

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

HUGO HENRIQUE LANZI SAULINO

Entomofauna aquática do Ribeirão das Anhumas (Bacia hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu, SP): influência do represamento e do uso da terra na estrutura da comunidade.

São Carlos (SP), 2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

HUGO HENRIQUE LANZI SAULINO

Entomofauna aquática do Ribeirão das Anhumas (Bacia hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu, SP): influência do represamento e do uso da terra na estrutura da comunidade.

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em de Ecologia e Recursos Naturais, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, através da supervisão da orientadora Prf^ª Dr^ª Susana Trivinho-Strixino e co-orientador Prf. Dr. Juliano José Corbi, como parte dos requisitos para obtenção de título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

São Carlos – SP

2012

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

S256ea

Saulino, Hugo Henrique Lanzi.

Entomofauna aquática do Ribeirão das Anhumas (Bacia hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu, SP) : influência do represamento e do uso da terra na estrutura da comunidade / Hugo Henrique Lanzi Saulino. -- São Carlos : UFSCar, 2012.

68 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2012.

1. Ecologia aquática. 2. Represas. 3. Rios e riachos. 4. Insetos aquáticos. I. Título.

CDD: 574.5263 (20^a)


Hugo Henrique Lanzi Saulino

Entomofauna aquática do Ribeirão das Anhumas (Bacia hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu, SP): influência do represamento e do uso da terra na estrutura da comunidade.

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 29 de fevereiro de 2012


BANCA EXAMINADORA

Presidente 

Profa. Dra. Susana Trivinho Strixino
(Orientadora)

1º Examinador 

Profa. Dra. Alaide Aparecida Fonseca Gessner
PPGERN/UFSCar

2º Examinador 

Prof. Dr. Roberto da Gama Alves
UFJF/Juiz de Fora-MG

Aos meus pais, irmãos e amigos,

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, que é inteligência suprema e causa primária de todas as coisas, que me proporciona através do trabalho e convivência com os familiares e amigos, as oportunidades de aperfeiçoamento moral e de inteligência.

Agradeço à Professora orientadora Dra. Susana Trivinho-Strixino, pela amizade e confiança em desenvolver este trabalho, e por ser um exemplo da dedicação na atividade de pesquisa em taxonomia e ecologia de macroinvertebrados aquáticos.

Ao professor co-orientador Dr. Juliano José Corbi, pela amizade construída desde o início do bacharelado em ciências biológicas na UNIARA, e também por servir como exemplo da minha formação profissional. A este amigo serei sempre grato, desejando os meus sinceros votos de felicidades e sucesso.

Aos meus pais, a quem eu dedico este meu trabalho, por me proporcionarem à vida, e também pelas palavras de ânimo e incentivo diante dos obstáculos. Agradeço à minha irmã mais velha, Juliana, pela paciência e compreensão. Ao meu irmão caçula Jonas, pela companhia e por não se importar de dormir com a luz acesa do quarto, enquanto eu escrevia meus trabalhos.

À coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, pelas orientações fornecidas e organização dos eventos acadêmicos desenvolvidos neste período de trabalho de mestrado, que me proporcionaram aprimoramento de conhecimento em ecologia e conservação da natureza.

À CAPES pelo financiamento do projeto, que possibilitou realizar este estudo.

À professora Dra. Alaíde Aparecida Fonseca-Gessner, pela amizade e ao professor Roberto da Gama Alves, que contribuíram com sugestões e críticas na avaliação da dissertação.

Aos membros da banca de avaliação de qualificação professor Dr. Irineu Bianchini Jr., professor Dr. João da Silva Sé e professora Dra Márcia Thaís Suriano, pela amizade e sugestões para avaliação ambiental da área de estudo.

Ao amigo e técnico de coletas de campo Luiz Aparecido Joaquim, pelo auxílio nas atividades de coleta deste trabalho. Por me ensinar que um bom trabalho de campo, inicia-se quando aprendemos a admirar as coisas simples por onde passamos. Aos amigos de laboratório: Gustavo, Melissa, Francisco, Victor, Márcia, Luciene, Priscila, Daniel, Rogério, Cristiane, Fábio, Carol, Toshiro, Ricardo, pelo companheirismo e conhecimento transmitido, durante estes dois anos.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS

LISTA DE FIGURAS

RESUMO

ABSTRACT

1 INTRODUÇÃO	14
1.1 Interferências antrópicas nos ecossistemas aquáticos continentais	14
1.2 Perda de habitats aquáticos e represamento de rios	16
2 OBJETIVOS	19
3 ÁREA DE ESTUDO	20
3.1 Sub-bacia Ribeirão das Anhumas	20
3.2 Caracterização das áreas de coleta	21
3.2.1 Trecho entre Represa 1 (R1)	21
3.2.2 Trecho da Represa 2 (R2)	22
3.2.3 Trecho da Represa 3 (R3)	24
3.2.4 Trecho da Represa 4 (R4)	26
3.2.5 Trechos da Represa 5 (R5)	27
4 MATERIAIS E MÉTODOS	30
4.1 Coletas e análise de sedimentos	31
4.1.1 Análise granulométrica	31
4.1.2 Extração de metais potencialmente biodisponíveis	31
4.2 Coleta de fauna	32
4.3 Análises dos dados	33
4.3.1 Análise granulométrica e metais potencialmente biodisponíveis	33

4.3.2 Análise da entomofauna	33
5 RESULTADOS	35
5.1 Granulometria	35
5.2 Metais potencialmente biodisponíveis	37
5.3 Entomofauna	39
6 DISCUSSÃO	49
6.1 Dados físicos e químicos da água	49
6.2 Metais potencialmente biodisponíveis no sedimento	50
6.3 Estrutura e diversidade da entomofauna aquática	53
6.3.1 Influência da descontinuidade de habitat por represa	53
6.3.2 Distribuição longitudinal dos grupos funcionais	56
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	59
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	60

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** Valores das variáveis ambientais nos cinco trechos e dez segmentos a montante e a jusante das represas do Ribeirão das Anhumas (região Central do Estado de São Paulo). 35
- Tabela 2** Resultados granulométricos do sedimento do Ribeirão das Anhumas nos dez segmentos amostrados (região Central do Estado de São Paulo). 37
- Tabela 3** Concentrações de metais (mg.Kg^{-1}) no sedimento de dez segmentos do Ribeirão das Anhumas (região Central do Estado de São Paulo). 37
- Tabela 4** Classificação dos valores de Cu, Zn e Ni. 38
- Tabela 5** Número total de indivíduos dos táxons das famílias de Odonata, Ephemeroptera e Hemiptera nos segmentos a montantes e a jusante de cinco represas ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo). 41
- Tabela 6** Número total de indivíduos dos táxons das famílias de Trichoptera, Plecoptera, Coleoptera e Lepidoptera, nos segmentos a montantes e a jusante de cinco represas ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo). 42
- Tabela 7** Total de indivíduos dos táxons das famílias de Diptera nos segmentos a montantes e a jusante de cinco represas ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo). 43
- Tabela 8** Valores dos índices da comunidade de insetos aquáticos nos segmentos a montante e a jusante de cinco represas do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo). 44
- Tabela 9** Valores das variáveis ambientais e dos índices biológico da comunidade de insetos aquáticos nos cinco trechos do Ribeirão das Anhumas (região Central do Estado de São Paulo). 44
- Tabela 10.** Participação relativa dos grupos de insetos aquáticos “sensíveis” e valores de FBI para avaliação da qualidade da água nos cinco trechos com diferentes usos da terra no Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo). 48

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** Mapa da região e da bacia sub-bacia hidrográfica do Ribeirão das Anhumas (região Central do Estado de São Paulo). 21
- Figura 2 A**– Vista área da Represa (R1). **B** - área de pastagem da fazenda Santo Antonio de Pádua, Ibaté (SP) 22
- Figura 3** Aspecto do canal do Ribeirão das Anhumas (município de Ibaté) no trecho de R1, Fazenda Santo Antonio de Pádua, Ibaté (SP). A – montante (MR1), B – jusante (JR1). 22
- Figura 4 A** – Vista aérea da Represa 2 (R2) . **B** – área de reflorestamento de *Eucalyptus*, Fazenda Fortaleza (Araraquara, SP). 23
- Figura 5** Aspectos do canal do Ribeirão das Anhumas (município de Araraquara) no trecho de R2: A – montante (MR2), B – saída a jusante canalizada, C – jusante (JR2). 24
- Figura 6 A** – Vista aérea Represa 3 (R3). **B** - área de citricultura da Fazenda Caxangal (Araraquara, SP). 25
- Figura 7** Aspectos do canal do Ribeirão das Anhumas (município de Araraquara) no trecho R3. A – montante (MR3), B – jusante (JR3). 25
- Figura 8 A** – Vista aérea da represa (R4). **B** – Área da represa Estação de captação de água DAAE (Araraquara, SP). 26
- Figura 9** Aspectos do canal do Ribeirão das Anhumas (município de Araraquara) no trecho R4: A – montante (MR4). **B** - canalização do córrego a jusante, C – jusante (JR4). 27
- Figura 10** Vista aérea represa 5 (R5). **A** - área de atividade náutica e recreativa, Clube Náutico de Araraquara (Américo Brasiliense, SP). 28
- Figura 11** Aspectos do canal do Ribeirão das Anhumas (município Américo Brasiliense) no trecho R5. A – montante (MR5) , B – canalização do córrego a jusante , C – jusante (JR5). 29
- Figura 12** Esquema do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas, com indicação dos trechos estudados. MR, JR corresponde aos trechos a montante e a jusante de cada represa. 30
- Figura 13** Frascos com sedimentos em fase de digestão de metais em placa aquecida 32
- Figura 14** Aspecto dos sedimentos arenosos e orgânicos dos diferentes trechos do Ribeirão das Anhumas. Trecho: A-(MR1), B-(JR1), C-(MR2), D-(JR2), E-(MR3), F-(JR3), G-(MR4), H-(JR4), I (MR5), J (JR5). 36

Figura 15 Resultados das concentrações de Fe, Mg, Cu, Ni, Zn e Mn (mg Kg^{-1}) nos trechos a montante e a jusante das represas e em áreas com diferentes atividades agrícolas do Ribeirão das Anhumas (região Central do Estado de São Paulo). 38

Figura 16 Riqueza da entomofauna estimada pelo método de curvas de rarefação estimada para 150 indivíduos, entre segmentos a montante e a jusante das cinco represas ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo). 45

Figura 17 Riqueza de táxons (estimada pelas curvas de rarefação) nos segmentos a montante e a jusante de cinco represas ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo). 46

Figura 18 Curvas de rarefação entre trechos das cinco represas com usos da terra ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo). 46

Figura 19 Riqueza de táxons (estimada pelas curvas de rarefação) nos cinco trechos ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo). 47

Figura 20 Diversidade β e riqueza de táxons nos segmentos a montante e a jusante de cinco represas ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo). 47

Figura 21 Representação gráfica da análise de coordenadas principais aplicada à comunidade de insetos aquáticos em cinco trechos do Ribeirão das Anhumas (região Central do Estado de São Paulo). 48

RESUMO

Alterações em bacias hidrográficas, como o desmatamento da vegetação ripária, a expansão das atividades agrícolas e a construção de represas, são exemplos das interferências antrópicas, que interferem na diversidade de insetos aquáticos nos córregos e rios. O presente estudo teve como objetivo investigar padrões de distribuição de comunidades de insetos aquáticos em um perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas, descontinuado pela construção de cinco represamentos e pela influência de diferentes usos da terra. As coletas ocorreram na bacia hidrográfica do Ribeirão das Anhumas, a montante e a jusante de cinco represamentos, no sentido nascente/foz do ribeirão. Foram analisadas concentração de metais potencialmente biodisponíveis (Fe, Mg, Mn, Cu, Zn, Ni, Cd e Cr) no sedimento. A fauna foi coletada pelo método de varredura, por um período de dois minutos. Os exemplares foram identificados até o menor nível taxonômico possível e classificados por grupos funcionais. As maiores concentrações de metais no sedimento, foram registrados nos trechos da represa 4 (R4), cujo entorno observa-se atividade agrícola canavieira, as análises indicaram contaminação por Ni. Foram identificados 2.498 insetos aquáticos, distribuídos em 92 gêneros. *Polypedilum* (Chironomidae, Diptera) foi o táxon mais representativo da comunidade, e entre as guildas predominaram os predadores e coletores-juntadores. Nos trechos com vegetação ripária preservada verificaram-se os maiores valores de riqueza, diversidade taxonômica e do escore de qualidade da água. O teste estatístico de Student indicou que não houve diferenças significantes na abundância e riqueza entre os trechos analisados. Os índices de diversidade demonstraram um decréscimo da diversidade entre os trechos a montante e jusante, e no perfil longitudinal. Conclui-se que a bacia hidrográfica do Ribeirão das Anhumas está bem conservada, aonde não houve interferência da descontinuidade de habitat lótico das represas, bem como os diferentes usos da terra exercem baixo impacto sobre a comunidade de insetos aquáticos.

Palavras chave: heterogeneidade, substrato, EPTC, represas.

ABSTRACT

Changes in river basins such as the deforestation of riparian vegetation, the expansion of agricultural activities and construction of dams, are examples of anthropogenic interference, which interferes with the diversity of aquatic insects in streams and rivers. This study aimed to investigate the distribution patterns of communities of aquatic insects in a longitudinal profile of the Ribeirão Anhumas, discontinued by the construction of five impoundments and the influence of different land uses. Sampling occurred in the river basin of the Ribeirão Anhumas in an area upstream and downstream of the five dams, on the towards headstream/mouth of the creek. We analyzed the concentration of potentially bioavailable metals (Fe, Mg, Mn, Cu, Zn, Ni, Cd and Cr) in sediment. For the sampling effort fauna, the quick sampler method was used for a period of two minutes. Specimens were identified to lowest possible taxonomic level and classified by feeding groups. The highest concentrations of metals in the sediment were recorded in parts of the dam 4 (R4), which is observed around sugar cane farming, the analysis indicated contamination by Ni. 2498 aquatic insects were identified, wich distributed in 92 genera. Polypedilum (Chironomidae, Diptera) was the taxon more representative of the community, as well as the guilds of the predators and gathering-colectors. The stretches with preserved riparian vegetation had the highest values of richness, taxonomic diversity and water quality score. The Student statistical test indicated that there were no significant differences in the abundance and richness between the streches. Diversity indices showed a decrease in diversity between the upstream and downstream sections, and longitudinal profile. We concluded that the basin of the Ribeirão Anhumas is well preserved, where there was no interference from lotic habitat discontinuity of the dams, as well as different land uses low-impact exercise on aquatic insect community.

Key words: heterogeneity, substratum, EPTC, dams.

1 INTRODUÇÃO

1.1 Interferências antrópicas nos ecossistemas aquáticos continentais.

Os habitats de água doce ocupam uma parcela muito pequena da superfície terrestre comparada com as grandes extensões de ambientes marinhos e terrestres, porém, sua importância é muito maior em relação à sua área por diversas razões, como por exemplo, constituir a mais barata fonte de água que atende as necessidades humanas, como nas atividades domésticas e industriais, além de fornecer os sistemas mais convenientes e baratos de descartes de efluentes em nível terciário (ODUM, 1988).

As diversas formas de interferência humana sobre o ambiente aquático tem sido apontada por muitas pesquisas como as principais causas da degradação dos ambientes de água doce, como por exemplo, o crescimento acelerado e desordenado das grandes cidades, devastações de florestas, as construções de grandes represas, e atividades de uso da terra na agricultura como na aplicação de substâncias organossintéticas não degradáveis causando alterações significativas nesses ecossistemas aquáticos e podendo acarretar problemas de bioacumulação em diferentes níveis tróficos, como por exemplo, acumulando-se na gordura de peixes e crustáceos ou ainda em aves e outros animais terrestres, como no leite de bovinos que utilizam a água de córregos e rios contaminados para dessedentação (SANTOS 1999; SIQUEIRA & BRAGA, 2000; AGUIAR *et al.*, 2000; OLIVEIRA & TORNISIELO, 2000).

O estudo de avaliações desses ambientes tem dado ênfase cada vez maior aos sedimentos (ZAGATTO, *et al.*, 2006), pois estes funcionam como reservatórios de inúmeros contaminantes de baixa solubilidade, desempenhando importante função nos processos de assimilação, transporte e deposição (TORLONI, 1994).

Entre os compostos químicos utilizados nas atividades agrícolas, e que podem se acumular nos sedimentos dos corpos d'água estão os metais, os quais têm recebido atenção especial, pois não são eliminados facilmente por processos naturais, pois em geral formam outros complexos junto com minerais e substâncias orgânicas (CALLISTO *et al.*, 2005). Os metais de associações fracas que geralmente se encontram ligados ao sedimento e que podem ser facilmente rompidos pela biota são os chamados metais potencialmente biodisponíveis (FORSTENR, 1983; BONAI, 2007), podendo ser bioconcentrados e transferidos para níveis superiores das cadeias tróficas. Devido ao crescimento populacional e a intensificação das atividades humanas que envolvem estes

elementos químicos, a concentração dos metais tem aumentado de forma generalizada nos corpos d'água em níveis que ameaçam tanto a biota aquática como terrestre, inclusive o ser humano que dela se utiliza para diversas finalidades (TORLONI, 1994), como por exemplo, o abastecimento urbano.

Esses poluentes, quando assimilados pelos organismos, alteraram os processos fisiológicos, como por exemplo, na reprodução, que conseqüentemente afeta a sobrevivência das espécies, diminuindo as populações, causando modificações nas estruturas das comunidades (BOUDOU, 1989). Entre os componentes da biota do ecossistema lótico, a comunidade dos insetos aquáticos reflete muito bem aos efeitos decorrentes dos impactos nos ecossistemas lóticos (TRIVINHO-STRIXINO *et al.*, 2008), uma vez que muitos grupos são sensíveis as alterações causada pela entrada de poluentes (efluente doméstico, insumos como fertilizantes e herbicidas) que alteram o estado natural do ambiente. Atualmente tem crescido os estudos de avaliação e programas no monitoramento ambiental utilizando esses insetos aquáticos, devido a existência de grupos sensíveis e outros tolerantes, os quais são destacados como bons indicadores biológicos dos distúrbios decorrentes das atividades antrópicas nas bacias hidrográficas. Entre os insetos aquáticos, destacam-se as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), considerados bons indicadores da conservação dos sistemas lóticos (ROSENBERG & RESH, 1993). Recentemente reconheceram o grupo Coleoptera, em especial os táxons pertencentes à família Elmidae, também como bons indicadores (SANCHÉS-FERNANDÉS *et al.*, 2006, SONG *et al.*, 2009), por também serem sensíveis aos aumentos das cargas de sedimento e poluição orgânica nos leitos dos córregos e rios (HAUER & RESH, 1996; SONG *et al.*, 2009).

