

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS – UNIFAL-MG**

**DOUGLAS DE PÁDUA ANDRADE**

**COMO A PRESERVAÇÃO DE RIACHOS URBANOS INFLUENCIA A ESTRUTURA  
DA COMUNIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS?**

**ALFENAS – MG  
2016**

**DOUGLAS DE PÁDUA ANDRADE**

**COMO A PRESERVAÇÃO DE RIACHOS URBANOS INFLUENCIA A ESTRUTURA  
DA COMUNIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS?**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre, área de Concentração: Diversidade biológica e conservação.

Orientador: Paulo Augusto Zaitune Pamplin.

**ALFENAS – MG  
2016**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
Biblioteca Central da Universidade Federal de Alfenas

Andrade, Douglas de Pádua.

Como a preservação de riachos urbanos influencia a estrutura da comunidade de insetos aquáticos? / Douglas de Pádua Andrade. -- Alfenas - MG, 2016.

62 f.

Orientador: Paulo Augusto Zaitune Pamplin.

Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Alfenas, 2016.

Bibliografia.

1. Urbanização. 2. Ambiente Aquático. 3. Preservação Biológica.  
4. Substratos. I. Pamplin, Paulo Augusto Zaitune. II. Título.

CDD-577.64



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG  
Programa de Pós-graduação – Ciências Ambientais  
Rua Gabriel Monteiro da Silva, 714, Alfenas - MG CEP 37130-000  
Fone: (35) 3299-1376 (Centralização) / (35) 3299-1391 (Secretaria)  
<http://www.unifal-mg.edu.br/ppgca/>



DOUGLAS DE PÁDUA ANDRADE

“Como a preservação de riachos urbanos influencia a estrutura da comunidade de insetos aquáticos?”

A Banca julgadora, abaixo assinada, aprova a  
Dissertação apresentada como parte dos  
requisitos para a obtenção do título de Mestre em  
Ciências Ambientais pela Universidade Federal  
de Alfenas. Área de Pesquisa: Ciências  
Ambientais.

Aprovado em: 12 de fevereiro de 2016.

Prof. Dr. Paulo Augusto Zaitune Pamplin  
Instituição: UNIFAL - MG

Assinatura:

Prof. Dr. Roberto da Gama Alves  
Instituição: UFJF

Assinatura:

Prof. Dr. Humberto Fonseca Mendes  
Instituição: UNIFAL - MG

Assinatura:

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a minha família: meus pais, Mirlene de Fátima Pádua Andrade e Sérgio Martimiano Andrade pelo incentivo e ajuda durante todo o período de mestrado.

Ao Prof. Dr. Paulo Augusto Z. Pamplin pela oportunidade e apoio. Agradeço a dedicação e ajuda na criação e no desenvolvimento do projeto.

Aos Prof. Dr. Roberto Gama Alves e Prof. Dr. Humberto Mendes pela disponibilidade em compor a banca examinadora.

A Prof. Dra. Mercedes Rosa Marquese pela ajuda na identificação de alguns táxons, e por todo conhecimento passado sobre a comunidade de Oligochaetos.

Ao Prof. Dr. Tito César Marques de Almeida pela ajuda na análise dos dados, e por todo conhecimento passado sobre estatística multivariada.

Aos amigos, Carlos Barbieri Coutinho, Mireile Reis dos Santos, Eduardo Brito Costa e Lucas Rezende Penido Paschoal pela amizade, ajuda, ideias e incentivo.

A minha namorada Jaqueline Aparecida Silva pelo apoio e incentivo em todos os momentos.

A República Alcatraz – Alfenas, pela amizade e momentos de descontração no período do mestrado.

Ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL, pelo profissionalismo e dedicação nos momentos em que foram requisitados.

A Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL), Campus Avançado de Poços de Caldas, Instituto de Ciência e Tecnologia e campus de Alfenas, onde desenvolvi meu projeto e realizei minhas disciplinas.

A todas as pessoas que contribuíram de forma direta ou indireta para que fosse possível a apresentação desta dissertação.

## SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....	9
INTRODUÇÃO GERAL .....	10
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	13
<b>CAPÍTULO 1.....</b>	<b>16</b>
<b>Como a preservação de riachos urbanos influencia a estrutura da comunidade de insetos aquáticos? .....</b>	<b>16</b>
1. INTRODUÇÃO.....	17
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	18
2.1. Área de estudo .....	18
2.2. Delineamento e amostragem .....	20
2.3. Análise de dados .....	21
3. RESULTADOS .....	22
4. DISCUSSÃO .....	29
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	32
<b>CAPITULO 2.....</b>	<b>37</b>
<b>Dinâmica da colonização de macroinvertebrados bentônicos em riachos urbanos neotropicais. ....</b>	<b>37</b>
1. INTRODUÇÃO.....	38
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	39
2.1 Área de estudo .....	39
2.2. Delineamento e amostragem .....	41
3.3. Análise de dados .....	42
3. RESULTADOS .....	43
4. DISCUSSÃO .....	55
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	58

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1

- Figura 1 Limites e municípios do Planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil. 19
- Figura 2 Localização dos riachos mostrados nas áreas urbanas. Município de Poços de Caldas, Minas Gerais (Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU). 19
- Figura 3 Localização dos riachos mostrados nas áreas naturais no Município de Caldas, Minas Gerais (Preservado Natural - PN) 20
- Figura 4 Diagrama da Análise de Correspondência Canônica (CCA) baseada nos dados de abundância das famílias de insetos aquáticos de áreas naturais preservadas, urbanas preservadas e urbanas impactadas, no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil. 27
- Figura 5 Análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) para a composição da fauna de insetos aquáticos de nove pontos de coletas em três distintas áreas (Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU) no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil 28

### CAPÍTULO 2

- Figura 1 Limites e municípios do Planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil. 39
- Figura 2 Localização dos riachos mostrados nas áreas urbanas. Município de Poços de Caldas, Minas Gerais (Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU). 39
- Figura 3 Localização dos riachos mostrados nas áreas naturais no Município de Caldas, Minas Gerais (Preservado Natural - PN). 40
- Figura 4 Análise de Componentes Principais das variáveis físicas e químicas da água das três áreas amostradas. Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU.

