Hidrogeniônico (início, meio e fim da extensão amostrada) ⁽⁵⁾
Condutividade (µS/cm)	cond	3	Média de três medidas da Condutividade elétrica (início, meio e fim da extensão amostrada) ⁽⁵⁾
Sólidos dissolvidos totais (g/L)	SDT	3	Média de três medidas dos Sólidos dissolvidos (início, meio e fim da extensão amostrada) ⁽⁵⁾
Turbidez (UNT)	Turb	3	Média de três medidas da Turbidez (início, meio e fim da extensão amostrada) ⁽⁵⁾
Oxigênio dissolvido (mg/L)	OD	3	Média de três medidas da Concentração de oxigênio (início, meio e fim da extensão amostrada) ⁽⁵⁾
Potencial de oxido redução (mV)	POR	3	Média de três medidas do Potencial de oxido redução (início, meio e fim da extensão amostrada) ⁽⁵⁾

Tabela A2. Abundância absoluta dos invertebrados amostrados nas quatro microbacias estudadas (PP- Pedra Preta, JA – Jacutinga, PA- Ponte Alta e RPS- Rochas/Pinhal/Santa Bárbara), identificados até o menor nível taxonômico possível (UTO = unidade taxonômica operacional, In-Col = Insecta-Coleoptera).

UTO's amostradas	PP	JA	PA	RPS
Cnidaria - Hydrozoa	2	1	-	6
Platyhelminthes - Turbellaria	476	87	32	68
Nemertea	23	15	25	2
Mollusca - Bivalvia	208	82	321	187
Mollusca - Gastropoda - Ancyliidae	27	140	72	9
Mollusca - Gastropoda - Hydrobiidae	14	-	-	-
Mollusca - Gastropoda - Limnaeidae	13	11	-	-
Mollusca - Gastropoda - Physidae	3	1	-	-
Mollusca - Gastropoda - Planorbidae	25	28	19	4
Mollusca - Gastropoda - Thiaridae	-	-	9	-
Annelida - Hirudinea	11	25	8	18
Annelida - Oligochaeta	582	408	2851	1751
Nematoda	51	119	9	8
Chelicerata - Arachnida - Acari	1140	912	916	437
Crustacea - Amphipoda	552	1	16	8
Crustacea - Cladocera	0	191	3	7
Crustacea - Copepoda	71	1766	663	122
Crustacea - Decapoda - Aeglidae	5	38	21	6
Crustacea - Isopoda	3	-	-	1
Crustacea - Ostracoda	99	159	467	48
In-Col - Curculionidae	15	1	-	3
In-Col - Dryopidae	6	-	1	1
In-Col - Dytiscidae	21	2	5	2
In-Col - Elmidae - <i>Austrolimnius</i> Carter & Zeck, 1929	-	-	3	-
In-Col - Elmidae - <i>Heterelmis</i> Sharp, 1882	602	173	212	136
In-Col - Elmidae - <i>Hexacylloepus</i> Hinton, 1940	-	-	-	1
In-Col - Elmidae - <i>Macrelmis</i> Motschulsky, 1859	14	3	177	12
In-Col - Elmidae - <i>Microcyloepus</i> Hinton, 1935	17	39	36	63
In-Col - Elmidae - <i>Neoelmis</i> Musgrave, 1935	25	1	2	15
In-Col - Elmidae - <i>Phanocerus</i> Sharp, 1882	12	-	-	0
In-Col - Elmidae - <i>Promoresia</i> Sanderson, 1954	-	-	-	1
In-Col - Georissidae	1	-	1	1
In-Col - Gyrinidae - <i>Gyretes</i> Brullé, 1835	-	6	-	1
In-Col - Haliplidae - <i>Haliplus</i> Latreille, 1802	-	1	-	-
In-Col - Heteroceridae	-	-	-	1
In-Col - Hydraenidae	2	3	-	2
In-Col - Hydrochidae - <i>Hydrochus</i> Leach, 1817	-	1	-	-
In-Col - Hydrochidae - <i>Berosus</i> Leach, 1817	25	15	1	1
In-Col - Hydrophilidae - <i>Derallus</i> Sharp, 1882	1	-	-	-
In-Col - Hydroscaphidae	2	3	-	1
In-Col - Noteridae	-	2	-	2

(continua)

Tabela A2. Continuação (In-Col = Insecta-Coleoptera, In-Dip = Insecta-Diptera, In-Eph = Insecta-Ephemeroptera).