A rede hidrográfica do Estado de São Paulo é bastante extensa, sendo formada principalmente pelas bacias do Rio Tietê e do rio Mogi-Guaçu que percorrem grande parte do estado e apresentam, além disso, numerosos reservatórios e açudes construídos com as mais diversas finalidades (geração de energia, recreação, irrigação, abastecimento, entre outros). Numerosos córregos que fazem parte dessas bacias hidrográficas atravessam agregados urbanos e/ou propriedades rurais cujas atividades se refletem nas suas características, uma vez que estes acabam integrando tudo o que acontece nas áreas de entorno. Recebem, através do processo de lixiviação do solo, de nutrientes advindos das áreas adjacentes, assim como compostos químicos (herbicidas, fertilizantes, pesticidas) que são utilizados na atividade agropecuária (CORBI *et al.*,

2006; CORBI, *et al.*, 2008). O estudo desses ambientes lóticos que funcionam como um sistema circulatório dos continentes pode servir de diagnóstico da “saúde” dos ambientes aquáticos e de toda a bacia hidrográfica (ROQUE 2000; CALLISTO *et al.*, 2001) e, devido aos impactos causados, deve-se cada vez mais buscar desenvolver as atividades como a recuperação da vegetação ripária no entorno dos corpos d’água, orientação da aplicação de insumos agrícolas e da educação ambiental da população, aliados aos conceitos de conservação da biodiversidade, junto com uma boa base administrativa da conservação dos recursos hídricos, a fim de garantir a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos.

1.2 Perda de habitats aquáticos e represamento de rios.

Reservatórios são sistemas artificiais que concentram grandes volumes de águas, cuja dinâmica e as estruturas apresentam um padrão de organização intermediário entre os rios e lagos (CALLISTO *et al.*, 2005), e os processos ecológicos desses sistemas artificiais são muito mais complexos do que aqueles encontrados em ecossistemas de lagos naturais (AGOSTINHO E GOMES, 1997; CALLISTO *et al.*, 2005). As características físicas, químicas e biológicas destes reservatórios estão estreitamente relacionadas com o uso da terra em suas bacias de drenagem (TORLONI, 1994; CALLISTO *et al.*, 2005), bem como com as mudanças observadas ao longo da formação de reservatórios em cascata.

Observações de estudos arqueológicos das primeiras civilizações que se desenvolveram próximos aos vales de rios demonstraram que a construção de represas é um dos mais antigos ramos da engenharia (MATHENEY, 1976; BAXTER, 1977). As primeiras represas foram construídas com os propósitos de irrigação de lavouras, produção de alimentos e fornecimento de água. Posteriormente, a água foi represada com a finalidade de produzir de energia através das primeiras rodas d’água, e mais tarde através dos geradores hidroelétricos (BEXTER, 1977). Ao longo dos séculos XVII e XVIII o aperfeiçoamento do conhecimento de hidrologia e de ciências de hidráulica, com técnicas de manejo dos recursos hídricos para irrigação e abastecimento urbano, foi responsável por muitas alterações nos ecossistemas aquáticos e, em meados do século XX, muitos estudos tiveram focos na abordagem hidrológica, tendo em vista o uso dos rios para fins econômicos, com a construção de grandes barragens para a geração de energia elétrica através das hidroelétricas, construção de eclusas e retificação dos cursos para navegação e também estudos de saneamento em regiões já criticamente poluídas (RODRIGUES, 2009).

De acordo com Johnson *et al.* (2001) *apud* Callisto (2005) houve um aumento mundial do número de grandes represas (com mais de 15 metros de profundidade) desde a década de 1950, transformando os sistemas lóticos em lênticos, ocasionando extensiva perda de habitats e fragmentando em torno de 60% das bacias hidrográficas, apesar de ainda manter-se um fluxo de água. Ao mesmo tempo, inúmeros pequenos reservatórios tem sido construídos ao longo de pequenos rios ou ribeirões com as mais diversas finalidades (irrigação, aquicultura, recreação, pecuária, etc).

É característica dos sistemas lóticos, um fluxo de água unidirecional, com arraste de materiais dissolvidos ou em suspensão, incluindo substâncias poluidoras. O conhecimento ecológico de ecossistemas lóticos integra o funcionamento do sistema como um todo, ou seja, o entendimento da interação das comunidades aquáticas com o meio físico e químico. A fragmentação longitudinal dos sistemas lóticos causada pela construção de reservatórios vem causando impactos a uma variedade de grupos taxonômicos aquáticos, como no caso de populações de peixes, por exemplo, ou que dependem da dispersão por água (dispersão hidrocória) como por exemplo, sementes e diásporos de plantas superiores, que colonizam as margens dos córregos e rios (MERRIT & WOHL, 2006). O isolamento de comunidades nos trechos tanto a jusante quanto a montante dos rios e córregos, resulta ao longo do tempo, na extinção de populações locais, impossibilitando a recolonização natural, devido ao isolamento da comunidade, causada pela fragmentação dos reservatórios no sistema lótico (MERRILL *et al.*, 2001). Para outras comunidades aquáticas que também podem ser afetadas pelos represamentos de rios como é o caso dos insetos aquáticos, que habitam os rios, lagos e reservatórios, e sua distribuição nestes ambientes, está diretamente relacionada com a disponibilidade de alimento, tipo de substrato e características físicas e químicas da água (CALLISTO, 2005), porém pouco se conhece a respeito das interferências da fragmentação de habitat causada por represamentos sobre esta comunidade, bem como os padrões de dispersão deste grupo (MONAGHAM *et al.*, 2005). A formação de reservatórios em cascata tem resultado nas modificações da qualidade da água, bem como na composição da biota em suas dimensões vertical, longitudinal e lateral nos ecossistemas aquáticos como descrito através do Conceito de continuidade de reservatórios em cascata (CRCC) (CALLISTO, 2005).

As constantes mudanças na morfologia do canal de rios e córregos, além da entrada constante de sedimento e material orgânico, tem sido apontadas como os principais fatores responsáveis pela alteração da estrutura da macrofauna em ambientes

lóticos (RICHARDS *et al.*, 1996; CLETO-FILHO & WALKER, 2001). Consequentemente, a identificação e o conhecimento dos impactos dos usos do solo nos sistemas lóticos e sua influência sobre a fauna são componentes essenciais para o manejo, conservação e para o estabelecimento de estratégias de restauração desses habitats (RICHARDS *et al.*, 1996).

2 OBJETIVOS

A diversidade de usos do solo no entorno da bacia do ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo) deve influenciar a estrutura da biota aquática. Neste projeto foi analisada a comunidade de insetos aquáticos sob a influência de diferentes usos da terra (agricultura, captação d'água, recreação) e de cinco represas localizadas ao longo de seu percurso. Buscou-se através deste estudo avaliar possíveis modificações na estrutura dessa comunidade decorrentes de modificações nas características ambientais do entorno, heterogeneidade de habitat e da descontinuidade de habitat devido aos represamentos.

O estudo teve como premissa a seguinte hipótese: diferentes atividades de uso da terra e a descontinuidade de habitat ocasionada por represamentos interferem na estrutura da comunidade de insetos aquáticos que ocupam um sistema lótico.

Para isto foram traçados os seguintes objetivos específicos:

- Analisar a abundância, a riqueza e a estrutura da comunidade insetos aquático em trechos a montante e a jusante de cinco represas ao longo do percurso do Ribeirão das Anhumas;
- Analisar a influência dos diferentes usos da terra na qualidade da água através da avaliação da presença de metais potencialmente biodisponíveis e dos insetos aquáticos como indicadores bióticos da qualidade da água desta bacia.

3 ÁREA DE ESTUDO

3.1 Sub-bacia Ribeirão das Anhumas.

O Ribeirão das Anhumas (figura 1) localiza-se na região centro oeste do Estado de São Paulo, e juntamente com outras sub-bacias compõem a grande bacia hidrográfica do Rio Mogi Guaçu. O ribeirão nasce no município de Ibaté (SP) (21°86'S, 47°98'W), percorre áreas dos municípios de Araraquara e Américo Brasiliense e deságua na junção com o Ribeirão das Cabaceiras no Rio Mogi Guaçu (Rincão SP-21°62'S, 47°98'W), destacando-se por ser um dos mananciais de abastecimento de água do município de Araraquara (SP). Essa sub-bacia drena uma área de 14.653 Km² (SANTOS, 1999) sendo o principal corpo d'água caracterizado por trechos de 1^a a 3^a ordem. A área caracteriza-se pelos solos tipo Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico que, em geral, são férteis e superficialmente arenosos. Segundo a classificação de Koeppen, o clima da região é do tipo mesotérmico (Cwa), com pluviosidade anual entre 1100 a 1300 mm, com período de estiagem nos meses de maio a setembro, com temperaturas médias inferiores à 18 °C, e período chuvosos de outubro e abril, e temperaturas médias entre 22 e 24 °C (CBH0Mogi, 1999). A sub-bacia do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo) é composta por vegetação ripária de floresta Paludosa e extensões de cerrado e Floresta Estacional Semi-decídua, com alguns dos trechos em estado de recuperação vegetal.

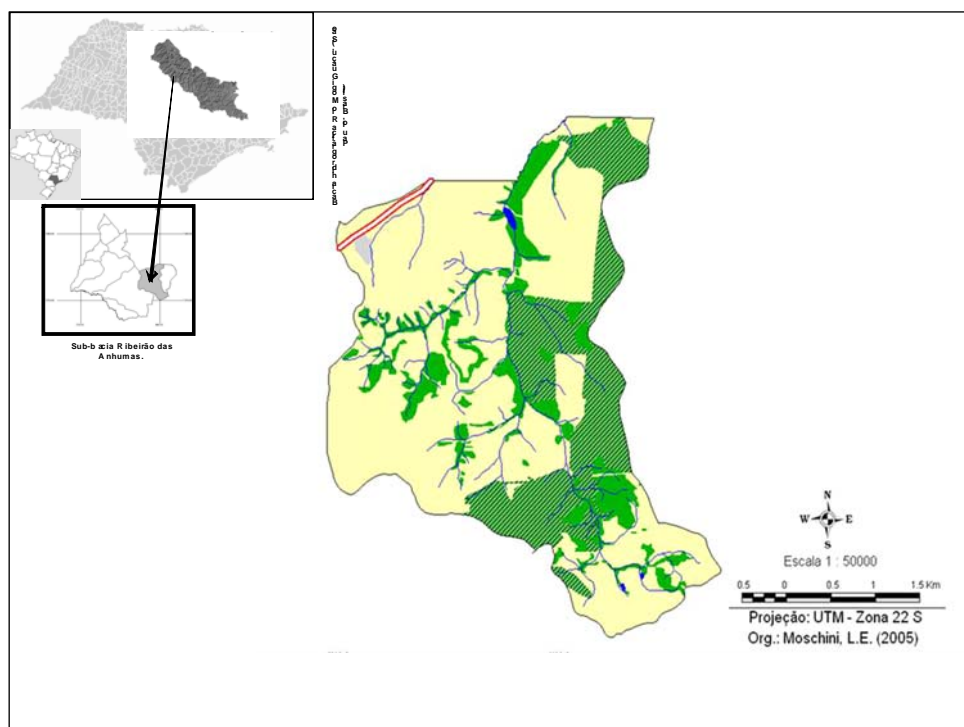


Figura 1. Mapa da região e da bacia sub-bacia hidrográfica do Ribeirão das Anhumas (região Central do Estado de São Paulo). Fonte: Lapa/DHb/UFSCar, com adaptação de Hugo H. L. Saulino

3.2 Caracterização dos trechos de coleta

3.2.1 Trecho da Represa 1 (R1) – Localizado na fazenda Santo Antônio de Pádua no município de Ibaté ($21^{\circ}86'S$ $47^{\circ}98'W$), o entorno apresenta atividade de pastagem; a represa R1 tem aproximadamente 340 metros de extensão (figuras 2, A e B). O trecho de primeira ordem engloba a nascente do Ribeirão das Anhumas; tanto a montante (MR1) como a jusante (JR1) da represa, cuja vegetação ripária do tipo Floresta Paludosa é densa e bem preservada, com arbustos e pteridófitas. Os dois segmentos do ribeirão (MR1 e JR1) apresentam larguras médias de 1,0 m, e profundidades médias de 0,25 m a montante; no leito há grande quantidade de restos vegetais em decomposição de característica humosa (folhas, galhos e frutos) a montante, e a jusante é arenosa com serapilheira (figuras 3, A e B).



Figura 2. A – Vista área da Represa (R1). Fonte: Google Earth. B - área de pastagem da fazenda Santo Antonio de Pádua, Ibaté (SP). Foto: Hugo H. L. Saulino.

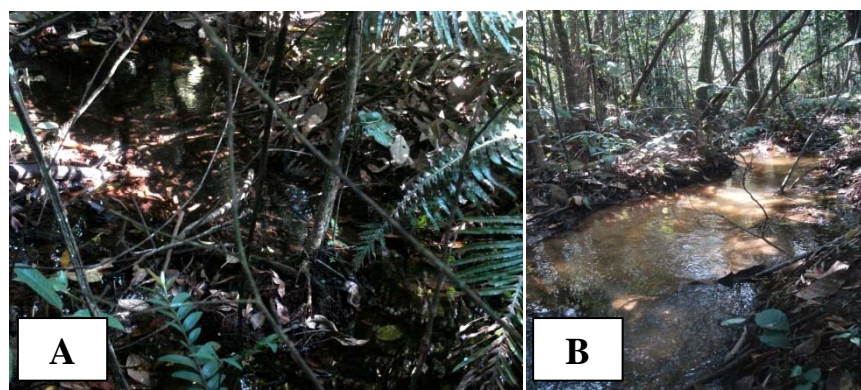


Figura 3. Aspecto do canal do Ribeirão das Anhumas (município de Ibaté) no trecho de R1, Fazenda Santo Antonio de Pádua, Ibaté (SP). A – montante (MR1), B – jusante (JR1). Fotos: Hugo H. L. Saulino.

3.2.2 Trecho da Represa 2 (R2) – Localizado dentro da fazenda Fortaleza no município de Araraquara ($21^{\circ}87'S$ $48^{\circ}00'W$), com atividade de reflorestamento (*Eucalyptus*), essa represa tem extensão de aproximadamente 420 metros (figuras 4, A e B), com um grande viveiro de produção clonal de *Eucalyptus* na margem esquerda a

montante. O trecho é de segunda ordem, e tanto a montante como a jusante há vegetação ripária de Floresta Paludosa, com presença de arbustos, pteridófitas. A área é bem preservada, com vegetação de aproximadamente 15 metros de largura em solo arenoso e com trechos de cerrado em recuperação. O trecho a montante apresenta largura média de 1,0 m, e profundidade média de 0,16 m (figura 5 A). O escoadouro a jusante da represa é canalizado, com aproximadamente 30 metros em canaleta de alvenaria; o trecho de coleta apresentava profundidade média de 0,25 m e largura média de 3,0 m (figura 5 B e C).

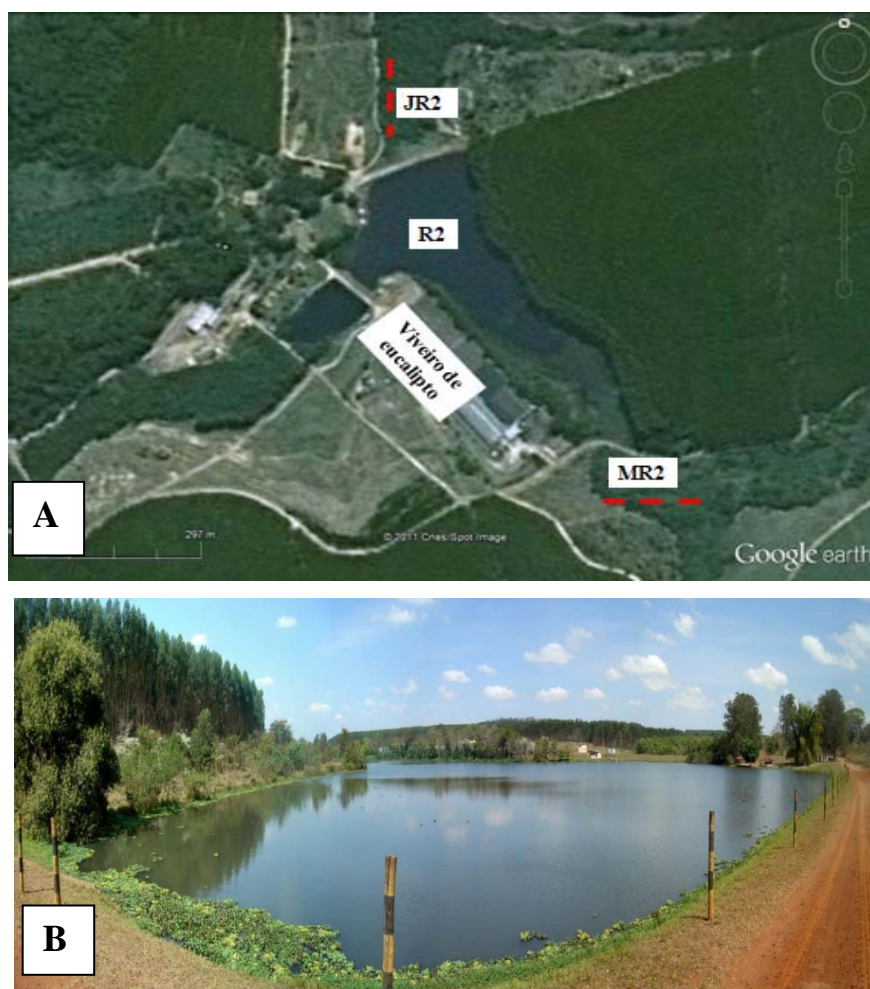


Figura 4. A – Vista aérea da Represa 2 (R2). Fonte: Google Earth. B – área de reflorestamento de *Eucalyptus*, Fazenda Fortaleza (Araraquara, SP). Foto: Hugo H. L. Saulino.

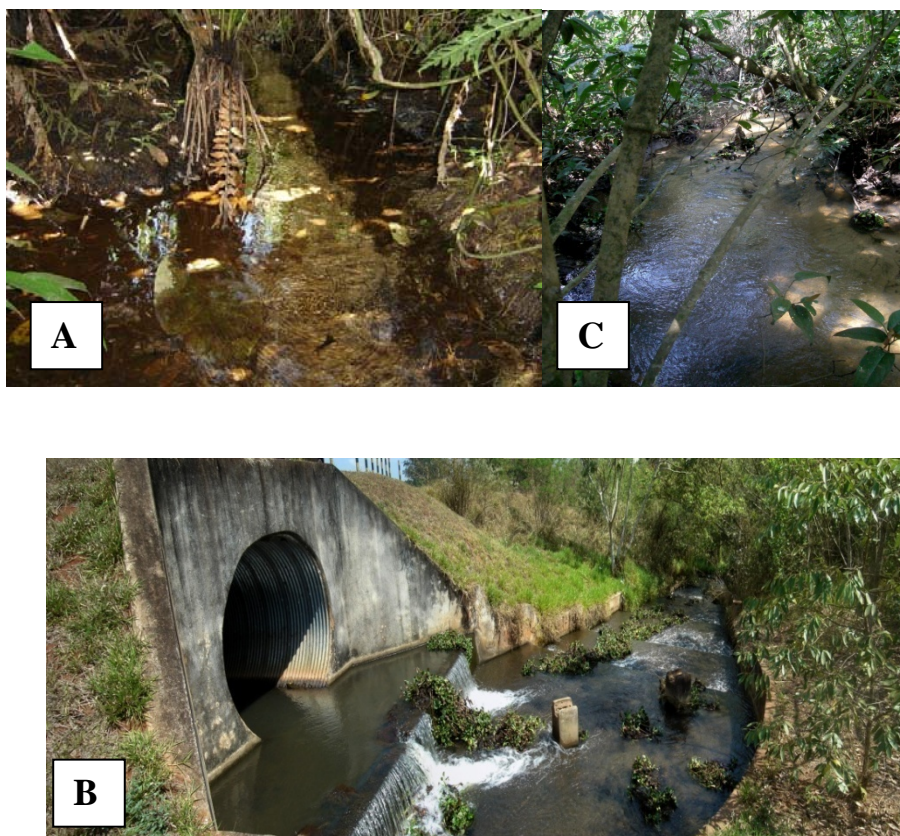


Figura 5. Aspectos do canal do Ribeirão das Anhumas (município de Araraquara) no trecho de R2: A – montante (MR2), B – saída a jusante canalizada, C – jusante (JR2). Fotos: Hugo H. L. Saulino.