- Figura 5 Curva de acumulação dos táxons de macroinvertebrados bentônicos das amostras coletadas em riachos de baixa ordem no Planalto de Poços de Caldas. Intervalo de confiança de 95%. Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU. 51
- Figura 6 Diagrama da Análise de Correspondência Canônica (CCA) baseada nos dados de abundância de famílias de macroinvertebrados bentônicos em relação ao período de colonização em riachos de áreas naturais preservadas, urbanas preservadas e urbanas impactadas, no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil. Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU. 52
- Figura 7 Valores de riqueza (A) e densidade (B) de macroinvertebrados bentônicos em relação ao tempo de colonização em riachos urbanos e naturais localizados no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil. Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU. 54



## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO 1

Tabela 1	Média e desvio padrão das variáveis limnológicas medidas nos nove pontos de amostragem em três áreas (Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano) no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil.	22
Tabela 2	Abundância de insetos aquáticos coletados nos meses de Junho e Julho de 2015 em riachos urbanos impactados e preservados, e em riachos naturais, localizados no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil.	24
Tabela 3	Índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), dominância de Simpson ( $D$ ), equitatividade de Pielou ( $J'$ ) e riqueza de Margalef ( $Mg$ ) estimados para a comunidade de insetos aquáticos amostrados em nove pontos de coletas em três distintas áreas (Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU) no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil.	26

### CAPÍTULO 2

Tabela 1	Médias (desvio padrão) dos resultados das análises físicas e químicas das três áreas amostradas durante os quatro períodos de colonização. Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU.	43
Tabela 2	Densidade (ind./m <sup>2</sup> ) de macroinvertebrados bentônicos (desvio padrão) das amostras coletadas em riachos de baixa ordem no Planalto de Poços de Caldas em relação ao tempo de colonização (15 dias, 30 dias, 45 dias e 60 dias). Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU.	46

## APRESENTAÇÃO

Apesar de sua relevância ambiental e social para região, os recursos hídricos localizados em perímetro urbano na cidade de Poços de Caldas – MG, estão susceptíveis a diferentes tipos de impactos ambientais, como despejos urbano e industrial, mineração e turismo. A contaminação dos recursos hídricos locais, assim como seus efeitos para a biota é um dos pontos de maior discussão e prioridade para os órgãos ambientais. No entanto os dados relacionados aos estudos ecológicos de comunidades, principalmente aquáticas, ainda são insuficientes e escassos na região. Neste contexto, o objetivo do presente estudo é analisar a estrutura da comunidade macrobêntônica, assim como os fatores que afetam o processo de colonização e sucessão da comunidade em riachos urbanos no município de Poços de Caldas, Minas Gerais. Afim de investigar as seguintes questões: (1) A comunidade de macroinvertebrados em riachos urbanos preservados é significativamente semelhante as áreas naturais da região? (2) Qual o período necessário de colonização em substrato artificial para estabilização da abundância e diversidade? (3) A reposição de espécies envolvidas no processo de sucessão ecológica é semelhante as de áreas naturais?

Com o objetivo de responder aos questionamentos levantados sobre a estrutura e colonização da fauna bentônica de riachos urbanos a presente dissertação será apresentada em dois capítulos. O Capítulo 1 aborda a questão a importância da preservação de riachos urbanos na estrutura da comunidade de insetos aquáticos. Já o Capítulo 2 compara a dinâmica do processo de colonização da fauna de macroinvertebrados bentônicos em áreas urbanas preservada e impactada.

## INTRODUÇÃO GERAL

A água é um recurso estratégico para a humanidade, essencial à vida, independentemente da quantidade ou proporções desta, pois matam a vida no planeta Terra, sustenta a biodiversidade, a produção de alimentos e suporta todos os ciclos naturais (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2005). Ao longo da história observamos que o desenvolvimento e o sucesso obtidos por grandes civilizações muitas vezes se dava à abundância de recursos hídricos naquela área (USEPA, 2000).

Os rios são considerados sistemas longitudinais lóticos interligados aos demais componentes do ecossistema o qual estão inseridos. Eles apresentam padrões de zonação e interações de espécies (processos biológicos), fluxo de energia e ciclagem de materiais e elementos químicos (processos abióticos) assim como interações entre componentes bióticos e abióticos. Tais padrões são regulados por sistemas orgânicos de energia, no qual, porções terminais de um rio (i.e. fozes) dependem dos processos ecológicos ocorridos nas porções iniciais (i.e. nascentes) (MARGALEF, 1983; CROSS et al., 2013).

Os riachos de baixa ordem ocorrem em diversos padrões de climas, geologia, e biomas, que influenciam a temperatura, regimes hidrológicos, química da água, luz e substrato de uma bacia. Geralmente são mais abundantes na parte superior da bacia de drenagem, mas também podem ser encontrados em regiões mais baixas, onde se encontram diretamente com rios maiores. Eles possuem uma estreita relação com ambientes terrestres, uma vez que a produção primária nestes ecossistemas é altamente dependente da entrada de matéria orgânica terrestre, ou alóctone (i.e. folhas, madeira). Já em locais abertos, como campos e desertos, a produção autóctone primária sob a forma de algas e plantas aquáticas são a base alimentar de toda cadeia trófica (WALLACE & EGGERT, 2009). Portanto, a diversificada forma de produção primária, a grande variabilidade de habitats e um complexo fluxo de matéria e energia são a base para uma diversificada fauna, que apresenta adaptações as condições físicas, químicas e bióticas específicas do meio.