UTO's amostradas	PP	JA	PA	RPS
In-Col - Psephenidae - <i>Psephenus</i> Haldeman, 1853	45	158	27	5
In-Col - Psephenidae - <i>Psephenops</i> Grouvelle, 1898	13	-	12	10
In-Col - Ptilodactilidae	-	-	3	-
In-Col - Scirtidae	1	1	-	1
In-Col - Staphylinidae	3	5	-	-
In-Col - Torridincolidae	1	-	-	-
In-Dip - Ceratopogonidae	158	47	32	29
In-Dip - Chironomidae - Tanypodinae	569	733	222	193
In-Dip - Chironomidae - Orthoclaadiinae	4378	4640	1255	1011
In-Dip - Chironomidae - Chironominae	3021	4024	968	1301
In-Dip - Chaoboridae	-	3	1	8
In-Dip - Culicidae	2	1	1	-
In-Dip - Dixidae	0	1	-	-
In-Dip - Empididae	365	275	83	81
In-Dip - Muscidae	6	2	2	-
In-Dip - Psychodidae	40	111	236	390
In-Dip - Simuliidae	14143	6577	1854	4141
In-Dip - Stratiomyidae	35	15	22	28
In-Dip - Syphidae	1	-	-	-
In-Dip - Tabanidae	1	-	-	-
In-Dip - Tipulidae	26	5	16	25
In-Eph - Baetidae - <i>Americabaetis</i> Kluge, 1992	4374	2790	730	272
In-Eph - Baetidae - <i>Apobaetis</i> Day, 1955	5	-	-	-
In-Eph - Baetidae - <i>Baetodes</i> Needham & Murphy, 1924	771	1907	487	1105
In-Eph - Baetidae - <i>Callibaetis</i> Eaton, 1881	2	1	-	1
In-Eph - Baetidae - <i>Camelobaetidius</i> Demoulin, 1966	-	126	3	-
In-Eph - Baetidae - <i>Cloeodes</i> Traver, 1938	7	-	1	-
In-Eph - Baetidae - <i>Paracloeodes</i> Day, 1955	103	3	2	-
In-Eph - Baetidae - <i>Tupiara</i> Salles, Lugo-Ortiz & Franceschetti, 2003	-	2	-	-
In-Eph - Baetidae - <i>Waltzoyphius</i> McCafferty & Lugo-Ortiz, 1995	26	96	4	-
In-Eph - Caenidae - <i>Caenis</i> Stephens, 1835	218	135	38	61
In-Eph - Leptohiphidae - <i>Leptohiphes</i> Eaton, 1882	2	-	2	8
In-Eph - Leptohiphidae - <i>Traverhyphes</i> Molineri, 2001	411	96	726	296
In-Eph - Leptohiphidae - <i>Tricorythodes</i> Ulmer, 1920	-	4	-	-
In-Eph - Leptohiphidae - <i>Tricorythopsis</i> Traver, 1958	55	24	120	30
In-Eph - Leptophlebiidae - <i>Askola</i> Peters, 1969	1	-	-	-
In-Eph - Leptophlebiidae - <i>Farrodes</i> Peters, 1971	4	2	12	-
In-Eph - Leptophlebiidae - <i>Hagenulopsis</i> Ulmer, 1920	246	44	232	53
In-Eph - Leptophlebiidae - <i>Hylister</i> Domínguez & Flowers, 1989	-	2	-	-
In-Eph - Leptophlebiidae - <i>Massartella</i> Lestage, 1930	1	-	-	-
In-Eph - Leptophlebiidae - <i>Medialaris</i> Ulmer, 1920	-	-	74	-
In-Eph - Leptophlebiidae - <i>Thraulodes</i> Ulmer, 1920	-	18	120	-

(continua)

Tabela A2. Continuação (In-Hem = Insecta-Hemiptera, In-Lep = Insecta-Lepidoptera, In-Meg = Insecta-Megaloptera, In-Odo = Insecta-Odonata, In-Ple = Insecta-Plecoptera, In-Tri = Insecta-Trichoptera).