3.2.3 Trecho da Represa 3 (R3) – Localizado na fazenda Caxangal, no município de Araraquara (SP) ($21^{\circ}86'S$ $48^{\circ}01'W$), com atividade de citricultura (laranja), essa represa tem extensão de aproximadamente 320 m (figura 6 A e B). Os trechos a montante (MR3) e a jusante (JR3) protegidos por vegetação ripária de floresta Paludosa com árvores, arbustos e pteridófitas. A vegetação com extensões de aproximadamente 15 metros de largura e preservada, porém com dossel parcialmente aberto. Nesse trecho o Ribeirão das Anhumas é de terceira ordem; a montante a largura média de 2,5 m e profundidade média de 0,16 m, com leito arenoso (figura 7 A); a jusante a largura média é de 6,0 m, com profundidade média de 0,25 m e com leito rochoso (basalto) e arenoso (figura 7 B).

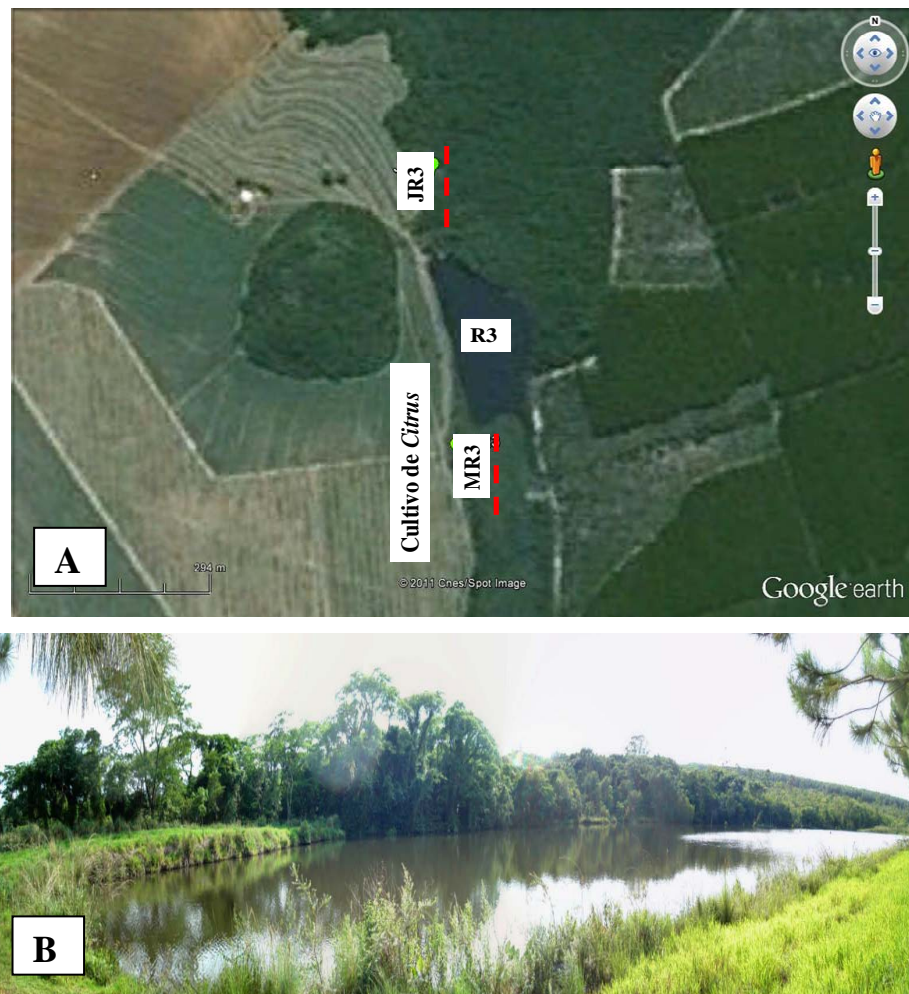


Figura 6. A – Vista aérea Represa 3 (R3). Fonte: Google Earth. B - área de citricultura da Fazenda Caxangal (Araraquara, SP). Fotos: Hugo H. L. Saulino.



Figura 7. Aspectos do canal do Ribeirão das Anhumas (município de Araraquara) no trecho R3. A – montante (MR3), B – jusante (JR3). Fotos: Hugo H. L. Saulino

3.2.4 Trecho da Represa 4 (R4) – Localizado dentro da estação de captação de água do Departamento Autônomo de Água e Esgoto de Araraquara (DAAE) no município de Araraquara (21°83'S 48°02'W). A represa tem extensão aproximada de 470 m localizada em área de plantio de cana-de-açúcar (figura 8 A e B). O trecho é de terceira ordem; a montante apresenta largura média de 5,0 m, e profundidade média de 1,20 m, com ausência de vegetação ripária. O leito é arenoso parcialmente recoberto por macrófitas submersas; em suas margens há macrófitas enraizadas (*Thypha dominigensis* e *Pontederia*) e enraizada flutuante (*Eichhornia azurea*). (figura 9 A). O escoadouro a jusante apresenta canalização em canaleta de alvenaria com aproximadamente 20 m; o trecho de coleta apresenta largura média de 5 m, com profundidade de 1,20 m, e vegetação ripária em restauração e ausência de dossel (figura 9 B e C).

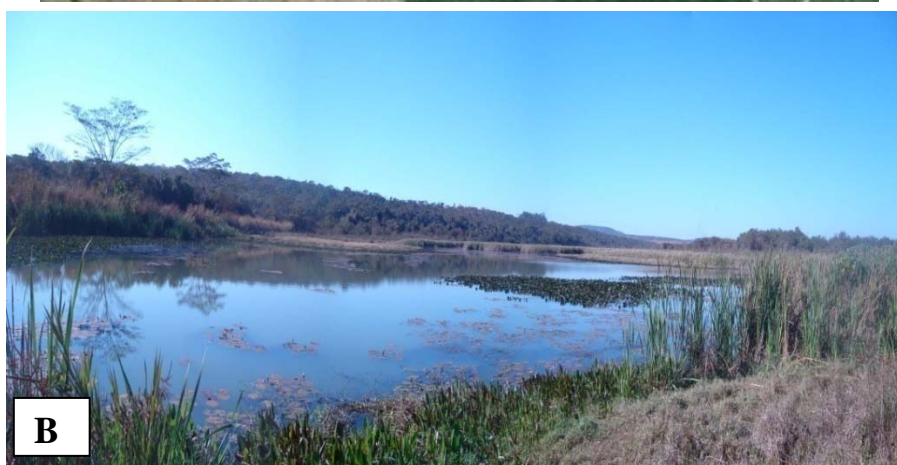


Figura 8. A – Vista aérea da represa (R4). Fonte: Google Earth. B – Área da represa Estação de captação de água DAAE (Araraquara, SP). Foto: Hugo H. L. Saulino.

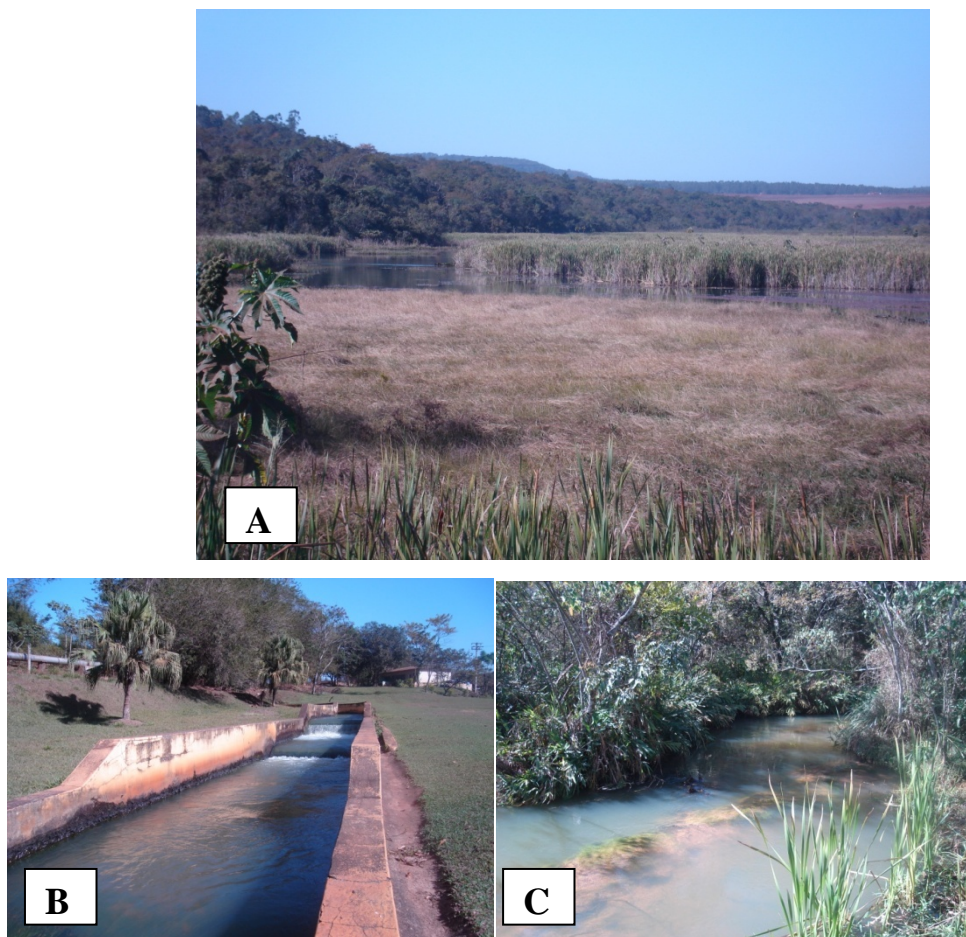


Figura 9. Aspectos do canal do Ribeirão das Anhumas (município de Araraquara) no trecho R4: **A** – montante (MR4). **B** - canalização do córrego a jusante, **C** – jusante (JR4). Foto: Hugo H. L. Saulino

3.2.5 Trechos da Represa 5 (R5) – Localizada na propriedade do Clube Náutico de Araraquara, município de Américo Brasiliense (SP) (21°76'S 48°04'W), com atividades náuticas e recreativas (figura 10 A e B), a represa com extensão de aproximadamente 3.000 metros. O trecho tem baixa interferência agrícola é preservado e protegido por extensa área com vegetação de cerrado. O ponto a montante (MR5) apresenta largura média de 4 m, profundidade média de 0,80 m (figura 11 A), o canal com macrófitas enraizadas (*Thypha domingensis* e *Pontederia*) flutuantes (*Eichhornia azurea*, *Nymphaea*) e várias outras submersas. O escoadouro a jusante é canalizado em canaleta de alvenaria com aproximadamente 20 m; o trecho de coleta (JR5) (figura 11 B e C) com profundidade média de 0,4 m e largura média de 6 m. O canal no ponto de coleta é arenoso e com macrófitas aquáticas enraizadas e flutuantes (*Nymphaea*) e submersa (*Echinodorus*).

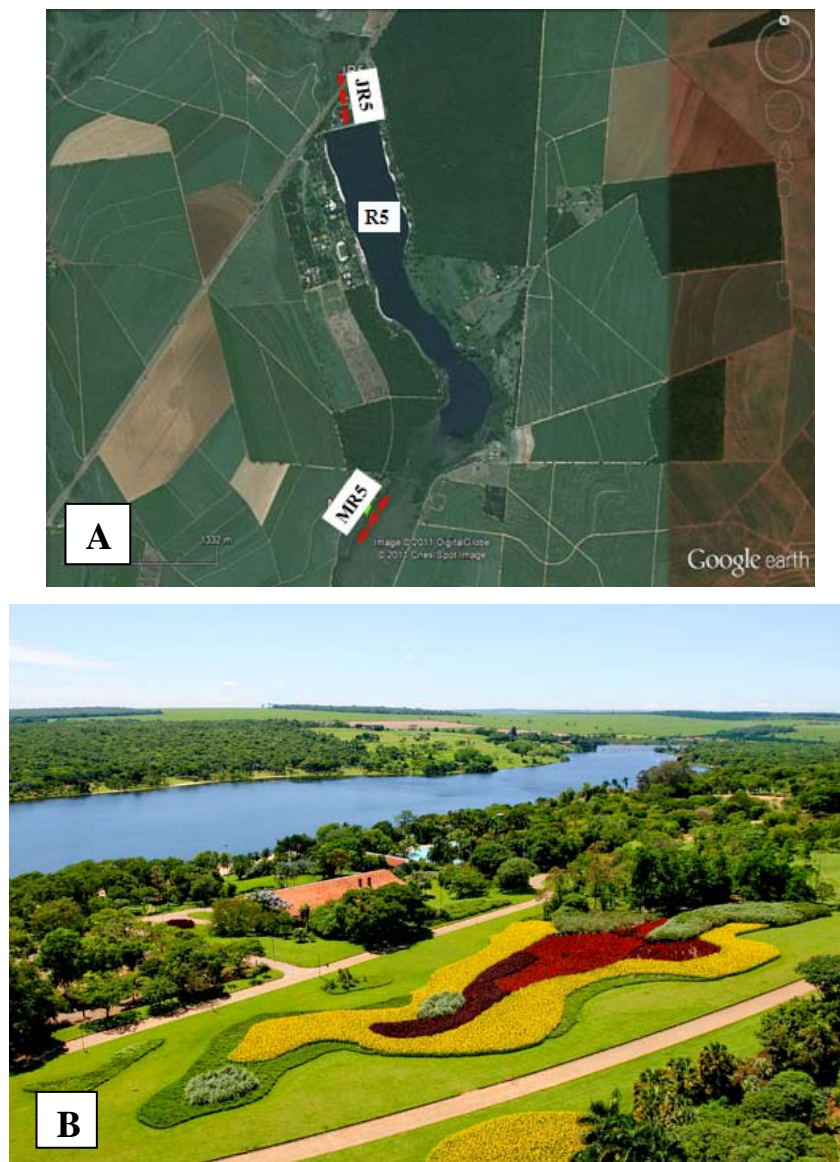


Figura 10. Vista aérea represa 5 (R5). Fonte: Google Earth. **A** - área de atividade náutica e recreativa, Clube Náutico de Araraquara (Américo Brasiliense, SP). Fonte: www.clubenauticoararaquara.com.br.

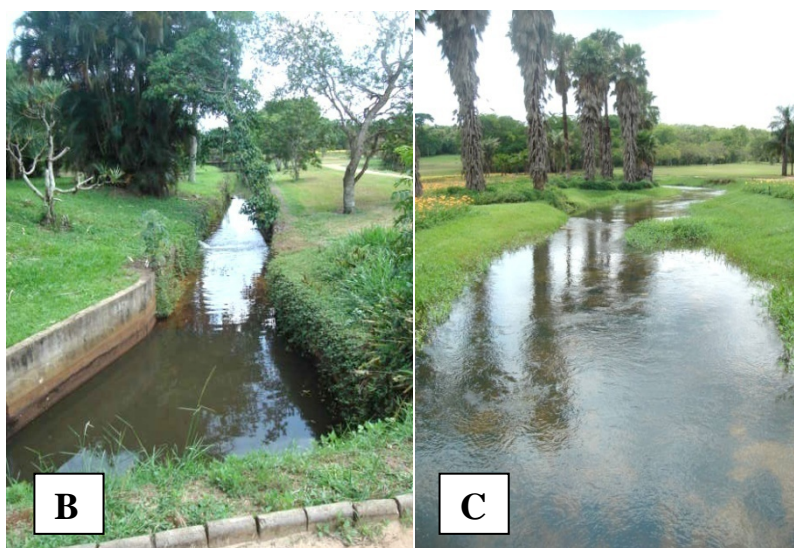


Figura 11. Aspectos do canal do Ribeirão das Anhumas (município Américo Brasiliense) no trecho R5. A – montante (MR5), B – canalização do córrego a jusante, C – jusante (JR5). Fotos: Hugo H. L. Saulino.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

No total foram realizadas 30 coletas de fauna e sedimento em 10 segmentos (cinco montantes e cinco jusantes) do Ribeirão das Anhumas, com 50 metros de distância das montantes e jusantes de cinco represas, no sentido nascente/foz do ribeirão (Figura 12). Em cada segmento foram selecionados três pontos com distanciamento de dez metros. As principais características físicas e químicas da água (oxigênio, temperatura, pH, condutividade) foram determinadas em campo utilizando sonda multisensora Horiba modelo U010, seguidas da caracterização ambiental dos trechos de coleta, conforme Protocolo de Caracterização Ambiental Biota/FAPESP (SURIANO, 2008). A velocidade da correnteza foi medida através do método de flutuador, utilizando uma régua de 1m de comprimento, e uma bolinha de isopor, o tempo de percurso da bolinha sobre a distância da régua, foi determinado com uso de um cronometro digital.

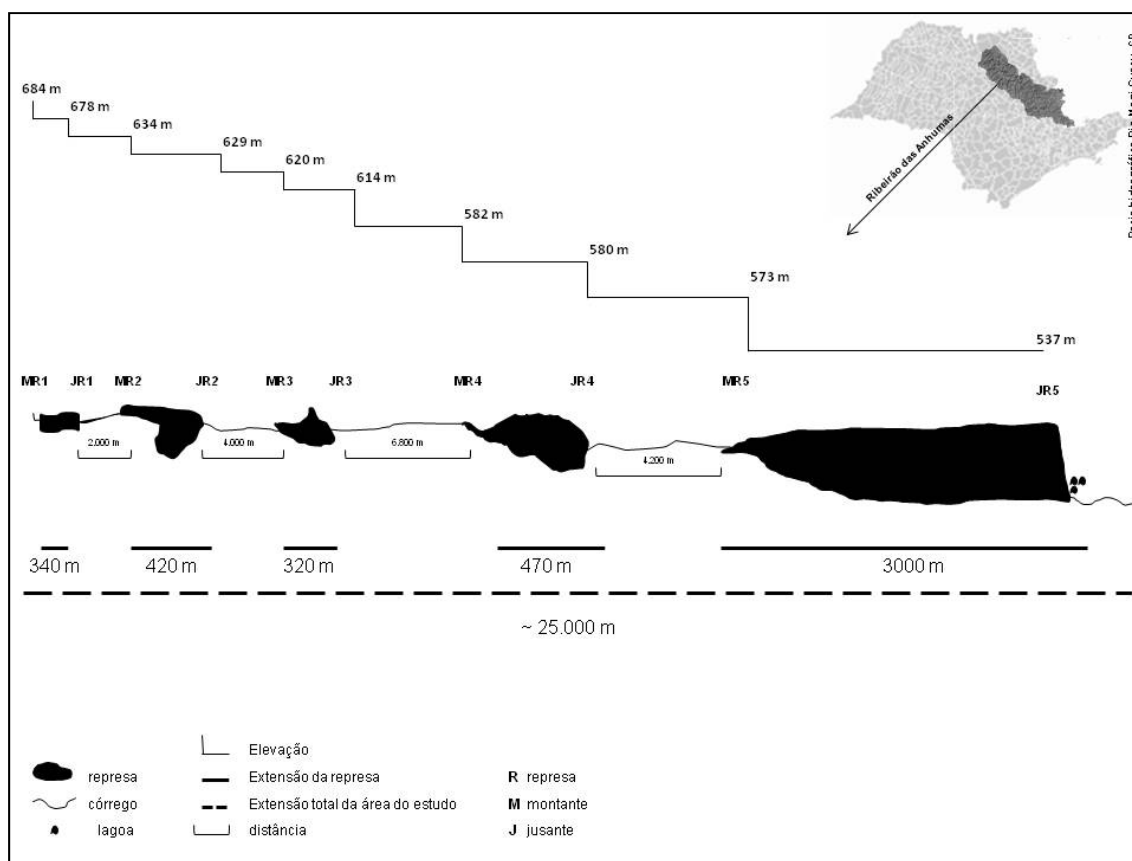


Figura 12. Esquema do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas, com indicação dos trechos estudados. MR, JR corresponde aos trechos a montante e a jusante de cada represa.