Estes sistemas hidrológicos, apesar da baixa vazão, são fundamentais para a formação de rios e reservatórios. Segundo Haigh et al. (1998), os riachos são cruciais para a sustentação da estrutura, funcionalidade, produtividade e biocomplexidade dos ecossistemas a jusante. Dentre os diversos serviços ecossistêmicos proporcionados por estes recursos hídricos, Wipfli & Gregovich (2002), destaca o fornecimentos de água de boa qualidade – quando os riachos são devidamente conservados, a disponibilidade diversificada de habitats para colonização e

refúgio da biodiversidade, e fonte de alimentos para diversos níveis tróficos da cadeia alimentar (i.e. invertebrados, peixes e aves insetívoras).

Os recursos hídricos de baixa ordem como riachos e córregos, podem englobar cerca de 80% das redes de transmissão de uma bacia hidrográfica, sendo uma fonte contínua de insumos essenciais para a manutenção da biota aquática local (NAIMAN, 1982; WIPFLI & GREGOVICH, 2002; BENDA et al., 2005). Entretanto, apesar da importância na formação e manutenção dos sistemas aquáticos de maior ordem (i.e. rios e reservatórios), os riachos ainda recebem muito menos atenção e proteção ambiental se comparados com grandes rios e lagos. Wipfli et al. (2007), salientam que os riachos de cabeceira desempenham um papel ecológico primordial na complexa rede entre os ecossistemas aquáticos continentais e que a proteção inadequada dos mesmos pode não prejudicar somente riachos de cabeceira, mas também afeta a integridade e a sustentabilidade dos habitats a jusante.

Portanto compreender os processos ecológicos de tais ecossistemas é uma ferramenta essencial que irá proporcionar melhores informações para gestores e formuladores de políticas públicas em relação a proteção e gestão destes sistemas primordiais para a manutenção da biodiversidade. Estas informações ainda podem ser determinantes na criação de áreas de proteção ambiental.

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos é considerada um importante componente dos ecossistemas aquáticos, esses organismos desempenham importantes papéis na cadeia alimentar, além de influenciar a produtividade e ciclagem de nutrientes e na decomposição de matéria orgânica desses ambientes. Como vivem associados ao sedimento, pedras, musgos, folhiços e à macrófitas aquáticas, estas comunidades exibem diferentes composições e estruturas funcionais como resposta biológica e fisiológica às variáveis físicas e químicas de múltiplas escalas espaciais. Dessa forma, sua distribuição e diversidade são determinadas de acordo com os fatores abióticos/bióticos e pelas interações mútuas entre os organismos (JOHNSON, et al., 1995; LEAL et al., 2003; ODUM & BARRET, 2005; WÜRDIG et al., 2007; GESSNER et al., 2010; NUNES et al., 2014).

Os padrões de distribuição de uma comunidade macrobentônica em ambientes lóticos podem ser controlados por diversos fatores, tais como: luminosidade, vazão, disponibilidade e qualidade do alimento, granulometria do sedimento, temperatura, concentração de oxigênio, estado trófico e profundidade (MARGALEF, 1985; CROSS et al., 2013).

Por outro lado, as modificações espaciais e hidrogeológicas que ocorrem ao longo de um rio no sentido nascente-foz (e.g. riachos) até as partes mais baixas de uma bacia de drenagem (e.g. reservatório) são características que determinam a estrutura da comunidade

macrobentônica. À medida que as águas de um ecossistema lótico se distanciam das áreas de nascente até a foz, passam a diferir gradativamente em relação à profundidade, vazão, velocidade da corrente e tipo de substrato ao longo do percurso do rio (ALLAN, 1995; BARQUÍN-ORTIZ, 2004; VALLE et al., 2013).

Comumente, as áreas de nascentes apresentam menor riqueza, abundância e dominância de táxons. Porém apresentam um maior número de guildas tróficas quando comparadas a fozes. Este padrão segue o modelo de rio contínuo inicialmente descrito por Vannote et al. (1980) em ambientes não perturbados e foi amplamente generalizado e empregado na literatura científica. No entanto, Baptista et al. (1998) afirmam que devemos ter cautela ao utilizarmos o modelo, pois os rios podem apresentar padrões diferenciados ao longo do tempo (i.e. sazonalidade).

Portanto, o objetivo geral do presente estudo foi compreender quais fatores que mais influenciam na dinâmica do processo de sucessão ecológica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, assim como avaliar a estrutura da mesma em riachos urbanos preservados e impactados.

## REFERÊNCIAS

ALLAN, J.D. **Stream ecology: structure and function of running waters**. New York: Chapman and Hall, 388 p., 1995.

BAPTISTA, D.F., DORVILLÉ, L.F.M., BUSS, D.F., NESSIAMIAN, J.L. & SOARES, L.H.J. Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro. In NESSIAMIAN, J.L. and CARVALHO, E., eds. **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Rio de Janeiro: Series Oecologia Brasiliensis, v. 5, n. 1, p. 191-207, 1998.

BARQUÍN-ORTIZ, J. **Spatial patterns of invertebrate communities in spring and runoff-fed streams**. Palmerston North, New Zealand: Massey University. [Phd Thesis in Ecology], 181 p., 2004.

BENDA, L.E.; HASSAN, M.A., CHURCH, M. & MAY, C.L. Geomorphology of Steepland Headwaters: The Transition From Hillslopes to Channels. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 41, p. 835-851, 2005.