UTO's amostradas	PP	JA	PA	RPS
In-Hem - Belostomatidae - <i>Belostoma</i> Latreille, 1807	4	1	-	-
In-Hem - Corixidae - <i>Ectemnostega</i> Enderlein, 1912	-	1	-	-
In-Hem - Gerridae - <i>Trepobates</i> Uhler, 1894	2	-	-	-
In-Hem - Hebridae - <i>Hebrus</i> Curtis, 1833	1	-	-	-
In-Hem - Hebridae - <i>Merragata</i> White, 1877	-	1	-	-
In-Hem - Mesoveliidae	4	3	-	1
In-Hem - Naucoridae - <i>Ambrysus</i> Stal, 1862	-	1	-	-
In-Hem - Naucoridae - <i>Limnocoris</i> Stal, 1860	40	87	40	2
In-Hem - Naucoridae - <i>Placomerus</i> La Rivers, 1956	1	-	-	-
In-Hem - Naucoridae - <i>Procryphocricus</i> Polhemus, 1991	2	2	-	-
In-Hem - Notonectidae - <i>Martarega</i> White, 1879	0	3	-	-
In-Hem - Veliidae - <i>Rhagovelia</i> Mayr, 1863	22	17	4	1
In-Lep - Crambidae - <i>Argyractis</i> Hampson, 1897	-	1	-	-
In-Lep - Crambidae - <i>Paraponyx</i> Hubner, 1825	-	1	-	-
In-Lep - Crambidae - <i>Petrophila</i> Guilding, 1830	22	11	8	1
In-Meg - Corydalidae - <i>Corydalus</i> Latreille, 1802	1	1	4	12
In-Odo - Aeshnidae - <i>Aeshna</i> Fabricius, 1775	8	-	1	-
In-Odo - Aeshnidae - <i>Castoraechna</i> Calvert, 1952	-	1	-	-
In-Odo - Aeshnidae - <i>Gynacantha</i> Rambur, 1842	1	-	-	-
In-Odo - Aeshnidae - <i>Staurophlebia</i> Brauer, 1865	-	-	4	-
In-Odo - Calopterygidae - <i>Hetaerina</i> Hagen, 1853	28	49	7	9
In-Odo - Coenagrionidae - <i>Argia</i> Rambur, 1842	56	71	31	9
In-Odo - Coenagrionidae - <i>Leptagrion</i> Selys, 1876	1	-	-	-
In-Odo - Corduliidae	11	10	14	7
In-Odo - Gomphidae - <i>Progomphus</i> Selys, 1854	14	3	4	4
In-Odo - Libellulidae	49	22	32	6
In-Odo - Megapodagrionidae - <i>Heteragrion</i> Selys, 1862	1	-	1	-
In-Odo - Perilestidae - <i>Perilestes</i> Hagen, 1862	2	-	1	-
In-Odo - Pseudostigmatidae - <i>Microstigma</i> Rambur, 1842	1	-	9	-
In-Ple - Gripopterygidae - <i>Paragripopteryx</i> Enderlein, 1909	1407	174	69	48
In-Ple - Gripopterygidae - <i>Tupiperla</i> Froehlich, 1969	294	23	3	2
In-Ple - Perlidae - <i>Anacroneuria</i> Klapálek, 1909	17	49	19	55
In-Tri - Calamoceratidae - <i>Phylloicus</i> Muller, 1880	3	2	3	1
In-Tri - Glossossomatidae - <i>Culoptila</i> Mosely, 1954	2	-	20	6
In-Tri - Glossossomatidae - <i>Mexitrichia</i> Mosely, 1937	13	43	95	3
In-Tri - Glossossomatidae - <i>Mortoniella</i> Ulmer, 1906	1	-	-	90
In-Tri - Glossossomatidae - <i>Protoptila</i> Banks, 1904	7	123	89	36
In-Tri - Helicopsychidae - <i>Helicopsyche</i> Siebold, 1856	-	-	-	1
In-Tri - Hydrobiosidae - <i>Atopsyche</i> Banks, 1905	4	1	-	-

(continua)

Tabela A2. Continuação (In-Tri = Insecta-Trichoptera).

UTO's amostradas	PP	JA	PA	RPS
In-Tri - Hydropsychidae - <i>Leptonema</i> Guérin, 1843	-	2	31	-
In-Tri - Hydropsychidae - <i>Macronema</i> Pictet, 1836	-	-	1	-
In-Tri - Hydropsychidae - <i>Macrostemum</i> Kolenati, 1859	2	40	-	-
In-Tri - Hydropsychidae - <i>Smicridea</i> McLachlan, 1871	1638	659	448	448
In-Tri - Hydroptilidae - <i>Abtrichia</i> Mosely, 1939	-	10	3	11
In-Tri - Hydroptilidae - <i>Alisotrichia</i> Flint, 1964	18	20	6	53
In-Tri - Hydroptilidae - <i>Hydroptila</i> Dalman, 1819	40	267	70	10
In-Tri - Hydroptilidae - <i>Metrichia</i> Ross, 1938	3	35	11	89
In-Tri - Hydroptilidae - <i>Neotrichia</i> Morton, 1905	8	68	130	102
In-Tri - Hydroptilidae - <i>Ochrotrichia</i> Mosely, 1934	-	1	-	-
In-Tri - Hydroptilidae - <i>Oxyethira</i> Eaton, 1873	7	10	48	-
In-Tri - Leptoceridae	28	34	18	16
In-Tri - Philopotamidae - <i>Chimarra</i> Stephens, 1829	-	5	50	3
In-Tri - Philopotamidae - <i>Dolophilodes</i> Ulmer, 1909	-	2	3	3
In-Tri - Philopotamidae - <i>Wormaldia</i> McLachlan, 1865	-	2	10	6
In-Tri - Xiphocentronidae - <i>Xiphocentron</i> Brauer, 1870	-	-	-	1