4.1 Coleta e análise de sedimento

As coletas de sedimento foram feitas com draga tipo Van Veen; em cada ponto foram retiradas, pelos menos três amostras. Estas foram acondicionadas em recipientes de polietileno (250 ml) e mantidas congeladas até o tratamento em laboratório.

4.1.1 Análise granulométrica

No laboratório, as amostras de sedimento receberam dois tratamentos: Uma alíquota foi separada para determinação do teor de matéria orgânica, pelo método de perda de massa por ignição (MAITLAND, 1979), onde foram utilizados 10 g de sedimento seco e incinerado em mufla a 550°C, por um período de 4 horas. O teor de MO foi obtido pela diferença de peso antes e após a incineração. A análise granulométrica foi realizada pelo “método de pipeta”, o qual dispensa a prévia secagem da amostra para evitar a descaracterização das partículas minerais (STRIXINO, 1973), Para este procedimento foram utilizados 20 g de sedimento e determinadas na análise as parcelas de areia grossa, areia fina e silte + argila.

4.1.2 Extração de metais potencialmente biodisponíveis.

A segunda alíquota de sedimento foi reservada para análise dos seguintes metais potencialmente biodisponíveis: cádmio (Cd), cobre (Cu), zinco (Zn), crômio (Cr), manganês (Mn), níquel (Ni), magnésio (Mg) e ferro (Fe). Após a secagem do sedimento, as amostras coletadas dos três pontos de cada segmento, foram homogeneizadas em cápsulas de porcelana. Utilizou-se 3,5 g de sedimento homogeneizado, sendo a extração realizada pelo processo de digestão em HNO₃ (PA), por um período de 3 horas em placa aquecida. Nas amostras com maior quantidade de matéria orgânica, adicionou-se 5 ml de H₂O₂ para acelerar o processo de digestão. Os extratos foram filtrados em filtro de papel Watman 42, e os volumes filtrados completados com água deionizada em balões volumétricos de 100 ml, e conservados a 4°C. A leitura dos extratos foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica convencional (EAAC) (SANTOS, 1999) e a qualidade dos resultados analíticos de leitura de EAAC foi acompanhada com uso de branco analítico e determinação em triplicata, distribuída aleatoriamente.

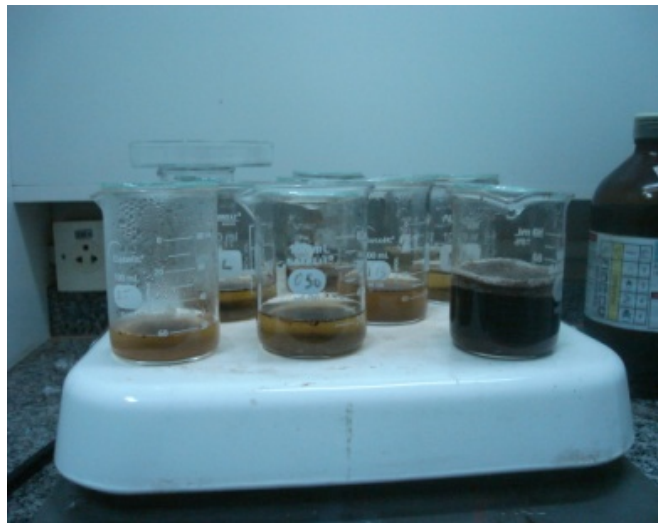


Figura 13. Frascos com sedimentos em fase de digestão de metais em placa aquecida.

4.2 Coleta de fauna

As coletas da fauna foram realizadas com puçá (malha de 250 μm), pelo método de varredura, com esforço amostral de dois minutos. Procurou-se explorar num trecho de 30 metros os vários biótopos disponíveis. Em cada trecho foram realizadas 3 varreduras, e o material foi acondicionado em galões de 5L com água do local. Em laboratório as amostras foram lavadas em peneiras de malha de 250 μm , sob jato d'água e a triagem da fauna se processou, com os organismos ainda vivos, em bandejas transluminadas. Os exemplares foram preservados em etanol 70% e analisados sob microscópio estereoscópico para identificação dos táxons, com o auxílio de chaves e manuais de identificação. Os exemplares foram identificados até o menor nível taxonômico possível, com o auxílio das seguintes chaves de indentificação: Chironomindae (TRIVINHO-STRIXINO, 2011); Ceratopogonidae, Tipulidae e Tabanidae (PINHO, 2008); Simuliidae (PEPINELLI, 2011; PINHO, 2008); Coleoptera, Plecoptera e Lepidoptera (DOMINGUES & FERNANDEZ, 2009; SEGURA *et al.*, 2011); Ephemeroptera (DOMINGUES *et al.*, 2006); Trichoptera (CALOR, 2011; PES *et al.*, 2005); Odonata (COSTA *et al.*, 2000); Hemiptera (NIESEN & MELO, 1997). Todos os exemplares após a identificação foram quantificados e conservados em etanol 70% e depositados na coleção do Laboratório de Entomologia Aquática (LEA – UFSCar).

4.3 Análises dos dados

4.3.1 Análise granulométrica e metais potencialmente biodisponíveis

A classificação granulométrica dos sedimentos nos trechos amostrados foi definida pela participação relativa das diferentes partículas minerais e da matéria orgânica. As concentrações dos metais potencialmente biodisponíveis obtidas foram comparadas com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04, e submetidas ao teste estatístico não paramétrico Kruskal Wallis (ANOVA), sendo consideradas diferentes quando $p < 0,05$.

4.3.2 Análise da entomofauna

A comunidade de insetos aquáticos foi analisada pela participação numérica e relativa de cada táxon nos segmentos e trechos analisados, e através dos índices de diversidade de Shannon e Margalef, índice de Equitabilidade de Pielou e Dominância. A composição das comunidades entre os dez segmentos de montantes e jusantes no perfil longitudinal, foi analisada pela diversidade β , obtida através do cálculo da porcentagem de dissimilaridade, através do Programa Estatístico STATISTICA (versão 5.1). Aplicou-se o teste T (Student) para verificar se houve diferenças significativas da abundância e da riqueza entre os segmentos e trechos. Para as análises foi usado o Programa estatístico PAST. (Versão 2.13).

Os táxons foram agrupados em guildas alimentares segundo a classificação de Merritt & Cummins (1996), e segundo as descrições de estudo regionais da família Chironomidae (TRIVINHO-STRIXINO & STRIXINO, 1998; JANKE & TRIVINHO-STRIXINO, 2007) e analisadas pela participação relativa de cada guilda.

Através das informações registradas no protocolo de caracterização ambiental, observaram-se diferentes padrões de cobertura do dossel da vegetação ripária nos trechos com diferentes atividades agrícolas. As riquezas foram estimadas pelo método de rarefação computado pela da permutação de Monte Carlo (HULBERT, 1971; BISPO & OLIVEIRA, 2007), estimada para 150 indivíduos entre os segmentos de montante e jusante das represas, e para 369 indivíduos nos trechos com diferentes

coberturas de dossel. Para as análises foi usado o Programa estatístico PAST. (Versão 2.13).

A avaliação da qualidade ambiental da água nas áreas com diferentes atividades agrícolas foi feita aplicando-se o índice biótico FBI (The Field Biotic Index) (HILSENHOFF, 1988) e analisado a participação dos grupos faunísticos “sensíveis”. Foram considerados sensíveis, conforme SONG *et al.* (2009) os seguintes grupos: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Coleoptera.

5. RESULTADOS

No geral, os trechos amostrados apresentaram de oxigênio maiores que 5 mg.L⁻¹ na maioria dos pontos, valores de pH próximo ácido (± 6.2) e baixa condutividade elétrica ($< 0.1 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$). O oxigênio dissolvido e condutividade tiveram pequenas diferenças em alguns trechos ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas: No trecho a montante de R1 (M1) foi registrada a concentração mais baixa de oxigênio dissolvido (4,87 mg.L⁻¹), e nos trechos de R5 (M5 e J5) os valores mais altos de condutividade elétrica ($\pm 0.30 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$) (tabela 1). Os trechos de terceira ordem (R3, R4 e R5) foram os que apresentaram maior largura do canal e maior profundidade. As maiores velocidades da correnteza ($> 7 \text{ m}.\text{s}^{-1}$) foram observadas nos pontos J3 e M4. A análise das informações reunidas no protocolo de caracterização ambiental indicaram uma redução da cobertura de dossel conforme a ordem do ribeirão, estando os trechos de R4 e R5 sem cobertura vegetal, desprovidos de mata ripária nas margens, apresentando apenas fragmentos de vegetação de cerrado nas áreas adjacentes.

Tabela 1. Valores das variáveis ambientais nos cinco trechos, e dez segmentos a montante e a jusante das represas do Ribeirão das Anhumas (região Central do Estado de São Paulo).

	R1		R2		R3		R4		R5	
	MR1	JR1	MR2	JR2	MR3	JR3	MR4	JR4	MR5	JR5
Uso da terra	Pasto		Reflorestamento		Citricultura		Cana-de-açúcar		Náutica e recreação	
Cobertura do dossel	Densa		Média		Parcial		Ausente		Ausente	
Cond. ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$)	0,01	0,01	0,03	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,31	0,28
O.D. (mg.L⁻¹)	4,87	8,47	7,63	9,00	6,80	8,43	5,33	5,97	8,07	8,75
pH	5,62	5,94	6,03	6,32	5,80	6,65	6,37	6,83	6,53	6,53
Temp. água (°C)	16,67	17,77	19,27	19,07	20,00	19,00	17,67	19,00	17,00	20,13
Larg. (m)	0,94	1,00	1,00	3,00	2,40	5,77	7,00	5,67	3,83	5,67
Veloc. (cm.s⁻¹)	5,00	4,45	3,93	3,51	5,00	7,33	7,11	6,33	3,61	4,18
Profund.(m)	0,18	0,25	0,16	0,27	0,26	0,50	1,21	1,24	0,80	0,42

M (montante), J (jusante), R (represa).

5.1 Granulometria

O resultado da análise granulométrica permitiu definir os sedimentos do Ribeirão das Anhumas como arenoso na maioria dos segmentos amostrados, com valores médios entre 65-90% de areia fina (Tabela 2) (Figura 14). Apenas dois segmentos, MR1 e MR4 (Figura 14 A e G), apresentaram elevado teor de matéria

orgânica, respectivamente com 76% e 80%, sendo por isso classificado como sedimentos orgânicos (ESTEVES, 1998).



Figura 14. Aspecto dos sedimentos arenosos e orgânicos dos diferentes trechos do Ribeirão das Anhumas. Trecho: A-(MR1), B-(JR1), C-(MR2), D-(JR2), E-(MR3), F-(JR3), G-(MR4), H-(JR4), I (MR5), J (JR5).

Tabela 2. Resultados granulométricos do sedimento do Ribeirão das Anhumas nos dez segmentos amostrados (região Central do Estado de São Paulo).

	R1		R2		R3		R4		R5	
	MR1	JR1	MR2	JR2	MR3	JR3	MR4	JR4	MR5	JR5
AG (%)	2,33	12,62	9,40	11,87	21,23	23,03	0,50	10,67	14,58	19,00
AF (%)	5,37	82,08	87,40	83,67	76,53	74,70	19,33	85,93	76,02	78,63
MO (%)	76,00	5,30	3,20	4,47	2,23	2,27	80,17	3,40	9,20	2,37

AG (areia grossa), AF (areia fina), MO (matéria orgânica).

5.2 Metais potencialmente biodisponíveis

Dos oito metais analisados, Cr e Cd não foram detectados, ou provavelmente não estiveram presentes em taras de detecção pelo método de extração utilizado ($0,05 \text{ mg.Kg}^{-1}$). Nos segmentos de MR5 e JR5, também as concentrações dos metais analisados não foram detectadas (Tabela 3).

Tabela 3. Concentrações de metais (mg.Kg^{-1}) no sedimento de dez segmentos do Ribeirão das Anhumas (região Central do Estado de São Paulo).

Local	Fe	Mg	Cu	Ni	Zn	Mn	Cd	Cr
MR1	3,97	40,63	8,20	1,97	<	<	<	<
JR1	188,06	58,17	<	<	<	<	<	<
MR2	62,29	51,69	<	<	<	<	<	<
JR2	77,17	49,63	<	<	<	333,43	<	<
MR3	52,69	52,97	<	2,29	<	<	<	<
JR3	167,49	49,00	1,54	<	<	<	<	<
MR4	440,29	461,14	32,31	19,91	6,34	<	<	<
JR4	476,86	440,29	31,31	19,49	11,26	<	<	<
MR5	<	<	<	<	<	<	<	<
JR5	<	<	<	<	<	<	<	<

M (montante), J (jusante), (<) concentrações abaixo dos limites de detecção ($0,05 \text{ mg.Kg}^{-1}$).

Dos metais detectados, Fe e Mg estiveram presentes em todos os pontos de coleta, e os resultados mostraram uma aparente tendência ao aumento das concentrações no sentido cabeceira/foz. As maiores concentrações de Ni, Cu e Zn foram obtidas no trecho R4; Mn foi detectado somente no ponto a jusante de R2 (Figura 15). O teste estatístico não paramétrico Kruskal Wallis (ANOVA) demonstrou que as diferentes concentrações dos metais potencialmente disponíveis

detectados nos sedimentos não são significativas ($p>0,05$) entre os dez segmentos analisados.

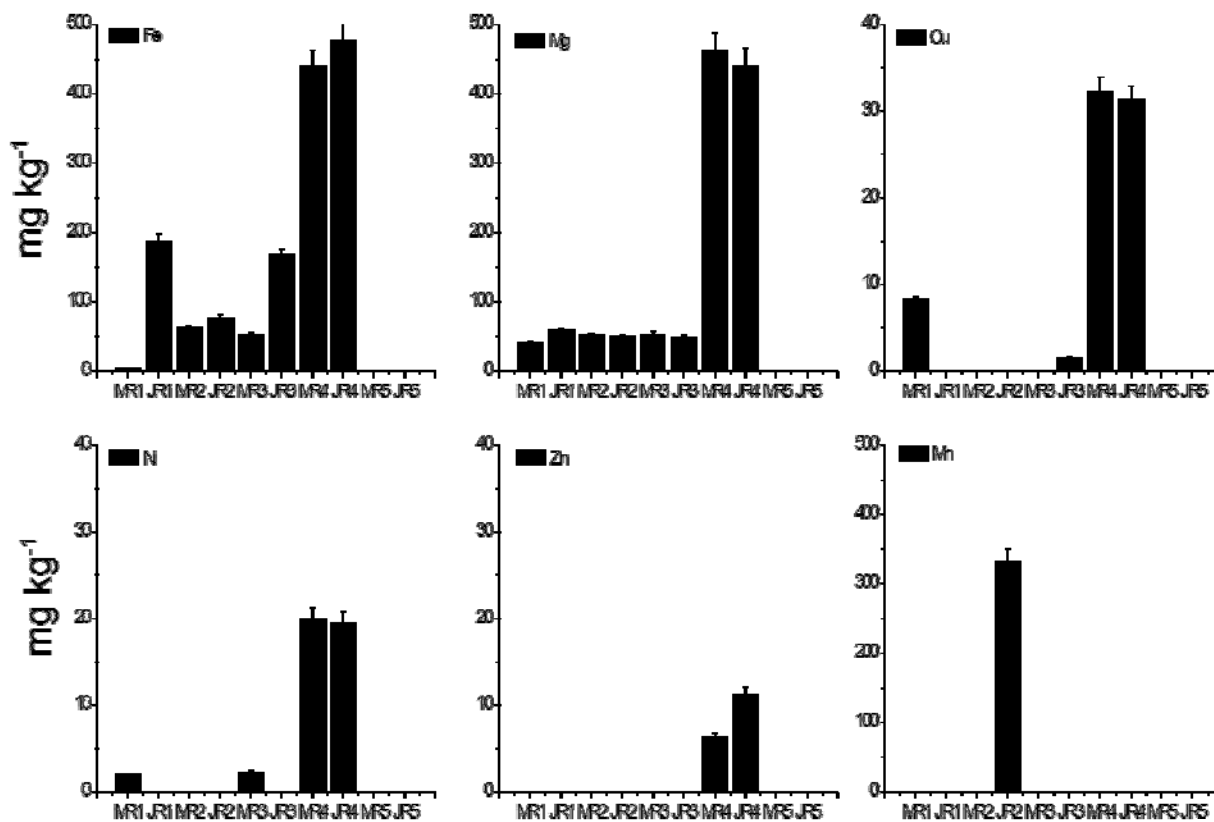


Figura 15. Resultados das concentrações de Fe, Mg, Cu, Ni, Zn e Mn (mg Kg^{-1}) nos trechos a montante e a jusante das represas e em áreas com diferentes atividades agrícolas do Ribeirão das Anhumas (região Central do Estado de São Paulo).

Quando comparadas as concentrações de metais obtidas no presente estudo com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 344/04, observa-se que apenas Ni nos trechos de R4 estiveram acima dos limites estabelecidos, enquadrando-se de classificação de Nível 2, o qual alerta para um provável efeito deletério para a biota (tabela 4).

Tabela 4. Classificação dos valores de Cu, Zn e Ni.

Metais (mg.Kg^{-1})	MR1	JR1	MR2	JR2	MR3	JR3	MR4	JR4	M5	J5	Nível 1*	Nível 2*
Cu	8,2	<	<	<	<	<	1,54	32,31	31,31	<	35,7	197
Ni	1,97	<	<	<	2,29	<	19,91	19,49	<	<	18	35,9
Zn	<	<	<	<	<	<	6,34	11,26	<	<	123	315

* Padrões estabelecidos na Resolução CONAMA 344/04. Nível 1 – baixa probabilidade de efeitos à biota, Nível 2 – provável efeito adverso à biota.