CROSS, W.F.; BAXTER, C.V.; ROSI-MARSHALL, E.J.; JR-HALL, R.O.; KENNEDY, T.A.; DONNER, K.C.; WELLARD-KELLY, H.A.; SEEGERT, S.E.Z.; BEHN K, E. & YARD, M.D. "Food-web dynamics in a large river discontinuum. **Ecological Monographs**, v. 83, n. 3, p. 311-337, 2013.

GESSNER, M.O.; SWAN, C.M.; DANG, C.K.; MCKIE, B.G.; BARDGETT, R.D.; WALL, D.H. & HÄTTENSCHWILER, S. Diversity meets decomposition. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 6, p. 372-380, 2010.

HAIGH, M.J.; SINGH, R.B. & KRECEK, J. Headwater Control: Matters Arising. In: HAIGH, M.J.; KRECEK, J.; RAJWAR, G.S. & KILMARTIN, M.P. (Editors). **Headwaters: Water Resources and Soil Conservation**. Balkema, Rotterdam, the Netherlands, p. 3- 24, 1998.

JOHNSON, B. L.; RICHARDSON, W. B. & NAIMO, T. J. Present and Future. Concepts in Lardge River Ecology. **BioScience**. v. 35, n. 3, p. 134-141, 1995.

LEAL, J.J.F., ENRICH-PRAST, A., ESTEVES, F.A. & FARJALLA, V.F. Effect of *Campylobacter* notatus on NH<sub>4</sub>, DOC fluxes, O<sub>2</sub> uptake and bacterioplankton production in experimental microcosms with sediment-water interface of an Amazonian lake impacted by bauxite tailings. **International Review of Hydrobiology**, v. 88, n. 2, p. 167-178, 2003.

MARGALEF, R. **Limnología**. Barcelona: Omega, 1100 p.,1983.

NAIMAN, R.J. Characteristics of Sediment and Organic Carbon Export From Pristine Boreal Forest Watersheds. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 39, p. 1699-1718, 1982.

NUNES, M.V; ROCHA, O. & VERANI, JR. Trophic interactions between the fish *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae) and the benthic macroinvertebrate community. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 49, n. 1, p. 11-17, 2014.

ODUM, E.P. & BARRET, G.W. **Fundamentals of Ecology**. California, Brooks/Cole, 612 p. 2005.

TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. **Folha Explica: A Água**. Publifolha. São Paulo, 2005.

UNITED STATES OF ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENC - USEPA. **The History of Drinking Water Treatment**. [Fact Sheet (EPA-816-F-00-006)]. Washington: Environmental Protection Agency - Office of Water, 2000.

VALLE, I.C.; BUSS D.F. & BAPTISTA, D.F. The influence of connectivity in forest patches, and riparian vegetation width on stream macroinvertebrate fauna. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 2, p. 231-238, .2013.

VANNOTE, R.L.; MISHALL, G.W.; CUMMINS, K.W., SEDELL, JR. & CUSHING, C.E. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137, 1980.

WALLACE, J.B. & EGGERT, S.L. Benthic Invertebrate Fauna, Small Streams. **Encyclopedia of Inland Waters**, v. 2, p. 173-190, 2009.

WETZEL, R.G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993.

WIPFLI, M.S. & GREGOVICH, D.P. Export of Invertebrates and Detritus From Fishless Headwater Streams in Southeastern Alaska: Implications for Downstream Salmonid Production. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 957-969, 2002.

WIPFLI, M.S.; RICHARDSON, J.S. & NAIMAN, R.J. Ecological linkages between headwaters and downstream ecosystems: transport of organic matter, invertebrates, and wood

down headwater channels. **American Water Resources Association**, v. 43, n. 1, p. 72-85, 2007.

WÜRDIG, N.L., CENZANO, C.S.S. & MOTTA-MARQUES, D. Macroinvertebrate communities structure in different environments of the Taim Hydrological System in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 4, p. 427-438, 2007.



## CAPÍTULO 1

### COMO A PRESERVAÇÃO DE RIACHOS URBANOS INFLUENCIA A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS?

**ABSTRACT:** Studies of ecological processes of community of aquatic insects in urban areas physically preserved, restored and/or with minimal anthropogenic impact are of great importance for preservation and management of these ecosystems. Therefore, this study was to analyze the structure of the community of aquatic insects in three different sampling areas, with different levels of urbanization, located on the plateau of Poços de Caldas, Minas Gerais, Brazil. Three areas were chosen for sampling, in two regions within the plateau. The first area is located in the Environmental Protection Area of Ecological Sanctuary Pedra Branca. The second area is located within the city limits of Pocos de Caldas. The sampled areas were: natural Preserved; Impacted preserved urban and urban. The abiotic variables: pH, temperature, conductivity, oxidation-reduction potential (ORP), total dissolved solids (TDS), and concentration and dissolved oxygen saturation, flow, width and depth. The results show that urban streams preserved, tend to have values of diversity and richness of taxa of aquatic insects but near natural streams preserved than in relation to impacted urban streams. He preservation of APP's plays an important role in the ecological balance of this community, contributed to the maintenance of biodiversity, and promote interaction between urban and forest landscapes.