5.3 Entomofauna

Foram analisados e identificados 2.498 exemplares de insetos reunidos em 92 táxons, distribuídos em 40 famílias. A família Chironomidae foi a mais abundante e diversa em todos os trechos estudados, representando aproximadamente 60% da entomofauna e 42% dos táxons. *Polypedilum* (14,0%) foi o táxon mais representativo da comunidade, estando presente em quase todo o perfil longitudinal do ribeirão. *Pentaneura*, *Ablabesmyia* e *Larsia* também gêneros da família Chironomidae foram também representativos, porém com menor participação (7,8%, 5,0% e 5,0%, respectivamente). Os demais (grupos) juntos com outros gêneros da família Chironomidae e demais famílias de insetos aquáticos, contribuíram com 5% da comunidade (tabelas 5, 6 e 7).

O teste T de Student aplicado aos valores de abundância e riqueza de táxons nos segmentos a montante e a jusante de cada represa e ao longo do perfil longitudinal mostrou que não houve diferenças significativas entre os trechos amostrados ($p > 0,05$), aparentemente, indicando que não há interferência da descontinuidade de habitat sobre a comunidade de insetos aquáticos.

Os índices de diversidade de Shannon e de Margalef indicaram redução da diversidade da entomofauna nos segmentos à jusante de cada represa (tabela 8) e também nos trechos com diferentes tipos de cobertura de dossel. Estes dois índices, embora tenham indicado resultados similares, apresentaram padrões de diversidade diferenciados para o perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas. O índice Shannon indicou decréscimo da diversidade aparentemente contínuo $R1 > R2 > R3 > R4 < R5$, exceto no trecho de R4 com o menor índice de toda a área de estudo; o índice de Margalef indicou uma variação da diversidade entre os trechos amostrados: $R1 < R2 > R3 < R4 < R5$. A riqueza estimada pelo método de rarefação também indicou a redução da diversidade nos segmentos a jusante de cada represa (figuras 16 e 17), semelhante com a diversidade de Margalef observada (tabela 9), e também com a redução da cobertura do dossel no sentido nascente/foz do ribeirão (figuras 18 e 19) semelhante ao índice de Shannon. O índice de diversidade β obtido pela porcentagem de dissimilaridade indicou os maiores valores para os segmentos de MR1 a MR3, com presença de vegetação ripária mais bem conservada, demonstrando que as composições

da comunidade se diferenciam entre estes segmentos. Os demais trechos (JR3 a JR5) apresentaram baixo índice de diversidade β , indicando que as composições das comunidades entre os demais segmentos foram mais semelhantes (figura 20). Esta diferenciação da composição faunística, também foi observada ao se submeter os dados da entomofauna dos cinco trechos a uma análise de coordenadas principais utilizando o índice de Similaridade de Jaccard, com cc. 85% (Figura 21). Observou-se a delimitação de três agrupamentos, indicando diferentes estruturas nos trechos. Disso se deduz que possivelmente outros fatores ambientais influenciam na estruturação da comunidade de insetos aquáticos ao longo do Ribeirão das Anhumas. A maior quantidade de insetos considerados sensíveis (EPTC) foi observada nos trechos com vegetação ripária melhor conservada (R1 e R2), contribuindo com os índices de diversidade mais elevados. Outras variáveis como, mudança da profundidade do córrego e presença macrófitas aquáticas em R4 e R5, foram possivelmente responsáveis pelas características da comunidade nesses trechos.

A análise de guildas alimentares (tabela 8) indicou predomínio de predadores (>42%) e coletores-juntadores (>17%) em todos os trechos analisados. O grupo dos filtradores apresentou expressiva participação em R3, com 27% da entomofauna do trecho. Como indica a tabela 8, nota-se um decréscimo do grupo dos fragmentadores ao longo do percurso longitudinal do Ribeirão das Anhumas, com valores maiores nos trechos florestados. Observou-se um decréscimo da participação dos Coleoptera no sentido longitudinal do Ribeirão. Não foram observados Ephemeroptera no trecho na área de reflorestamento (R2) e Plecoptera nas áreas de atividades de cana-de-açúcar e náutica (R4, R5). Os trechos sem vegetação ripária (R4 e R5) apresentaram menor participação do grupo EPTC em relação à família Chironomidae. O índice biótico FBI aplicado aos cinco trechos analisados indicou excelente qualidade da água em todos os locais com diferentes atividades de uso da terra (tabela 10).

Tabela 5. Número total de indivíduos dos táxons das famílias de Odonata, Ephemeroptera e Hemiptera nos segmentos a montante e a jusante de cinco represas ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo).

Famílias	Gênero	Trechos										Total
		R1		R2		R3		R4		R5		
		MR1	JR1	MR2	JR2	MR3	JR3	MR4	JR4	MR5	JR5	
Odonata												
Aeshnidae	<i>Limnetron</i>	1	-	-	-	-	-	-	3	-	-	12
Coenagrionidae	<i>Argia</i>	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	4
Gomphidae	<i>Archeogomphus</i>	8	-	7	2	1	-	1	-	-	1	20
Calopterygidae	<i>Hetaerina ?</i>	2	6	1	1	1	-	1	35	2	3	52
Dictyridae	<i>Heliocharis</i>	-	-	9	3	-	-	-	-	-	-	12
Protoneuridae	<i>Epipleoneura</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1
	<i>Idioneura ?</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	2	6	9
	<i>Neoneura</i>	-	-	-	-	3	-	12	38	-	-	53
Libellulidae	<i>Cannaphila</i>	20	-	-	-	-	-	1	-	-	-	21
	<i>Libellula</i>	17	1	3	1	-	-	7	23	12	11	75
	<i>Orthemis</i>	-	-	-	20	1	-	3	-	-	-	24
Ephemeroptera												
Caenidae	<i>Caenis</i>	1	-	-	-	4	-	15	10	-	-	30
Leptophlebeidae	<i>Miroculis</i>	20	-	-	-	-	-	-	-	-	7	27
Baetidae	<i>Paracleodes/ Iguaria</i>	-	-	-	-	-	-	10	-	7	-	17
Hemiptera												
Corixidae	<i>Tenagobia</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	16	17
Velidae	<i>Paravelia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
	<i>Rhagovelia</i>	2	-	1	-	-	-	-	-	2	-	5
Gerridae	<i>Brachymetra</i>	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	2
	<i>Charmatometra</i>	-	-	3	1	-	-	-	-	-	-	4
Nepidae	<i>Curicta</i>	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	3
	<i>Ranatra</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Mesovelidae	<i>Mesovelia</i>	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	2
Pleide	<i>Neoplea</i>	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	3
Belostomatidae	<i>Abedus</i>	1	-	-	1	-	-	-	2	-	-	4
	<i>Belostoma</i>	1	-	-	2	1	-	-	4	-	-	8
	<i>Horvathinia</i>	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
	<i>Weberella</i>	-	11	1	2	-	-	-	-	-	-	14
Total		77	22	29	36	11	1	50	119	25	45	423

Tabela 6. Número total de indivíduos dos táxons das famílias de Trichoptera, Plecoptera, Coleoptera e Lepidoptera, nos segmentos a montantes e a jusante de cinco represas ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo).

Famílias	Gênero	Trechos											
		R1		R2		R3		R4		R5			
		MR1	JR1	MR2	JR2	MR3	JR3	MR4	JR4	MR5	JR5	Total	
Trichoptera													
Hydropsychidae	<i>Macronema</i>	-	1	19	4	-	-	-	-	-	1	25	
	<i>Macrostemum</i>	-	-	-	-	18	45	-	-	3	7	73	
Odontoceridae	<i>Marilia</i>	5	3	1	12	22	1	2	1	-	-	47	
Philopotamidae	<i>Alterosa</i>	1	-	-	-	-	-	1	7	-	-	9	
	<i>Chimarra</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	
Glossomatidae	<i>Mortoniella</i>	5	1	-	-	-	-	-	-	-	-	6	
Calamoceratidae	<i>Philloicus</i>	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	3	
Seristocomatidae	<i>Grumicha</i>	-	-	1	-	9	1	-	-	-	-	11	
Polycentropodidae	<i>Cynerllus</i>	-	-	1	-	-	17	7	-	3	3	31	
	<i>Cernotina</i>	-	-	-	-	-	7	8	3	1	3	22	
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	
	<i>Oecetis</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	3	-	4	
	<i>Triplectides</i>	-	-	6	1	4	-	-	-	-	-	11	
Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	19	-	21	
Plecoptera													
Perlidae	<i>Kempnyia</i>	1	-	2	-	2	10	-	-	-	-	15	
Coleoptera													
Gyrinidae	<i>Gyretes</i>	7	19	-	17	-	-	-	2	-	-	45	
Dryopidae	<i>Dryops</i>	1	-	3	2	-	-	-	-	-	-	6	
Hydrophilidae	<i>Anticura</i>	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	6	
Noteridae	<i>Hydrocanthus</i>	-	17	-	-	-	-	-	-	1	-	18	
Dytiscidae	<i>Bidessonotus</i>	-	-	-	1	-	-	-	3	-	-	4	
	<i>Copelatus</i>	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	3	
	<i>Derovatellus</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	
	<i>Hydrovatus</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	2	
	<i>Notaticus</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	
	<i>Ranthus</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	
	Elmidae	<i>Austrolimnus</i>	-	-	2	4	-	1	-	-	-	-	7
		<i>Heterelmis</i>	-	3	6	1	-	1	-	-	-	-	11
<i>Microcylloepus</i>		-	-	2	5	-	1	-	-	-	-	8	
<i>Stegoelmis</i>		-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	2	
	<i>Xenelmis</i>	-	-	1	-	3	-	-	-	-	-	4	
Lepidoptera													
Pyralidae	<i>Parapoynx</i>	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	3	
	<i>Synclita</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
Total		22	54	46	50	59	85	21	21	31	14	403	

Tabela 7. Total de indivíduos dos táxons das famílias de Diptera nos segmentos a montantes e a jusante de cinco represas ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo).

Famílias	Gêneros	Trechos										Total
		R1		R2		R3		R4		R5		
		MR1	JR1	MR2	JR2	MR3	JR3	MR4	JR4	MR5	JR5	
Diptera												
Ceratopogonidae	<i>Culicoides</i>	8	4	12	18	-	-	10	-	-	19	71
Simuliidae	<i>Simulium</i>	3	-	3	-	-	-	2	-	-	-	8
Tipulidae	<i>Limnophila</i>	3	-	2	1	-	-	-	-	-	-	6
Tabanidae	<i>Tabanus</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	2
Chironominae	<i>Asheum</i>	-	-	1	1	-	-	-	-	-	12	14
	<i>Beardius</i>	-	-	-	-	5	-	6	1	-	-	12
	<i>Cladopelma</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
	<i>Chironomus</i>	7	11	-	3	-	-	3	8	1	88	121
	<i>Chironomus detriticola</i>	42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	42
	<i>Cryptochironomus</i>	-	-	-	-	1	-	1	3	-	1	6
	<i>Endotribelos</i>	25	-	2	-	5	-	1	-	1	-	34
	<i>Endotribelos</i> sp. 2	-	-	21	2	3	2	2	-	-	-	30
	<i>Goeldichironomus</i>	-	2	-	8	-	-	-	-	-	-	10
	<i>Parachironomus</i>	-	-	-	-	-	28	-	-	1	-	29
	<i>Pelomus</i>	-	1	12	12	-	2	-	-	1	-	28
	<i>Pelomus</i> sp. 3	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	4
	<i>Polypedilum</i>	18	2	32	50	-	-	152	83	14	-	351
	<i>Stenochironomus</i>	5	1	10	1	2	3	-	-	1	-	23
	<i>Riethia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
	<i>Caladomyia</i>	2	9	2	-	2	4	-	-	2	2	23
	<i>Rheotanytarsus</i>	-	-	1	3	-	2	1	-	2	-	9
	<i>Tanytarsus</i>	2	2	10	3	2	4	5	3	12	12	55
	<i>Tanytarsus caipira</i>	14	3	2	2	-	-	-	-	1	-	22
	Orthoclaadiinae	<i>Corynoneura</i>	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cricotopus</i>		-	-	-	-	-	-	-	2	-	2	
<i>Gymnometriocnemus</i>		-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	
<i>Lopescladius</i>		4	-	-	-	-	-	-	-	-	4	
<i>Nanocladius</i>		1	6	1	1	-	1	-	-	2	12	
<i>Onconeura</i>		2	-	3	2	-	-	1	-	-	8	
<i>Parametriocnemus</i>		1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
<i>Paracladius</i>		-	-	-	-	-	-	26	1	-	-	27
<i>Procladius</i>		-	-	-	-	9	-	1	-	2	-	12
<i>Clinotanypus</i>		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1
Tanypodinae	<i>Coelotanypus</i>	-	-	1	-	40	1	22	13	5	-	82
	<i>Denopelopia</i>	-	-	-	-	-	-	-	14	-	-	14
	<i>Djalmabaptista</i>	-	-	4	3	3	-	8	5	59	-	82
	<i>Fittkaumya</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
	<i>Guassutanypus</i>	27	1	-	-	-	-	-	-	7	-	35
	<i>Ablabemyia</i>	5	1	4	3	1	6	28	30	30	22	130
	gr. <i>Thienemannimyia</i>	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	4
	<i>Labrundinia</i>	-	2	2	-	-	16	-	-	-	-	20
	<i>Larsia</i>	4	72	-	16	7	15	21	-	1	1	137
	<i>Pentaneura</i>	-	2	28	82	-	49	-	4	15	15	195
	Total		173	123	157	212	80	133	291	165	163	175

Tabela 8. Valores dos índices da comunidade de insetos aquáticos nos segmentos a montante e a jusante de cinco represas do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo).

	Segmentos									
	MR1	JR1	MR2	JR2	MR3	JR3	MR4	JR4	MR5	JR5
Abundância	272,00	199,00	232,00	298,00	150,00	219,00	362,00	305,00	219,00	234,00
Táxons (N)	38,00	32,00	46,00	42,00	25,00	24,00	31,00	29,00	32,00	23,00
Shannon_H	3,02	2,54	3,18	2,72	2,57	2,40	2,35	2,54	2,66	2,30
Margalef	6,60	5,86	8,26	7,20	4,79	4,27	5,09	4,90	5,75	4,03
Dominância_D	0,07	0,16	0,06	0,12	0,12	0,13	0,20	0,13	0,12	0,18
Equitabilidade_J	0,83	0,73	0,83	0,73	0,80	0,76	0,68	0,75	0,77	0,73

Tabela 9. Valores das variáveis ambientais e dos índices biológico da comunidade de insetos aquáticos nos cinco trechos do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo).

	Trechos				
	R1	R2	R3	R4	R5
Uso e ocupação	Pasto	Reflorestamento	Citricultura	Cana-de-açúcar	Náutica
Cob. Dossel	Alta	Média	Parcial	Ausente	Ausente
Ordem do córrego	1°	2°	3°	3°	3°
Indivíduos	471,00	530,00	369,00	667,00	453,00
Táxons (N)	53,00	60,00	37,00	44,00	43,00
Shannon_H	3,28	3,14	2,91	2,64	2,91
Margalef	8,45	9,41	6,09	6,61	6,87
Equitabilidade_J	0,83	0,77	0,80	0,70	0,77
Dominância_D	0,06	0,08	0,08	0,15	0,09
% Predador	60,84	46,98	42,01	43,09	47,58
% Coletor-juntador	20,05	27,36	17,07	50,75	32,16
% Fragmentador	7,46	8,30	5,15	1,05	1,10
% Filtrador	8,86	10,94	27,37	4,35	11,45
% Raspador	2,80	6,42	8,40	0,75	7,71

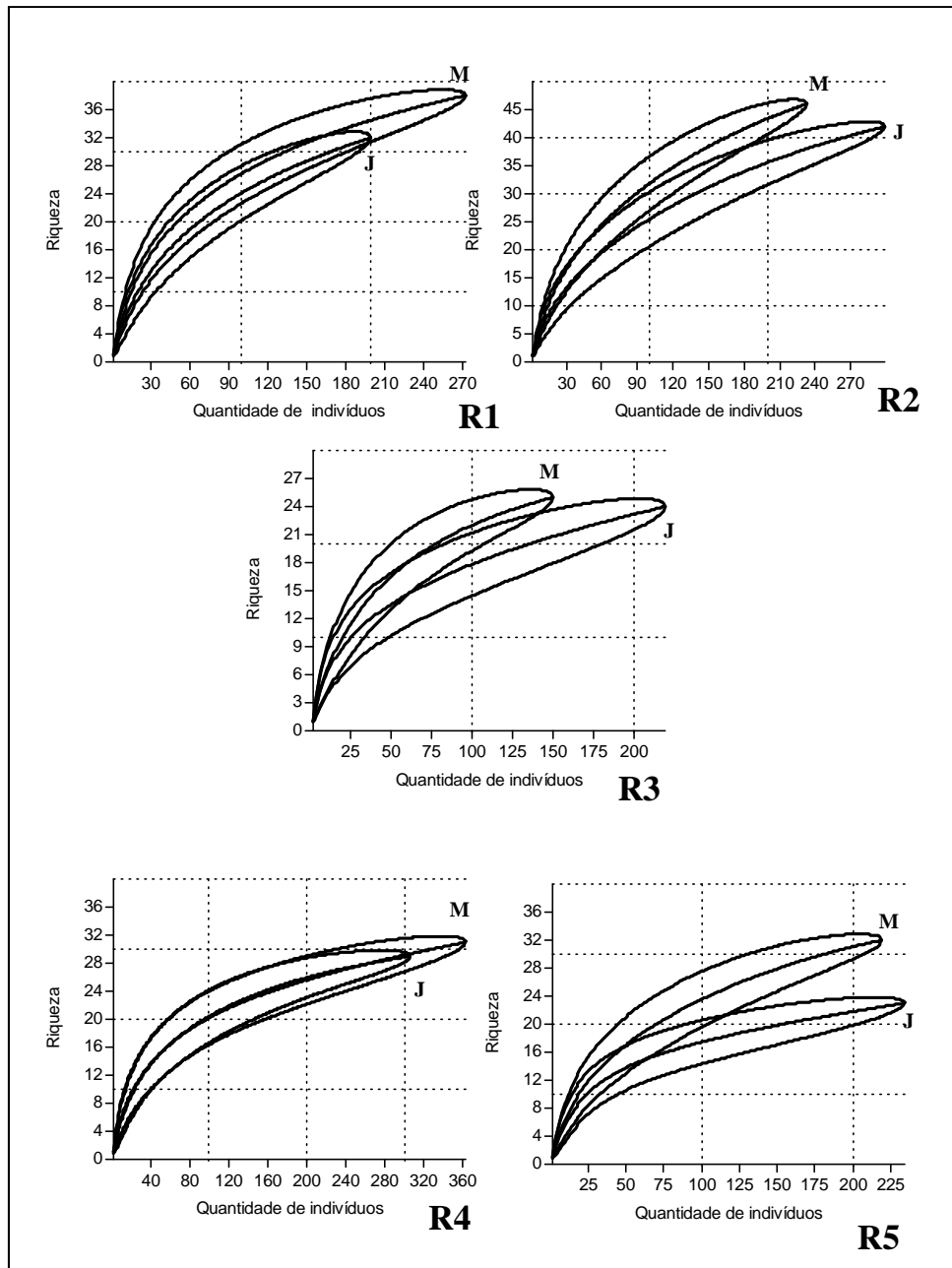


Figura 16. Curvas de rarefação entre segmentos a montante e a jusante das cinco represas ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo). (M – montante; J- jusante).

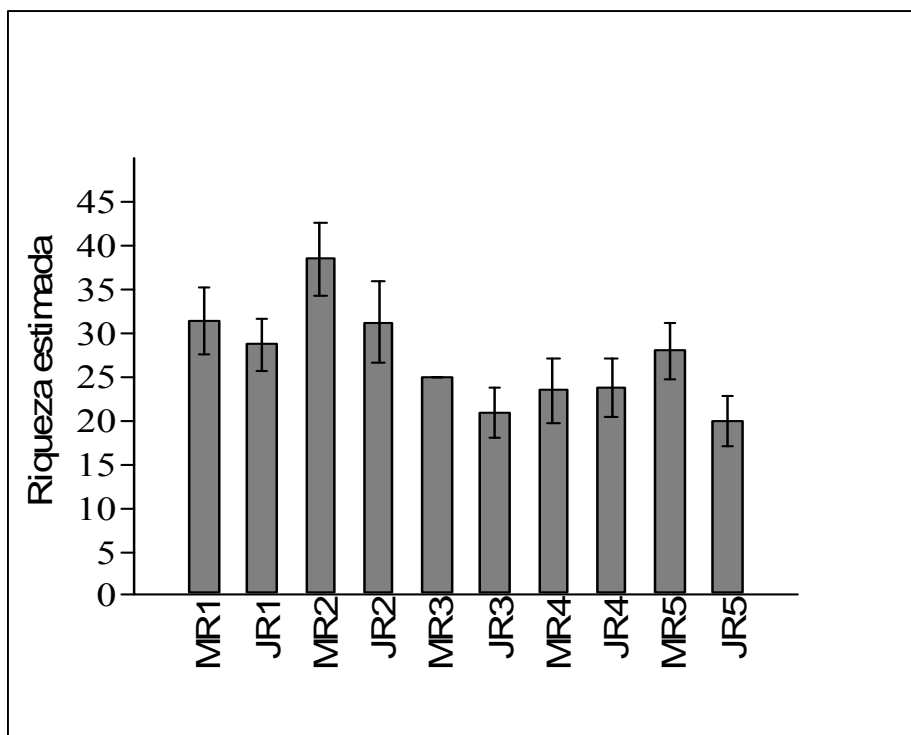


Figura 17. Riqueza de táxons (estimada pelas curvas de rarefação) nos segmentos a montante e a jusante de cinco represas ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo).

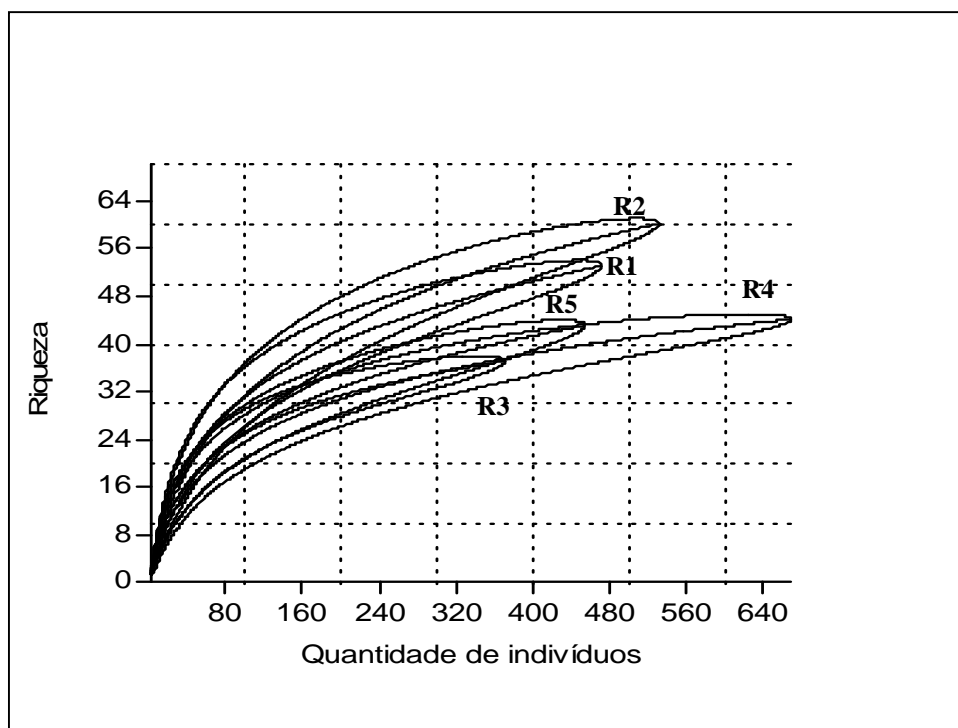


Figura 18. Curvas de rarefação entre trechos das cinco represas com usos da terra ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo).

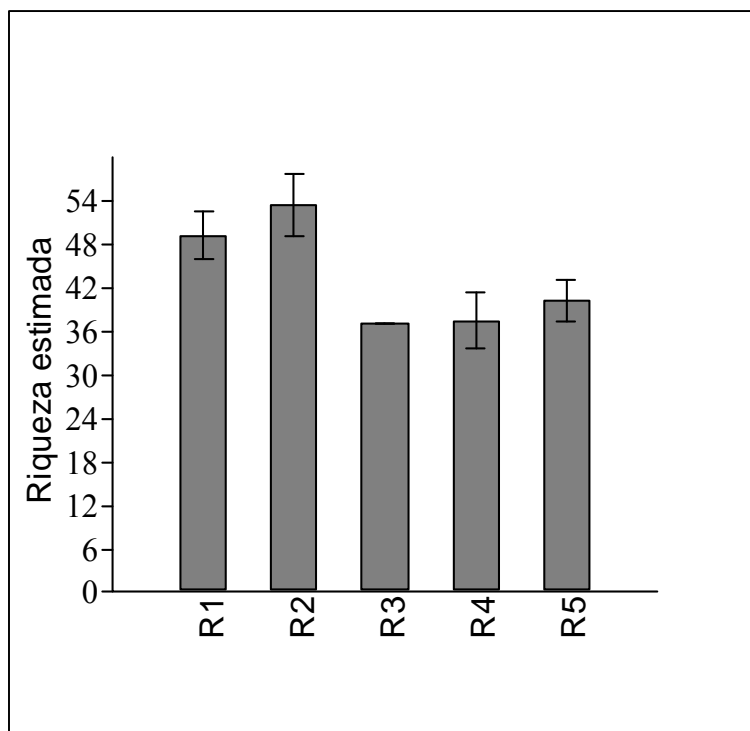


Figura 19. Riqueza de táxons (estimada pelas curvas de rarefação) nos cinco trechos ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo).

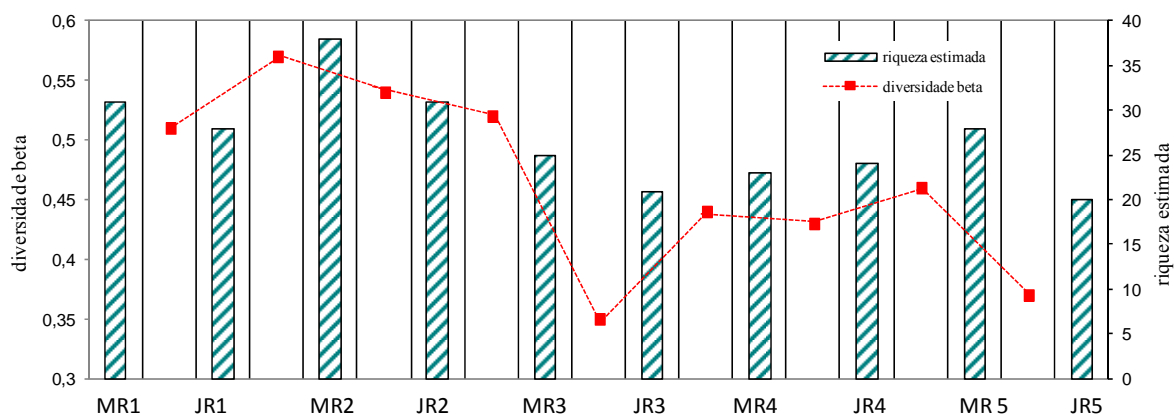


Figura 20. Diversidade β e riqueza de táxons nos segmentos a montante e a jusante de cinco represas ao longo do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas (região central do Estado de São Paulo).

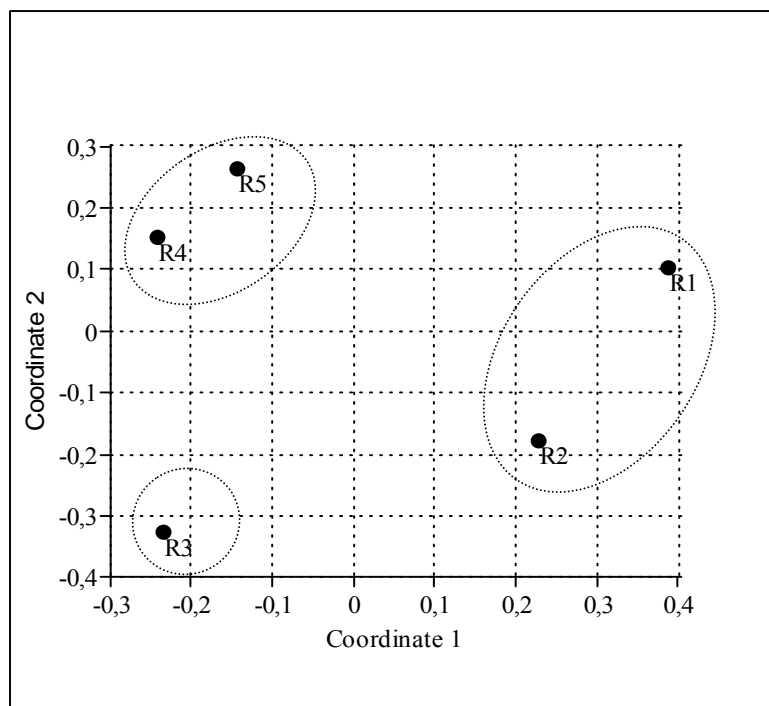


Figura 21. Representação gráfica da análise de coordenadas principais aplicada à comunidade de insetos aquáticos em cinco trechos do Ribeirão das Anhumas (região Central do Estado de São Paulo).

Tabela 10. Participação relativa dos grupos de insetos aquáticos “sensíveis” e valores de FBI para avaliação da qualidade da água nos cinco trechos com diferentes usos da terra no Ribeirão das Anhumas (região Central do Estado de São Paulo).

	Trechos				
	R1	R2	R3	R4	R5
Uso e ocupação	Pasto	Reflorestamento	Citricultura	Cana-de-açúcar	Náutica
% Coleoptera	11,68	9,06	2,17	1,20	4,64
% Ephemeroptera	4,46	0,00	1,08	5,25	3,09
% Plecoptera	0,21	0,38	3,25	0,00	0,00
% Trichoptera	4,03	8,68	33,60	4,95	9,49
% EPTC	20,38	18,11	40,11	11,39	17,22
% EPTC/Chironomidae	34,53	28,92	69,48	17,12	24,53
FBI	0,75	1,09	0,5	0,58	0,73
Classificação	Excelente	Excelente	Excelente	Excelente	Excelente

6. DISCUSSÃO

6.1 Dados físicos e químicos da água

A condutividade elétrica de uma solução está relacionada com a função da concentração de íons presentes, portanto quanto maior a concentração iônica, maior será a condutividade elétrica. Vários fatores podem influenciar na composição iônica de corpos d'água, como por exemplo, a geologia da bacia de drenagem e regimes de chuvas (ESTEVEZ, 1998). Sendo a superfície terrestre composta por um quarto de rochas ígneas, e outros três quartos de rochas sedimentares (ALLAN & CASTILLO, 2007), as quais constantemente sofrem processos de desgaste pelo intemperismo, estas podem ser consideradas a principal fonte que libera de íons de diversos elementos, que compõem a característica química das águas continentais de área com baixa influência antrópica (ALLAN & CASTILLO, 2007). De acordo com as observações realizadas na área de estudo, os valores médios de baixa concentração de íons detectados, possivelmente são oriundos das características da geologia da área da bacia hidrográfica do Ribeirão das Anhumas.

O pH também pode ser considerado uma das variáveis mais importantes, e ao mesmo tempo uma das mais difíceis de se interpretar devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. A grande maioria dos corpos d'água continentais tem pH variando entre 6 e 8 (ESTEVEZ, 1998), porém, no caso de ambientes que apresentam valores baixos de pH, estes têm elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos de origem alóctone (vegetação ripária que fornece folhas, galhos e frutos) (ALLAN & CASTILLO, 2007). Os valores de pH ácido detectados na área de estudo, também podem ser devido a maior concentração de matéria orgânica morta em decomposição de origem alóctone (vegetação ripária) e autóctone (macrófitas aquáticas).

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos, sendo as principais fontes de oxigênio para a água, a atmosfera e os processos fotossintéticos (ESTEVEZ, 1998). No presente estudos os valores médios para oxigênio dissolvido, são características comuns para córregos pouco impactados, em decorrência da baixa profundidade e de movimento constante, mesmo com ausência de plantas (ODUM, 1983). O processo de decomposição da matéria orgânica morta que ocorre nos

ecossistemas aquáticos, é um dos fatores que influenciam na diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido na água, pois os processos químicos e de respiração anaeróbica envolvidos na decomposição exigem uma maior demanda de oxigênio (ALLAN & CASTILLO, 2007). Sendo assim, o menor valor de concentração de oxigênio dissolvido detectado no segmento MR1 ($4,87 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), está relacionado com as características orgânicas do próprio substrato.

6.2 Metais potencialmente biodisponíveis no sedimento.

Por funcionarem como reservatórios de inúmeros contaminantes de baixa solubilidade, as concentrações de metais e outros poluentes nos sedimentos são mais significantes do que na água, devido ao material erodido ser mais rapidamente depositado, e somente uma pequena porcentagem destes materiais tornam-se disponíveis na água (WETZEL, 1983). A presença da vegetação nos pontos MR1 e MR4 favorecem o acúmulo de depósitos orgânicos: em MR1, junto à cabeceira da nascente do Ribeirão das Anhumas, pela densa vegetação ripária; em MR4, com o predomínio de macrófitas aquáticas. O maior “input” de material alóctone da área preservada (galhos, folhas, frutos), e a maior disponibilidade de entrada de luz no corpo d’água devido à ausência de vegetação ripária, que favorece o crescimento da macrófitas, explicam a característica de sedimentos orgânicos destes pontos.

Os metais potencialmente biodisponíveis detectados nos sedimentos do Ribeirão das Anhumas (Tabela 3) são classificados na literatura como macronutrientes (Mg) e micronutrientes (Fe, Zn, Ni, Mn e Cu) (OLIVEIRA JR, 1999), e desempenham importante papel no metabolismo das plantas e costumam ser utilizados em grande escala como fertilizantes. O Fe é um mineral característico da própria composição dos solos da região (MEDINA, 1972) da bacia hidrográfica. O Mg é um dos elementos químicos mais utilizados na agricultura, apresentando diversas concentrações em diversos tipos fertilizantes como por exemplo Fosmag (multifosfato magnesiano 0,5%, MgO), K-Mag (18%, MgO) e Silicato de magnésio (42%, MgOA) (GIRACCA & NUNES, 2011) sendo usado para correção de pH em solos ácidos, elevando o pH e disponibilizando Mg para o solo, beneficiando a produção agrícola, suas concentrações estiveram mais elevadas nos trechos de R4. A entrada deste metal no canal do ribeirão deve ocorrer pela lixiviação do solo; o aumento de sua concentração no trecho de R4

poderia ser decorrente da ausência de vegetação ripária observada neste local. A baixa concentração nos trechos de R5 pode estar relacionada com as características locais, com baixa atividade agrícola e extensa área preservada de cerrado.

Geralmente encontrado nas águas superficiais e subterrâneas, o Cu está diretamente ligado com a matéria orgânica presente nos ambientes aquáticos, a qual possui elevada capacidade de absorção de metais. Este metal também pode ser proveniente de minérios na forma de cuprita (CuO), pirita (FeSCuS) ou malaquita (Cu₂CO₃(OH)) (FUZUKAWA, 2008) que estão presentes em rochas ígneas (basalto) presente na estrutura geológica da região. A contaminação nos ambientes aquáticos ocorre por despejos de efluentes domésticos ou industriais e pelo escoamento superficial do solo em áreas agrícolas (CORBI, 2001). Devido à bacia do Ribeirão das Anhumas ser ocupada exclusivamente por atividades agrícolas, e não ser observada neste estudo nenhuma fonte pontual de despejo de esgoto doméstico ou industrial, infere-se que a origem deste metal seja do próprio solo e sua presença em MR1 e MR4, relacionada com o substrato orgânico destes trechos.

A concentração de Zn em plantas aquáticas de áreas não poluídas; varia entre 5 a 35 mg.Kg⁻¹ (base seca) (FAQUIN, 2005), pode-se inferir pelo valores obtidos neste estudo, que as concentrações nos trechos de R4 podem ser de origem da própria vegetação aquática, porém não se descarta da possibilidade destas concentrações estarem associadas a queima de cana-de-açúcar, que é uma prática muito comum neste tipo de atividade agrícola. As cinzas resultantes da queima da cana-de-açúcar produzem altas concentrações de Zn, que podem entrar nos corpos d'água através do escoamento pela chuva ou pela ação dos ventos (ZIOLLI *et al.*, 1995). O Manganês que somente foi detectado na jusante de R2, é um dos micronutrientes aplicados nas formas de sulfato na produção clonal de *Eucalyptus* (ZIOLLI *et al.*, 1995); sua presença está relacionada com a produção florestal, aplicado diariamente através de fertilização foliar, em um viveiro de mudas instalado na área adjacente à represa R2.

O Ni está presente na crosta terrestre numa concentração média de 75 mg.Kg⁻¹ e na água em concentração variando entre 0,001 a 0,003 mg.L⁻¹ (SANTOS *et al.*, 2002). Sua proporção global tem aumentado devido à aplicação em fertilizantes fosfatados na agricultura (200.000 - 500.000 Kg/ano) (NIAGRU *et al.*, 1988). Provavelmente a ausência de vegetação ripária pode ter também favorecido suas

maiores concentrações no trecho de R4. Nos ambientes aquáticos este metal é tóxico podendo afetar diversos organismos (NASCIMENTO, 2003), como por exemplo, plantas aquáticas, em concentrações acima de $500 \mu\text{m L}^{-1}$; interferindo nos ciclos de reprodução de camarões de água doce, em concentrações acima de $95 \mu\text{m L}^{-1}$ (FURTADO, 2007), ou ainda no de pequenos peixes de água doce, em concentrações acima $730 \mu\text{m L}^{-1}$ (ROEKENS, 1988).