**Keywords:** urbanization, urbanized creeks, streams preservation.

**RESUMO:** Estudos dos processos ecológicos da comunidade de insetos aquáticos em áreas urbanas fisicamente preservadas, restauradas e/ou com o mínimo de impacto antropogênico são de grande importância para preservação e manejo destes ecossistemas. Portanto o objetivo deste estudo foi analisar a estrutura da comunidade de insetos aquáticos em três distintas áreas de amostragem, com diferentes níveis de urbanização, localizados no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil. Foram escolhidas três áreas para amostragem, localizadas em duas regiões dentro do planalto. A primeira área está situada na Área de Proteção Ambiental do Santuário Ecológico da Pedra Branca. A segunda área está localizada no perímetro urbano de Poços de Caldas. As áreas amostradas foram: Preservado natural; Preservado urbano e Impactado urbano. Foram mensuradas as seguintes variáveis abióticas: pH, temperatura, condutividade, potencial da redução da oxidação (ORP), sólidos totais dissolvidos (TDS), e concentração e saturação de oxigênio dissolvido, vazão, largura e profundidade. Os resultados mostram que riachos urbanos preservados, tendem a apresentar valores de diversidade e riqueza de táxons de insetos aquáticos mas próximos a de riachos naturais do que em relação a riachos urbanos impactados. A preservação das áreas de preservação permanente exerce importante função no equilíbrio ecológico desta comunidade, contribuído para à manutenção da biodiversidade, além de promover uma interação entre as paisagens urbanas e florestais.

**Palavras-chave:** urbanização, riachos urbanizados, preservação de riachos.

## 1. INTRODUÇÃO

Riachos urbanos são considerados sistemas longitudinais lóticos interligados aos demais componentes da paisagem o qual estão inseridos, sejam eles modificados ou não. Eles possuem padrões de zonação e interações de espécies (processos biológicos), fluxo de energia e ciclagem de materiais e elementos químicos (processos abióticos) (MARGALEF, 1983; CROSS et al., 2013).

O modelo conceitual geral da estrutura e funcionalidade dos ecossistemas aquáticos de baixa ordem (riachos) surgiu na década 70 (CUMMINS, 1974; CUMMINS & KLUG, 1979; VANOTTE et al., 1980). Estes autores destacam que os riachos são subsistemas importantes para a manutenção da biota aquática na bacia hidrográfica local, uma vez que os sistemas orgânicos de energia, dependem dos processos ecológicos ocorridos nas porções iniciais da bacia.

No entanto, em consequência do crescimento da população humana e da urbanização, houve uma transformação drástica na paisagem, afetando diretamente estes frágeis ecossistemas. De acordo com Paul & Meyer (2001), os efeitos mais difundidos desta transformação são o aumento da superfície impermeável, provocado pelo desmatamento da vegetação nativa e alteração no canal do riacho, modificando suas características hidrogeomorfológicas. Outro fator importante que esta modificação antrópica provoca nestes ecossistemas, está relacionado ao descarte de efluentes municipais, industriais e agrícolas sem nenhum tratamento, resultando em um aumento de nutrientes, metais, pesticidas e outros contaminantes nos riachos. Portanto, os processos do ecossistema são afetados negativamente pela urbanização. Tais alterações provocam quedas consistentes na riqueza de algas, invertebrados e comunidades de peixes em riachos urbanos.

A maioria dos trabalhos que tem como objetivo avaliar a urbanização dos riachos como modificador da estrutura de comunidades aquáticas, são referentes a comunidade de peixes (SCHLOSSER, 1995; CAMARGO & MARTINEZ, 2007; FELIPE & SÚARES, 2010). Entretanto, Walters et al. (2009) salientam que a comunidade de insetos aquáticos são mais sensíveis a urbanização que as demais, além de possuir maior diversidade que os peixes. No Brasil, alguns trabalhos já abordam a comunidade de insetos aquáticos como ferramenta de avaliação de impactos ambientais na qualidade ambiental destes fluxos urbanos (BIASI et al., 2010; HEPP et al., 2013).

Apesar de sua importância para os ecossistemas aquáticos lóticos, Bond & Lake (2003) ressalta que, os processos ecológicos de dispersão e colonização de insetos aquáticos e

invertebrados em geral, ainda têm recebido pouca atenção, principalmente em estudos de fluxos bióticos em áreas urbanas fisicamente preservadas, restauradas e/ou com o mínimo de impacto antropogênico.

Desta forma, o presente estudo teve como base as seguintes premissas: (1) A comunidade de insetos aquáticos reflete as características físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas aquáticos urbanos; (2) A relação entre dados abióticos (e.g. análises físicas e químicas da água) e dados bióticos (e.g. estrutura da comunidade de insetos aquáticos), são fundamentais para a determinação de qualidade ambiental de riachos; (3) Apesar que riachos urbanos já sofrem diferentes níveis de impactos ambientais antropogênicos, a preservação e/ou restauração das áreas de entorno, possibilita o mínimo de condições ambientais para a manutenção da biodiversidade de insetos aquáticos, e (4) A contaminação dos recursos hídricos locais, assim como seus efeitos para a biota, é um dos pontos de maior discussão e prioridade para os órgãos ambientais.

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi analisar a estrutura da comunidade de insetos aquáticos em três distintas áreas de amostragem de acordo com o grau de preservação, com diferentes níveis de impactos ambientais, localizados no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. Área de estudo**

O estudo foi realizado na região do Planalto de Poços de Caldas – MG. Região localizada ao sul de Minas Gerais. A região é caracterizada pela presença de uma caldeira vulcânica principal, não completa, resultante da intrusão de rochas alcalinas durante o Cretáceo Superior (ELLERT, 1959) (Figura 1).