As concentrações de metais potencialmente biodisponíveis detectadas nos sedimentos do Ribeirão das Anhumas foram semelhantes com as de áreas bem preservadas de vegetação ripária de outras sub-bacias da região central do estado de São Paulo, que estão sob influência de área urbana (CHIBA *et al.*, 2011) áreas de cultivo de cana-de-açúcar e pastagem (CORBI, 2006), os resultados obtidos neste estudo concordam com outros diversos trabalhos realizados que destacam a importância da preservação da vegetação ripária nas margens dos corpos d'água, pois esta atua como barreira natural, retendo grande quantidade de compostos que são escoados dos solos agrícolas pela água das chuvas.

Boas práticas de manejo ambiental, como gestão da aplicação de fertilizantes, herbicidas e pesticidas, reflorestamento das margens das represas e de áreas impactadas poderão contribuir preservação da qualidade da água e da biodiversidade local.

6.3 Estrutura e diversidade da entomofauna aquática.

6.3.1 Influência da descontinuidade de habitat por represas

As potenciais mudanças causadas pelos represamentos já haviam sido reconhecidas por Ward & Stanford (1983) quando criaram o conceito de descontinuidade serial (SDC – Serial Deconstinuity Concept), que destaca as alterações causadas por represas sobre as comunidades bióticas pode ser observada pela redução na abundância ou mesmo pela eliminação de algumas espécies, enquanto que outras podem surgir ou aumentar sua abundância após a regularização do fluxo no leito do rio. A fauna que então habita os trechos a jusante desses represamentos tem que se adequar às novas condições ambientais impostas (WARD, 1976; WARD & STANDFORD, 1979; PARDO, 1998). O presente estudo apresentou resultados semelhantes citados por

este conceito, quando analisados os efeitos da descontinuidade entre os segmentos de montante e jusante dos represamentos do Ribeirão das Anhumas.

Outro conceito mais recente criado por Barbosa *et al.* (1999) é o de reservatórios em cascata (CRCC – Cascading Reservoir Continuum Concept). Este conceito vem servindo de base teórica para avaliar processos ecológicos de interconectividade entre reservatórios de água construídos ao longo de grandes rios (CALLISTO *et al.*, 2005). Segundo Callisto *et al.* (2005), estes sistemas de reservatórios em cascatas podem causar mudanças significativas no contínuo original de um rio, alterando a heterogeneidade térmica, os teores de matéria orgânica particulada grossa e fina. Os efeitos bióticos destas alterações podem levar a efeitos significativos nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos, causando perda da diversidade.

No Brasil os estudos que seguiram estes conceitos, realizaram análises comparativas entre fauna de macroinvertebrados aquáticos de reservatórios em cascata em grandes rios: como os do baixo rio São Francisco (CALLISTO *et al.*, 2005) na região nordeste, entre reservatórios e trechos do Rio Paranapanema (JORCIN & NOGUEIRA, 2008) na região sudeste, e estudos da comunidade de Oligochaeta em trechos do rio Iguaçu (BEHREND, 2010) na região sul. Em geral, os estudos anteriores acima mencionados apontam para o aumento da diversidade e mudança da estrutura das comunidades ao longo do perfil dos reservatórios, devido às seguintes variáveis: modificação do substrato, da velocidade de correnteza, da profundidade do leito e influências antrópicas, como o despejo de efluentes domésticos e industriais, que promoveram diferentes graus de eutrofização, nos diferentes trechos analisados. Provavelmente os efeitos dos reservatórios em cascatas previstos por este conceito, sejam pouco aplicáveis às comunidades de córregos e ribeirões, uma vez que estes ecossistemas apresentam dimensões de habitat em escalas menores que a dos grandes rios, como também características ambientais do entorno diferenciadas.

Poucos estudos tem sido direcionados na análise das modificações decorrentes da construção de pequenas represas sobre a comunidade de invertebrados aquáticos em rios. Dos estudos realizados também não foram encontradas diferenças significativas na riqueza e diversidade de Shannon (CHESSMAN *et al.*, 1987), houve, porém, diferenças significantes na abundância de indivíduos, e diferenças na estrutura de grupos funcionais, com a substituição dos grupos coletores-filtradores por coletores-

juntadores, após a construção dos vertedouros (MARONEZE, 2011). Pode-se inferir que a descontinuidade das pequenas represas da bacia do Ribeirão das Anhumas não exerceu impacto sobre a entomofauna aquática, uma vez que os resultados foram semelhantes aos estudos referidos acima.

A presença de vegetação ripária demonstrou ser o fator ambiental que mais influenciou na diversidade da entomofauna. Diversos estudos apontam a vegetação ripária como um dos mais importantes componentes na estruturação da comunidade de macroinvertebrados em sistemas lóticos (VANNOTE et al., 1980, GREGORY *et al.*, 1991, CORBI, 2006), uma vez que esta fornece material autóctone, na forma de troncos, folhas e frutos (BUNN *et al.*, 1999), que servem como fonte de alimento ou de refúgio. Tem sido demonstrado que em córregos florestados alguns táxons estão diretamente relacionados com a disponibilidade de matéria orgânica morta, proveniente da vegetação que circunda as margens córregos e rios (BISPO *et al.*, 2002; SIQUEIRA & TRIVINHO-STRIXINO, 2005; SONG *et al.*, 2009). Observou-se no presente estudo decréscimo da abundância de alguns grupos de insetos, como por exemplo, Elmidae (Coleoptera) e táxons de Chironomidae (*Stenochironomus* e *Endotribelos*) com a diminuição da cobertura vegetal. Passos *et al.* (2003) atribuíram uma maior densidade de Elmidae de um córrego do Parque Nacional da Tijuca (RJ) à maior disponibilidade de folheto, pois estes utilizam o substrato como abrigo, e usam a flora microbiana que coloniza o folheto, como fonte de alimento.

Embora a plasticidade adaptativa às mais diversas condições ambientais da família Chironomidae justifique sua predominância nos diferentes sistemas aquáticos (ARMITAGE *et al.*, 1997), alguns táxons como, *Stenochironomus* e *Endotribelos* são restritos a locais com vegetação ripária. Estes são dependentes de material vegetal (troncos, folhas e frutos em decomposição) presente no leito dos córregos, utilizando-o como recurso alimentar (STRIXINO & TRIVINHO-STRIXINO, 1998; HENRIQUE-OLIVEIRA, 2003; SIQUEIRA & TRIVINHO-STRIXINO, 2005; JANKE & TRIVINHO-STRIXINO, 2007). Estes táxons apresentaram redução da abundância nos trechos mais distantes da nascente, com ausência da mata ripária.

A diversidade de Shannon, bem como os valores da diversidade β obtida através da dissimilaridade, demonstrou melhor a relação da entomofauna com a presença da vegetação ripária, com valores decrescentes no sentido nascente-foz no

Ribeirão das Anhumas. O menor valor de diversidade de Shannon e maior dominância (D) no trecho de R4 estão relacionados à maior abundância de *Polypedilum* (235 indivíduos); os menores valores de diversidade β dos segmentos de JR3 a JR5 foram relacionados com características hidrológicas do ribeirão, como a maior profundidade e ausência da vegetação ripária nas margens.

Segundo Heino (2009), a estrutura da comunidade de insetos aquáticos se modifica em escala espacial no sentido cabeceira-foz pela modificação do substrato. Variáveis ambientais em escalas locais, como por exemplo, alargamento das margens, aumento da profundidade e da heterogeneidade de habitat no córrego, também podem influenciar na riqueza e diversidade das espécies nos sistemas aquáticos. De acordo com Vinson e Hawkins (1998), algumas características hidráulicas dos córregos, como o aumento do fluxo d'água e diminuição da entrada de material alóctone, podem influenciar na diminuição de quantidade e qualidade da disposição de habitat. A cobertura vegetal nos segmentos de MR1 a MR3 do Ribeirão das Anhumas forneceu substrato formado por serapilheira, que favoreceu uma fauna mais diversa. Em córregos de cabeceira, o maior aporte deste tipo de substrato, composto por partículas orgânicas maiores CPOM (folhas, galhos, frutos e troncos), promove uma maior disponibilidade de nichos, favorecendo um maior estabelecimento de organismos e espécies (STRAKA *et al.*, 2012).

A presença de macrófitas aquáticas submersa garantiu uma maior heterogeneidade ao leito do Ribeirão das Anhumas nos trechos R4 e R5, quando comparada com R3, favorecendo assim um aumento da diversidade e riqueza da entomofauna. Estes vegetais são considerados importantes componentes dos ecossistemas aquáticos continentais que contribuem com a heterogeneidade ambiental, consequentemente, favorecendo uma maior riqueza faunística (PEIRÓ & ALVES, 2004; ALBERTONI & PALMA-SILVA, 2006). Ao contrário da composição faunística dos segmentos florestados, a ausência de vegetação ripária e maior profundidade do canal do ribeirão nos segmentos de JR3 a JR5, foram responsáveis por uma composição faunística mais semelhante, devido a uma menor disponibilidade de nichos.

A utilização de diferentes índices para a análise da entomofauna do Ribeirão das Anhumas possibilitou uma melhor compreensão da possível influência dos fatores ambientais sobre a comunidade de insetos aquáticos e também avaliar o estado

de preservação da bacia hidrográfica do Ribeirão das Anhumas. Magurran (1991) afirma que a principal aplicação de medição de diversidade está na conservação da natureza e monitoramento de impactos ambientais. O uso de um ou mais testes é importante para uma melhor eficácia de uma análise estatística de diversidade, pois permite discriminar muito bem os locais e amostras que não são excessivamente diferentes (TAYLOR, 1978 apud MAGURRAN, 1991). Destaca ainda Magurran (1991), que as estratégias de conservação podem melhorar ainda mais, se as informações dos padrões de abundâncias de espécies são consideradas, pois estas esclarecem se um aumento da diversidade é o mesmo para um aumento da qualidade ecológica do ecossistema.

O índice de diversidade de Margalef e riqueza estimada pelo método de rarefação apontaram para a influência dos diversos fatores ambientais, em escala local, na distribuição e diversidade da entomofauna. A diversidade de Shannon e do índice biótico de qualidade da água FBI, indicaram o estado de conservação ecológica da bacia do Ribeirão das Anhumas. Pela análise dos resultados de diversidade de Shannon e das concentrações de metais pesados no sedimento do trecho R4 foi possível identificar que este local já responde às interferências de uso da terra, que poderá ter consequências deletérias à qualidade ambiental da bacia hidrográfica do Ribeirão das Anhumas.

6.3.2 Distribuição longitudinal dos grupos funcionais.

Segundo o conceito de RCC (“River Continuum Concept”) proposto por Vannote *et al.* (1980), em locais dos rios com vegetação ripária predominariam os grupos fragmentadores seguidos pelos coletores devido ao maior “input” de matéria orgânica grossa (CPOM). Essa distribuição dos grupos funcionais prevista pelo conceito de RCC não foi observada no presente estudo, onde se obteve uma significativa participação de predadores e coletores nos trechos com cobertura vegetal (R1 e R2). Estes resultados também foram observados em outros estudos realizados em rios e córregos tropicais (DUNDGEON, 1994; WATZEN, 1997; BAPTISTA *et al.*, 1998; ROQUE & TRIVINHO-STRIXINO, 2001). De acordo com estes autores, os padrões de distribuição dos grupos funcionais devem ser melhor averiguados, uma vez que o conceito foi estabelecido a partir das características faunísticas e ambientais de regiões temperadas.

De forma semelhante aos resultados de riqueza e de diversidade da entomofauna, a distribuição dos grupos funcionais na bacia do Ribeirão das Anhumas é

mais bem compreendida quando associada às modificações de substrato nos trechos analisados. A distribuição dos grupos funcionais no perfil do longitudinal do Ribeirão das Anhumas foi semelhante à obtida por Roque e Trivinho-Strixino (2001) no córrego do Fazzari (São Carlos – SP), onde também predominou o grupo de predadores seguido pelos coletores-juntadores. Este fato pode estar relacionado com a baixa velocidade da água e o acúmulo de matéria orgânica fina, em áreas de depósito no leito dos córregos, que possibilita o estabelecimento dos grupos predadores, pois estes obtêm maior sucesso de captura das presas.

A habilidade de obter e utilizar a matéria orgânica fina como recurso alimentar, favorece a grande porcentagem de organismos coletores-juntadores e coletores-filtradores. Este é um comportamento comum de obtenção de alimento por muitas larvas de Chironomidae (BERG, 1997). A disponibilidade deste recurso alimentar está relacionada ao contínuo e rápido processo de decomposição de detritos foliares promovido pela atividade microbiana nos córregos tropicais, (DUNGEON, 1982; COVICH, 1988; MATHURIAU & CHAVEUT, 2002, DOBSON *et al.*, 2003). Devido a esta maior disponibilidade de matéria orgânica particulada (FPOM), muitos autores sugerem que em córregos tropicais são ausentes ou tem baixa participação os fragmentadores (DUDGEON, 2000; BUSS *et al.*, 2002; DOBSON *et al.*, 2002); fato também observado neste estudo.

A despeito disso, foi nos trechos R1 e R2 onde houve maior, embora discreta, participação relativamente maior de fragmentadores, principalmente pela contribuição das larvas de *Stenochironomus* e *Endotribelos*. Embora a maioria dos representantes da família Chironomidae seja considerada como de hábitos coletores-juntadores, estes táxons são ou estritamente minadores (*Stenochironomus*) ou minadores facultativos (*Endotribelos*) de folhas, fruto e troncos submersos da serapilheira no leito dos rios e córregos (BORKENT, 1984; BERG, 1997; ROQUE *et al.* 2005; ROQUE & TRIVINHO-STRIXINO, 2008), ou se alimentam de detrito. A redução desse grupo de fragmentadores coincidiu com a ausência da vegetação ripária (trechos R3, R4 e R5) do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas.

Embora os resultados aqui apresentados tenham indicado a prevalência das duas categorias funcionais (predadores e coletores-juntadores) em todos os trechos do perfil longitudinal do Ribeirão das Anhumas, é interessante ressaltar a fragilidade da literatura disponível sobre o assunto. Isto se aplica principalmente para o Brasil, ou mesmo para a região Neotropical, pois novos táxons tem sido descritos e pouco se

conhecem a respeito de seus hábitos alimentares. Haja vista as informações sobre as espécies de *Endotribelos*, gênero comum na região e só recentemente apontado como possível fragmentador (ROQUE *et. al.* 2005). Da mesma forma, a atribuição de hábito predador para todas as larvas de Tanypodinae nem sempre se confirma, visto que o grupo pode, dependendo da disponibilidade, apresentar outro tipo de alimentação (ROBACK, 1969), podendo ser então considerado como predador-facultativo, como apontado por Trivinho-Strixino & Strixino (1998).

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As análises de metais potencialmente biodisponíveis e da diversidade da entomofauna, e índice biótico FBI demonstraram que a bacia do Ribeirão das Anhumas está bem preservada, com baixa influência das atividades agrícolas do seu entorno. Os resultados do presente estudo poderão servir de referência para a elaboração de programas ou futuros estudos do monitoramento da qualidade ambiental desta bacia hidrográfica.

Devido à sua importância como uma das principais fontes abastecedoras de água do município de Araraquara, estudos de bioacumulação de metais na entomofauna, bem como uma investigação mais apurada da aplicação de fertilizantes e herbicidas da área de monocultura do entorno do trecho de R4, poderão contribuir para a criação de ações mitigadoras de impactos ambientais que permitirão a preservação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica, uma vez que este trecho apresentou indicio de contaminação por Ni.

Os trechos do ribeirão com vegetação ripária mais preservada apresentaram os maiores índices de diversidade, de riqueza da entomofauna. Houve um decréscimo de táxons considerados sensíveis (EPTC) e também dos índices de diversidade de Shannon e Margalef ao longo do perfil longitudinal do ribeirão, com menores valores nos trechos com dossel parcialmente aberto ou ausente. Atividades de recuperação da vegetação ripária nos trechos que estão sem vegetação ciliar nas margens poderão contribuir para o restabelecimento de espécies dos táxons sensíveis, aumentando a disponibilidade de nichos e a qualidade ambiental dos trechos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L. C. Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: perspectivas para o reservatório de Segredo. *In*: AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (eds.), **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM, 1997.
- AGUIAR, L.H. DE.; CORRÊA, C. F.; MORAES. *In*: SIQUEIRA, G. W.; BRAGA, E. S. **Ecotoxicologia perspectivas para o século XXI**. São Carlos: Rima Editora, 2000. p. 269.
- ALBERTONI, E. F; PALMA-SILVA, C. Macroinvertebrados associados à macrófitas aquáticas flutuantes em canais urbanos de escoamento pluvial (Balneário Cassino, Rio Grande do Sul, RS). **Neotropical Biology and Conservation**, v. 1, n. 2, p. 90-100, 2006.
- ALLAN, J.D.; CASTILLO, M.M. **Ecology Stream: structure and function of running waters**. Second Edition, Springer, 2007. 429 pp.
- ALLAN, J.D. & JOHNSON L.B. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 107–111, 1997.
- ARMESTO, JJ., PICKET, STA. and MC DONNELL, MJ. Spatial heterogeneity during succession: a cyclic model of invasion and exclusion. *In*: KOLASA, J.; PICKETT, STA. **Ecological heterogeneity**, New York, Editora Springer, 1991, p. 256-269.
- ARMITAGE. P.; CRANSTON, P.S.; PINDER, L.C.V. **The Chironomidae: The biology and ecology of non-biting midges**. Editora Chapman & Hall, 1995. 571pp.
- BAPTISTA, D.F., BUSS, D.F.; DORVILLÉ, L.F.M.; NESSIMIAN, J.L. O conceito de continuidade de rios é válido para rios de Mata Atlântica no sudeste do Brasil? *In*: NESSIMIAN, J.L. & CARVALHO, A.L. (Eds). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: Editora PPGE-UFJ., 1998. v. 5, p. 209-222. (Series Oecologia Brasiliensis).
- BARBOSA, F.A.R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; BORICS, G.; ROCHA, O. 1999. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. *In*: TUNDISI, J.G.; STRAŠKRABA, M. (eds.), **Theoretical Reservoir Ecology and its applications**. Backhuys Publ. The Netherlands, 1999. p. 425-437.
- BAXTER, R.M. Environmental effects of dam and impoundments. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v.8, p. 255-283, 1977.
- BEHREND, R.D.L. Riqueza e composição da assembleia de Oligochaeta (Annelida) do rio Iguaçu: efeitos dos fatores ambientais e dos impactos antropogênicos. 2010. 41 pp. Dissertação (Mestrado Em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Departamento de biologia, Universidade Estadual de Maringá, Paraná, 2010 .
- BERG, M.B. Larval food and feeding behavior. *In*: ARMITAGE. P.; CRANSTON, P.S.; PINDER, L.C.V. **The Chironomidae: The biology and ecology of non-biting midges**. Ed. Chapman & Hall, 1995. p. 140.

BISPO, C.P.; FROEHLIC, C.G.; OLIVEIRA, L.G. Spatial distribution of Plecoptera nymphs in streams of a mountainous area of central Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 62, n. 3, p. 409-417, 2002

BISPO, C.P.; OLIVEIRA, L. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 283-293, 2007.

BONAI, N. **Distribuição de metais pesados nos sedimentos do reservatório da Usina Hidroelétrica de Itá e avaliação de eficiência de *Eichhornia crassipes* na remediação de águas contaminadas pela atividade agrícola de criação de suínos.** 2007. 82 pp. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Comunitária de Chapecó, Santa Catarina, 2007.