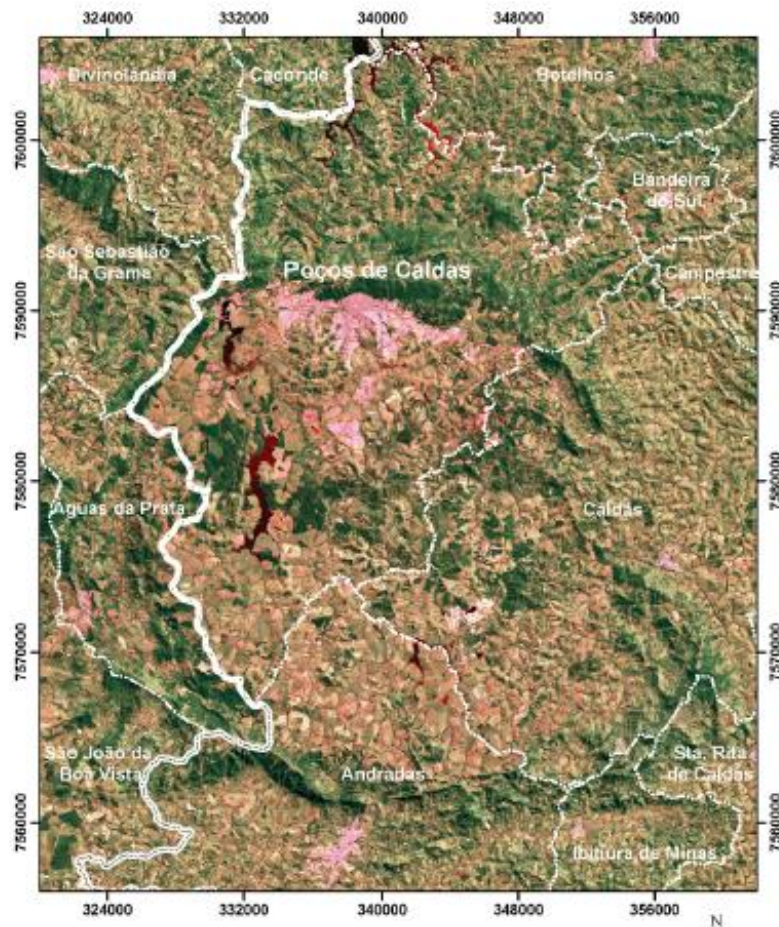


Figura 1: Limites e municípios do Planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil.

Fonte: MORAES & JIMÉNES-RUEDAS (2008).



Figura 2: Localização dos riachos mostrados nas áreas urbanas. Município de Poços de Caldas, Minas Gerais (Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU).



Figura 3: Localização dos riachos mostrados nas áreas naturais no Município de Caldas, Minas Gerais (Preservado Natural - PN).

As três áreas escolhidas para amostragem da comunidade de insetos aquáticos estão localizadas em duas regiões dentro do planalto. A primeira área selecionada está situada na Área de Proteção Ambiental do Santuário Ecológico da Pedra Branca, localizado no município de Caldas – MG (Figura 3). De acordo com Rodrigues (2013) a área pertence ao bioma Mata Atlântica com clima do tipo tropical úmido e temperaturas mais brandas devido a altitude da região. Os pontos de amostragem na área foram caracterizados como ambientes naturais preservados (PN-01, PN-02 e PN-03).

A segunda região de estudo está localizada em Poços de Caldas - MG, município com cerca de 152.000 habitantes. As principais atividades da região são o setor industrial, mineração e a agropecuária, principalmente o cultivo de eucalipto (IBGE, 2010) (Figura 2). A região possui uma vasta quantidade de recursos hídricos, principalmente riachos de baixa ordem. Foram selecionadas duas áreas de estudo para amostragem de insetos aquáticos. Uma área com riachos urbanos caracterizado como preservados ou pouco alterados (PU-01, PU-02 e PU-03), e outra área com riachos urbanos impactados (IU-01, IU-02 e IU-03).

## 2.2. Delineamento e amostragem

Em cada uma das áreas foram selecionados três distintos riachos com características semelhantes entre si. Para a determinação dos pontos de coleta específicos para cada área, foi

aplicação do protocolo adaptado de Hannaford et al. (1997) e desenvolvido por Callisto et al. (2002), com o intuito de caracterizar a integridade ambiental para os pontos de coletas. Tal protocolo caracteriza as áreas de acordo com a qualidade e diversidade de habitats.

Para cada ponto foram coletadas três amostras de sedimento para análise da comunidade de insetos aquáticos, por meio de um amostrador de invertebrados bentônicos tipo Suber, específico para regiões de baixa profundidade, e através de uma rede tipo “D” por um período de um minuto. O uso de diferentes tipos de amostradores foi para aumentar o número de indivíduos coletados e para explorar os diferentes tipos de habitats locais. As amostras coletadas foram levadas ao laboratório e lavadas em uma peneira com 210  $\mu\text{m}$  de abertura de malha. Terminada essa etapa, as amostras foram depositadas em bandejas iluminadas para uma triagem e os organismos encontrados fixados em álcool 70% para posterior identificação em microscópio estereoscópico. A identificação dos indivíduos coletados foi realizada até o nível taxonômico de família, utilizando guias e chaves especializadas de Róldan-Pérez (1988), Merritt & Cummins (1996), Segura et al. (2011) e Hamada et al. (2014).

Foram medidos através de um aparelho multiparamétrico Horiba as variáveis físicas e químicas: pH, temperatura, condutividade, potencial da redução da oxidação (ORP), sólidos totais dissolvidos (TDS), e concentração e saturação de oxigênio dissolvido. Foram mensuradas também as características hidrológicas de vazão, largura e profundidade de cada riacho estudado.

### **2.3. Análise de dados**

Após a padronização dos dados, as relações entre a abundância dos táxons e as variáveis limnológicas foram avaliadas através de uma análise de correspondência canônica – CCA. Para estabelecer uma possível diferença na abundância total (N) de insetos aquáticos existentes em cada área de estudo, foi utilizada uma análise de variância permutacional PERMANOVA. Táxons com N menor que dois foram retirados da análise.

Foram calculados para cada ponto de amostragem nas distintas áreas de estudo as métricas biológicas: diversidade ( $H'$ ) - utilizando-se o índice de Shannon; dominância (D) - medida pelo índice de Simpson; equitatividade (J) - estimada pelo índice de Pielou; riqueza ponderada ( $M_g$ ) - estimada pelo índice de Margalef.

Para examinar a similaridade da comunidade de insetos aquáticos entre as áreas de riachos preservados e impactados, foi utilizado uma análise de Escalonamento

Multidimensional Não Métrico (NMDS), utilizando uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis calculada a partir de dados de abundância logaritimizados.

### 3. RESULTADOS

A Tabela 1 sumariza os resultados obtidos para as variáveis limnológicas de todos os pontos de amostragem. Houve diferenças significativas entre áreas de estudos para as variáveis pH ( $p=0,025$ ), ORP ( $p=0,008$ ), OD ( $p=0,002$ ), %OD ( $p=0,036$ ) e TDS ( $p<0,001$ ). A quantidade de sólidos totais dissolvidos foi a variável que obteve a maior diferença entre as áreas de estudo, uma vez que riachos com maior carga de matéria orgânica, tendem a apresentar maiores valores de TDS. Padrão este apresentado em todos os pontos da área de riachos urbanos impactados (IU). Devido a excessiva entrada de matéria orgânica nestes riachos, as variáveis de oxigênio dissolvido (OD), porcentagem de saturação do oxigênio (%OD) e do potencial da redução da oxidação (ORP), também apresentaram diferenças significativas em relação aos riachos preservados. Portanto, riachos impactados localizados em área urbana, apresentam maior taxa de matéria orgânica, e menores valores de oxigênio na água. Estas variáveis são determinantes na sobrevivência e manutenção da comunidade de insetos aquáticos tropicais.

Tabela 1: Média e desvio padrão das variáveis limnológicas mesuradas nos nove pontos de amostragem em três áreas (Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano) no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil.

Ponto	Variáveis abióticas									
	Temp. (°C)	pH	ORP	Cond. ( $\mu\text{S.m}^{-1}$ )	OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	OD (%)	TDS	Vazão ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	Prof. (m)	Larg. (m)
PN-01	15,58 (0,08)	5,55 (0,029)	306,40 (11,89)	0,028 (0,006)	10,91 (0,27)	113,10 (2,77)	0,018 (0,004)	0,13 (0,10)	0,39 (0,24)	3,92 (1,34)
PN-02	16,34 (0,37)	6,06 (0,09)	230,00 (9,08)	0,025 (0,004)	11,26 (2,33)	118,66 (25,55)	0,017 (0,003)	0,03 (0,01)	0,35 (0,06)	1,76 (0,40)
PN-03	16,14 (0,06)	6,09 (0,04)	210,00 (10,30)	0,027 (0,001)	10,71 (0,11)	109,52 (3,24)	0,018 (0,001)	0,22 (0,05)	0,49 (0,06)	5,00 (0,69)
PU-01	16,04 (0,52)	6,03 (0,48)	183,00 (28,19)	0,013 (0,005)	12,20 (0,32)	129,50 (6,32)	0,008 (0,003)	0,01 (0,01)	0,14 (0,02)	1,18 (0,19)
PU-02	17,15 (0,59)	6,55 (0,16)	205,40 (13,79)	0,015 (0,006)	11,90 (0,45)	127,38 (6,32)	0,006 (0,002)	0,14 (0,05)	0,50 (0,26)	1,32 (0,25)
PU-03	16,01 (0,11)	6,66 (0,11)	203,20 (5,81)	0,020 (0,001)	11,54 (0,49)	120,68 (5,26)	0,010 (0,002)	0,01 (0,01)	0,26 (0,09)	0,85 (0,05)
IU-01	17,19 (0,45)	7,22 (0,04)	125,00 (2,92)	0,088 (0,047)	10,34 (0,40)	119,08 (11,93)	0,070 (0,017)	0,54 (0,04)	0,44 (0,06)	5,00 (0,00)
IU-02	18,59 (0,23)	7,21 (0,20)	140,00 (11,34)	0,094 (0,024)	10,65 (0,56)	121,70 (7,92)	0,060 (0,017)	0,05 (0,02)	0,12 (0,04)	1,68 (0,20)
IU-03	17,10 (0,11)	6,81 (0,11)	111,80 (6,02)	0,067 (0,001)	10,34 (0,47)	114,72 (8,20)	0,041 (0,004)	0,08 (0,01)	0,34 (0,02)	1,50 (0,20)

No total foram coletados 3.400 exemplares de insetos, pertencentes a nove ordens e 42 famílias. Os riachos naturais preservados apresentaram maior abundância e riqueza, com um total de 1.346 indivíduos identificados para 40 famílias (táxons). Das famílias registradas, apenas Ptychopteridae (Diptera) e Notonectidae (Hemiptera) não foram encontradas nos riachos de área natural (Tabela 2). Tais famílias foram encontradas exclusivamente em riachos urbanos preservados e em baixa abundância. Na área urbana preservada foram identificados 822 indivíduos, distribuídos em 22 famílias. Já na área urbana impactada foi um total de 1.232 indivíduos, mas distribuídos em apenas três famílias. Houve diferença significativa em na abundancia dos táxons entre as áreas amostradas (*Pseudo-F*: 5,91; *p*: 0,003). Entre os pontos preservados urbanos e naturais não houve diferença ( $p=0,10$ ). Comparando os pontos naturais



(PN) e urbanos preservados (PU) com os pontos impactados urbanos (IU) houve diferenças significativas ( $p=0,005$ ;  $p=0,015$  respectivamente).

As ordens Odonata e Coleoptera foram as que apresentaram maior número de táxons, ambas com oito famílias, seguidas pelas ordens Diptera e Trichoptera, com sete famílias para cada ordem. As ordens com os menores números de táxons foram a ordem Megaloptera e Plecoptera, com apenas uma família para cada.