BORKENT, A. **The systematic and phylogeny of the *Stenochironomus* complex (*Xestochironomus*, *Harrisius*, and *Stenochironomus*) (Diptera: Chironomidae).** Editora Memoirs of the Entomological Society of Canada, v.128, 2008. 269 pp.

BOUDOU, A; RIBEYRE, F. Fundamental concept in aquatic ecotoxicology. In BOUDOU, A.; RIBEYRE, F. (Eds.). **Fundamental concept in aquatic ecotoxicology, fundamental concept and methodologies.** v.1, 1989. p. 35-75.

BUNN, S.E.; DAVIS, P.M.; MOSISCH, T.D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 333-345, 1999.

BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F.; SILVEIRA, M.P.; NESSIMIAN, J.L.; DORVILLE, L.F.M. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. **Hydrobiologia**, v. 481, p. 125–136, 2002.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramentas para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n.1, p. 71 – 82, 2001.

CALLISTO, M.; GOULART, M.; BARBOSA, F.R.A.; ROCHA, O. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco river (Northeastern Brazil). **Braz. J. Biol.**, v. 65, n. 2, p. 229-240. 2005.

CALOR, A.R. Check list dos Trichoptera (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotrop.**, v. 11, n. 1a, 000-000., 2011.

CHESSMAN, B.C.; ROBSON, D.P.; KENT, G.H. Changes in the riffle macroinvertebrates fauna of the Tanjil River, Southeast Australia, during construction of Blue Rock Dam. **Regulated River Research**, n. 1, p. 317-329, 1987.

CHIBA, W.A.C.; PASSERINI, M.D.; TUNDISI, J.G. Metal contamination in benthic macroinvertebrates in a sub-basin in the southeast of Brazil. **Braz. J. Biol.**, vol. 71, n. 2, p.391-399, 2011.

CLARKE, K.R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117-143, 1993.

CLETO-FILHO, S.E.N.; WALKER, I. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um Igarapé da Cidade de Manaus/AM – Amazônia Central. **Acta Amazônica**, v. 31, n. 1, p. 69-89. 2001.

COLE, G. A. **Text book of limnology**. Editora The C.V. Mosby Company, 1979.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Estabelece as diretrizes gerais e procedimentos mínimos para a avaliação do material do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. **Resolução nº344**, de 25 de março de 2004.

CORBI, J.J. **Distribuição espacial e batimétrica dos macroinvertebrados bentoônicos da represa do Ribeirão das Anhumas (Américo Brasiliense – SP)**. 2001. 75 pp. Dissertação (mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, 2001.

CORBI, J.J., TRIVINHO-STRIXINO, S.; DOS SANTOS, A.; DEL GRANDE, M. Environmental diagnostic of metals and organochlorated compounds in streams near sugar cane plantations activity (State of São Paulo, Brazil). **Química Nova**, v. 29, p. 61-65, 2006.

CORBI, J. J. **Influência de práticas de manejo do solo sobre os macroinvertebrados de córregos: ênfase para o cultivo de cana-de-açúcar em áreas adjacentes**. 2006. 92 pp. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, 2006.

CORBI, J.J.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; DOS SANTOS, A. Environmental evaluation of metals in sediments and dragonflies due to sugar cane cultivation in Neotropical streams. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 195, p. 325–333, 2008.

COSTA, J.M.; MACHADO, A. B. M.; LENCIONI, F.A.A; SANTOS, T.C. Diversidade de distribuição dos ODONATA (Insecta) no Estado de São Paulo, Brasil: Parte I – Lista da espécies e registros bibliográficos. **Publ. Avul. Mus. Nac.**, Rio de Janeiro, n. 80, p. 1-27, abr.2000

COVICH, A.P. Geographical and historical comparisons of neotropical streams: biotic diversity and detrital processing in highly variable habitats. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 7, p. 361–386, 1998.

DOBSON, M.; MAGANA, A.; MATHOOKO, J.M.; NDEGWA, F.K. Detritivores in Kenya highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? **Freshwater Biology**, v. 47, p. 909–919, 2002.

DOBSON, M.; MATHOOKO, J.M.; NDEGWA, F. K.; M'ERIMBA, C. Leaf litter processing rates in a Kenyan highland stream, the Njoro River. **Hydrobiologia**, v. 519, p. 207–210, 2003.

DOMINGUES, E.; FERNANDEZ, H.R. **Macroinvertebrados aquáticos bentônicos sudamericanos: sistemática y biología**. Tucuman, Argentina: Ed. Fundación Miguel Lillo, 2009. p 411-468.

DOMINGUES, E.; MOLINERI, C.; PESCADOR, M. L.; HUBBARD, M.D.; NIETO, C. **Aquatic Biodiversity in Latina América: Ephemeroptera of South América**. Pensott: Editora Moscow, 2006. v. 2, 646 p.

DUDGEON, D. An investigation of physical and biotic processing of two species of leaf litter in Tai Po Kau Forest stream, New Territories, Hong Kong. **Archiv für Hydrobiologia**, v. 96, p. 1–32, 1982.

DUNGEON, D. The influence of the riparian vegetation on macroinvertebrate community structure and functional organization in six new Guinea Streams. **Hydrobiologia**, v. 294, p. 65-85, 1994.

DUDGEON, D. The ecology of tropical Asian rivers and streams in relation to biodiversity conservation. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 31, p. 239–263, 2000.

ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1988. 602 pp.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas**. Dissertação (Especialização a distância – “Latu Sensu” em solos e meio ambiente). 2005. 186 pp. Fundação de apoio ao Ensino, pesquisa e Extensão – FAEPE, Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2005.

FONTOURA, A. P. **Manual de vigilância de qualidade das águas superficiais. Avaliação biológica da qualidade da água**. Porto –Portugal: Instituto de Zoologia. Faculdade de ciências – Universidade do Porto, 1985. 38 pp.

FORSTNER, U. Metal transfer between solid and aqueous phases. In: FORSTNER, U.; WITTMAN, G.T. **Metal pollution in the Aquatic environment**. Berlin: Springer-Verlag, 1983.

FURTADO, J.G.C. **Estudos de impactos ambientais causados por metais pesados em água do mar na baía de São Marcos: correlações e níveis de background**. 2007. 74pp. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) - Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, Paraíba, 2007.

FUZUKAWA, C. M. **Influência da litologia nas águas e sedimentos dos rio Piranga – Formador do Rio Doce**. 2008. 88pp. Dissertação (mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Ouro Preto, MG, 2008.

GIRACCA; NUNES. **Magnésio (Mg)**. Disponível em : http://www.agrolink.com.br/fertilizantes/nutrientes_magnesio.aspx, acessado em novembro de 2011.

GREGORY, S.V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, v. 41, p.540–551, 1991.

HAUER, F.R.; RESH, V.H. Benthic macroinvertebrates. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (eds). **Methods in stream ecology**. San Diego: Academic Press , 1996. p. 339–365.

HEINO, J. Biodiversity of aquatic insects: special gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. **Freshwater reviews**, v.2, p. 1-29, 2009.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A.L.; DORVILLÉ, L.F.M.; NESSIMIAN, J.L. Distribution of Chironomidae larvae fauna (Insecta: Diptera) on different substrates in a stream at Floresta da Tijuca, RJ, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 15, p. 69–84, 2003.

HILSENHOFF, W.L. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. **J. N. Amer. Benthol. Soc.**, v. 7, p. 65-68, 1988.

JOHNSON, N.; REVENGA, C.; ECHEVERRIA, J. Managing water for people and nature. **Science**, v. 292, n. 5519, p. 1071-1072, 2001.

JORCIN, A.; NOGUEIRA, M.G. Macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). **Braz. J. Biol.**, v. 68, n. 4, p. 1013-1024, 2008.

JUNKE, H. TRIVINHO-STRIXINO, S. Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 1, p. 109-115, 2007.

JUNQUEIRA, V. M.; CAMPOS, S.C.M. Adaptation of “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas Watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.10, n.2, p. 125-135, 1998.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. London: Chapman and Hall, 1991. 178 pp.

MAITLAND, P.S. The distribution of zoobenthos and sediments in Loch Leven Kinross, Scotland. **Arch. Hydrobiol.**, v. 85, n. 1, p. 98-125, 1979.

MARONEZE, D.M.; TUPINAMBAS, T.H.; FRANÇA, J.S.; CALLISTO, M. Effects of flow and spillways on the composition and structure of benthic macroinvertebrates communities in a Brazilian river reach. **Braz. J. Biol.**, vol. 71, n. 3, p. 639-65, 2011.

MARTEL, N.; RODRIGUEZ, M. A.; BERUBÉ, P. Multi-scale analysis of responses of stream macrobenthos to forestry activities and environmental context. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 85–97, 2007.

MATHENY, R. T. Maya low land hydraulic systems. **Science.**, v.193, p. 639-646, 1976.

MATHURIAU, C.; CHAUVET, E. Breakdown of leaf litter in anetropical stream. **Journal of the North America Benthological Society**, v. 21, p. 384–396, 2002.

MEDINA, H.P. Constituição física. In: MONIZ, A.C. (COORD.). **Elementos da pedologia**. São Paulo: Editora Polígono, USP, 1972. p. 11-20.

MERRILL, M.D.; FREEMAN, M.C.; FREEMAN, B.J.; KRAMER, E.A.; HARTLE, L.M. Stream loss and fragmentation due to impoundments in the upper Oconee watershed. In: Georgia Water Resource Conference. **Proceedings**. University of Georgia, march 2001, p.26-27.

NASCIMENTO, M.R. L. **Proposição de valores de referencia para concentração de metais e metalóides em sedimentos límnicos e fluviais da bacia hidrográfica do Rio Tiete, SP**. 2003. 111 pp. Tese (Doutorado em Química) – Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlo, São Carlos, 2003.

NEGREIROS, S. **Saneamento Ambiental**, 1997. v. 46, p. 30-34.

NIESEN, N.; MELO, A.L. **Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais: guia de introdutório com chave de indentificação para as espécies de Neomorpha e Gerromorpha**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1997. 180 pp.

NRIAGU, J.O.; PACYNA, J.M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils with trace metals. **Nature**, v.333, p.134-139, 1988.

ODUM, E. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2º ed., 1988. 433 pp.

OLIVEIRA JUNIOR, J.A.; CABRAL, C.P.; MALAVOLTA, E. Resposta da soja ao efeito residual do manganês aplicado em um solo de cerrado. In: Congresso Brasileiro de soja, 1999, Londrina. **Anais**. Londrina: Embrapa Soja, 1999. p. 350.

OLIVEIRA, R.M.S.; TORNISIELO, V.L. Determinação de resíduos organoclorados no leite bovino na bacia do Cerveiro, Piracicaba, SP. In: IV Encontro de ecotoxicologia,. **Anais**. 2000. p. 95.

PARDO, I.; CAMPBELL, I.C.; BRITAIN, J.E. Influence of dam operation on mayfly assemblage structure and life histories in two south-eastern Australian streams. **Regul. Rivers: Res. Mgmt**, v. 14, p. 285-295, 1998.

PASSOS, M.I.S.; NESSIMIAN, J.L.; DORVILLE, L.F.M. Distribuição espaço temporal da comunidade de Elmidae (COLEOPTERA) em um rio da floresta da Tijuca, Rio de Janeiro. **Bol. Mus. Nac., N.S., Zool.**, Rio de Janeiro, v. 509, p. 1-9, 2003.

PEIRÓ D.F.; ALVES, R.G. Insetos aquáticos associados à macrófitas da região litoral da Represa do Ribeirão do Anhumas (município de Américo Brasiliense, São Paulo, Brasil). **Biota Neotropica**. V.6, n. 2, 2006.

PEPINELLI, M. Check list de Simuliidae (Insecta, Dipetera) do Estado de São Paulo, Brasil, **Biota Neotrop.**, v. 11, n. 1-a, 2011.

PES, A.M.O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L. Chaves de identificação de larvas para família e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n. 2, p. 181-204, junho 2005.

PINHO, L.C. Diptera. In: **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**. FROELICH, C.G. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. 2008. Acesso em: Janeiro de 2011.

POFF N.L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological**, 1997.

RICHARDS, C.; HOST, G.E. Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a GIS approach. **Water Resour. Bull.**, v. 30, p. 729-738, 1994.

RICHARDS, C.; JOHNSON, L.B.; HOST, G.E. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 5, p. 295-311, 1996.

RODRIGUES, A. S. L. Uma visão holística sobre os ecossistemas fluviais. **Revista da biologia**, v. 2, p. 8-11, jun. 2009.

ROBACK, S.S. Notes on the food of Tanyptodinae larvae. **Ent. News**, v. 80, p. 13-18, 1969.

ROEKENS, Z.; GRIELLI, V.R. Analysis of Rain Water by Differential Pulse Stripping Voltammetry in Nitric Acid Medium. **Acta.**, v. 204, p. 179-187, 1988.

ROQUE, F.R.; CORBI, J.J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Considerações sobre larvas de Chironomidae (Diptera) na avaliação da qualidade da água de córregos do Estado de São Paulo. In: ESPÍNDOLA, E.L.G.; PASCHOAL, C.M.R.B.; ROCHA, O.; BOHRER, M.B.C.; NETO A.L.O. **Ecotoxicologia perspectivas para o século XXI**, São Carlos: Editora Rima, 2000. p. 115-126.

ROQUE, F.O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Benthic macroinvertebrates in mesohabitats of different spatial dimensions in a first order stream (São Carlos-SP). **Acta Limnologia Brasiliensia**, v. 13, p. 69–77, 2001.

ROQUE, F.R.; SIQUEIRA, T.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Occurrence of Chironomidae larvae living inside fallen-fruits in Atlantic Forest Streams, Brazil. **Entomologia e vectores**, v. 12, n. 2, p. 275-282, 2005.

ROQUE, F.O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Four new species of Endotribelos Grodhaus, a common fallen fruit-dwelling chironomid genus in Brazilian streams (Diptera: Chironomidae: Chironominae). **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 43, n. 3, p. 191-207, 2008.

ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. **Biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. London: Chapman & Hall, 1993. 488 pp.

SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D.; ABELLÁN, P.; MELLADO, A.; VELASCO, J.; MILLÁN, A. Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic systems? The case of the Segura river basin (SE Spain). **Biodivers**, v.15, p. 4507–4520, 2006. doi:[10.1007/s10531-005-5101-x](https://doi.org/10.1007/s10531-005-5101-x)

SANTOS, A. **Distribuição de metais no reservatório de captação de água superficial Anhumas Américo Brasiliense – SP**. 1999. 147 p. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

SIQUEIRA, G. W.; BRAGA, E. S. **Ecotoxicologia perspectivas para o século XXI**. São Carlos: Editora Rima, 2000, p. 241.

SANTOS, A.; REZENDE, M.O.O.; ROSA, A.H.; ZARA, L.F.; ROCHA, J.C. Distribuição de Cr, Ni, Cu, Cd e Pb em frações húmicas de diferentes tamanhos moleculares extraídas de amostras de água e de sedimentos do reservatório de captação de água superficial Anhumas – Araraquara/SP. **Eclética Química**, n. 27, p. 139-153, 2002.

SEGURA, M.O.; VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A.A. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotrop.**, v.11, n.1, 2011. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn02711012011>.

SIQUEIRA, T.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Diversidade de Chironomidae (Diptera) em dois córregos de baixa ordem na região central do Estado de São Paulo, através da coleta de exúvias de pupa. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n. 4, p. 531-534, 2005.

SONG, M.Y.; LEPRIEUR, F.; THOMAS, A.; LEK-ANG, S.; CHON, S.; LEK, S. Impact of agricultural land use on aquatic insect assemblage in the Garonne river catchment (SW France). **Aquat Ecol.**, v. 43, p. 999–1009, 2009.

STRAKA, M.; SYROVATKA, V.; HELESIC, J. Temporal and special macroinvertebrate variance compared: crucial role of CPOM in a headwater stream. **Hidrobiologia**, v. 686, p. 119-134, 2012.

STRIXINO, G. **Sobre ecologia de macroinvertebrados do fundo, na represa do Lobo**. 1973. 188 pp. Tese (Doutorado em zoologia) - Universidade de São Paulo, Carlos, 1973.

SURIANO, M. T. **Macroinvertebrados de baixa ordem sob diferentes usos do solo no Estado de São Paulo: subsídios para o biomonitoramento**. 2008. 127 pp. Tese (Doutorado em ecologia) - Departamento de Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2008.

TAYLOR, L.R., BATES, WILLIAMS, HUTCHINSON. A variety of diversities. In: Diversity of insect faunas: 9th Symposium of the Royal Entomological Society (MOUND, L.; WARLOFF, N. Blackwell, Oxford, p.1-18. In: MAGURRAN, A. E., **Ecological diversity and its measurement**. London: Editora Chapman and Hall, 1991, p.71.

TORLONI, C. E. Management of fishing resources in CESP's reservoirs. In: F. A.R. Barbosa (ed.), **Workshop: Brazilian Programme on Conservation and Management of Inland Waters. Acta Limnologica. Brasiliensia**, v. 5, 1994, p. 177-186.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. Chironomidae (Diptera) associados a troncos de árvores submersos. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 41, p. 173-178, 1998.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; FONSECA-GESSNER, A.; SURIANO, M. T.; ROQUE, F. DE. O.; PAULA, M. C.; SEGURA, M. O.; KLEINE, P. Integridade de córregos do Estado de São Paulo: Insetos aquáticos como ferramentas para avaliação ambiental. In: 2^o Simpósio de Ecologia do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, 2008. São Carlos. **Resumos**. Disponível em: <http://www.simposioppgern.ufscar.br/resumos-simposio/042>, acessado em outubro de 2011.

TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae: guia de identificação**. São Carlos: Departamento de Hidrobiologia/Lab. De Entomologia Aquática, Universidade Federal de, 2011, 377 pp.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R.; CUSHING C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137, 1980.

VINSON, M.; HAWKINS, C. Biodiversity of stream insect: Variation al local, basin, and Regional. **Annu. Rev. Entomol.**, v. 43, p. 271-293, 1998.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLLETI, E. **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**, São Paulo: Rima, 2006.

ZIOLLI, R. L.; BARRETO, A. S.; JARDIM, W. F. Estudo preliminar da composição da água de chuva na região de Campinas – SP. In: **18^a Reunião Anual da Sociedade**

Brasileira de Química e 7º Encontro Brasileiro de Fotoquímica e Fotobiologia, Caxambu, Brasil, 1995.

WARD, J.V.; STANFORD, J.A. 1983, The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: FONTAINE, T.D.; BARTELL, S.M. (eds.). **Dynamics of lotic ecosystems**. Ann Arbor Science, 1983, p. 29-42.

WEBER, R. Sistemas costeiros e oceânicos. **Química Nova**, v.15, n.2, p. 137-143, 1992.

WEIGEL, B.M.; WANG, L.; RASMUSSEN, P.W.; BUTCHER J.T.; STEWART M.; SIMON, T.P.; WILEY, M.J. Relative influence of variables at multiple spatial scales on stream macroinvertebrates in northern lakes and forest ecoregion, U.S.A. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1440–1461, 2003.

WETZEL, R.G. **Limnology**. Washington, Saunders College Publ., 1983, 919 pp.