A família de dípteros Chironomidae foi a mais abundante em todas as áreas de estudo, tendo um total de 2.502 indivíduos identificados, ou seja, 73,58% do total de todos os insetos aquáticos coletados. Os quironomídeos foram mais abundantes, em riachos pertencentes a área urbana impactada, representando 50% do total de indivíduos desta família encontrados em todas as áreas. Depois da família Chironomidae, as três famílias mais expressivas em relação a abundância foram Leptophlebiidae (Ephemeroptera) (N= 173), Calamoceratidae (Trichoptera) (N= 142), Leptoceridae (Trichoptera) (N= 140), respectivamente. Nenhum indivíduo destas três famílias foram encontrados em áreas urbanas impactadas.



Cordulidae	3	-	-	1	-	1	-	-	-	5
Dicteriadidae	2	1	4	-	-	1	-	-	-	8
Gomphidae	1	-	-	1	1	-	-	-	1	4
Libellulidae	1	3	-	1	1	2	-	-	-	8
Perilestidae	-	2	2	-	-	-	-	-	-	4
<b>Plecoptera</b>										
Perlidae	-	-	1	3	-	12	-	-	-	16
<b>Trichoptera</b>										
Calamoceratidae	75	6	16	8	10	27	-	-	-	142
Leptoceridae	19	2	2	37	-	80	-	-	-	140
Odontoceridae	9	2	1	-	-	-	-	-	-	12
Philopotamidae	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Polycentropodidae	-	8	2	4	-	1	-	-	-	15
Sericostomatidae	24	2	2	1	-	2	-	-	-	31
Xiphocentronidae	-	-	2	-	-	-	-	-	-	2
<b>Subtotal</b>	<b>634</b>	<b>423</b>	<b>289</b>	<b>386</b>	<b>120</b>	<b>316</b>	<b>490</b>	<b>516</b>	<b>226</b>	<b>3400</b>
<b>TOTAL</b>		<b>1346</b>			<b>822</b>			<b>1232</b>		

A Tabela 3 apresenta os valores obtidos para cada índice ecológico estimado em todos os riachos das áreas estudadas. Os riachos estudados em áreas preservadas, independentemente de serem urbanas ou naturais, apresentaram altos valores no índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), não havendo diferença significativa entre as mesmas ( $p=0,84$ ). No entanto, houve diferença significativa na diversidade de táxons entre áreas urbanas preservadas e impactadas ( $p=0,048$ ). O resultados do índice de dominância de Simpson ( $D$ ) mostram que houve uma dominância quase que total da família Chironomidae (99,55%) em áreas impactadas, mostrando uma expressiva diferença de dominâncias entre as outras áreas estudadas ( $p=0,001$ ). Não houve diferença significativa entre as dominâncias entre ambas as áreas preservadas. A distribuição dos indivíduos entre os táxons, ou seja, o índice de equitatividade de Pielou ( $J'$ ), mostra valores semelhantes entre as áreas preservadas, que apesar da abundância de quíronomídeos, houve bons valores de distribuição. Entretanto em riachos urbanos impactados, praticamente não houve distribuição, devido a dominância da família Chironomidae. Ressalta-se ainda que os pontos de amostragem IU-01 e IU-02, não foi possível calcular o índice de equitatividade, pois somente um táxon foi encontrado nos mesmos. Para o índice de riqueza de Margalef ( $M_g$ ), riquezas maiores foram encontradas em áreas preservadas. Não houve diferença na riqueza entre as áreas preservadas ( $p=0,067$ ). Em relação aos riachos impactados, somente o ponto IU-

03 obteve mais que um táxon. Os outros dois riachos desta área apenas foram encontrados a família de insetos Chironomidae.

Tabela 3: Índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), dominância de Simpson ( $D$ ), equitatividade de Pielou ( $J'$ ) e riqueza de Margalef ( $M_g$ ) estimados para a comunidade de insetos aquáticos amostrados em nove pontos de coletas em três distintas áreas (Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU) no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil.

<b>Pontos</b>	<b>H'</b>	<b>D</b>	<b>J'</b>	<b>M<sub>g</sub></b>
<b>PN-01</b>	0,93	0,79	0,25	3,41
<b>PN-02</b>	0,96	0,55	0,19	2,98
<b>PN-03</b>	0,96	0,70	0,22	4,08
<b>PU-01</b>	0,97	0,48	0,16	3,19
<b>PU-02</b>	0,97	0,39	0,17	1,87
<b>PU-03</b>	0,92	0,72	0,26	2,60
<b>IU-01</b>	0,00	0,00	-	0,00
<b>IU-02</b>	0,00	0,00	-	0,00
<b>IU-03</b>	0,00	0,03	0,03	0,36

A Figura 4 exibe a ordenação da CCA para as quatro variáveis abióticas significativas ( $p < 0,05$ ), e os táxons representativos de insetos aquáticos em nove pontos, distribuídos em três áreas de amostragem (PN, PU e IU). Os dois primeiros eixos explicaram 75,9% da variabilidade dos dados. O eixo 1 explicou 32,9%, correlacionando negativamente com a variável de condutividade e positivamente com temperatura. Já o eixo 2, contribuiu com 53,0% da explicação da variabilidade dos dados, correlacionando positivamente com as variáveis de OD. Negativamente o eixo 2 se correlacionou com a variável ORP. O total de 48,2% da distribuição dos táxons foram explicados pelas variáveis ambientais. O eixo 1 segregou espacialmente táxons relacionados a temperatura e condutividade mais elevadas. Assim separou táxons mais tolerantes a riachos mais quentes e com maiores teores de matéria orgânica. Já o eixo 2 mostra o gradiente de táxons agrupados encontrados em riachos com boa oxigenação e melhor qualidade ambiental.

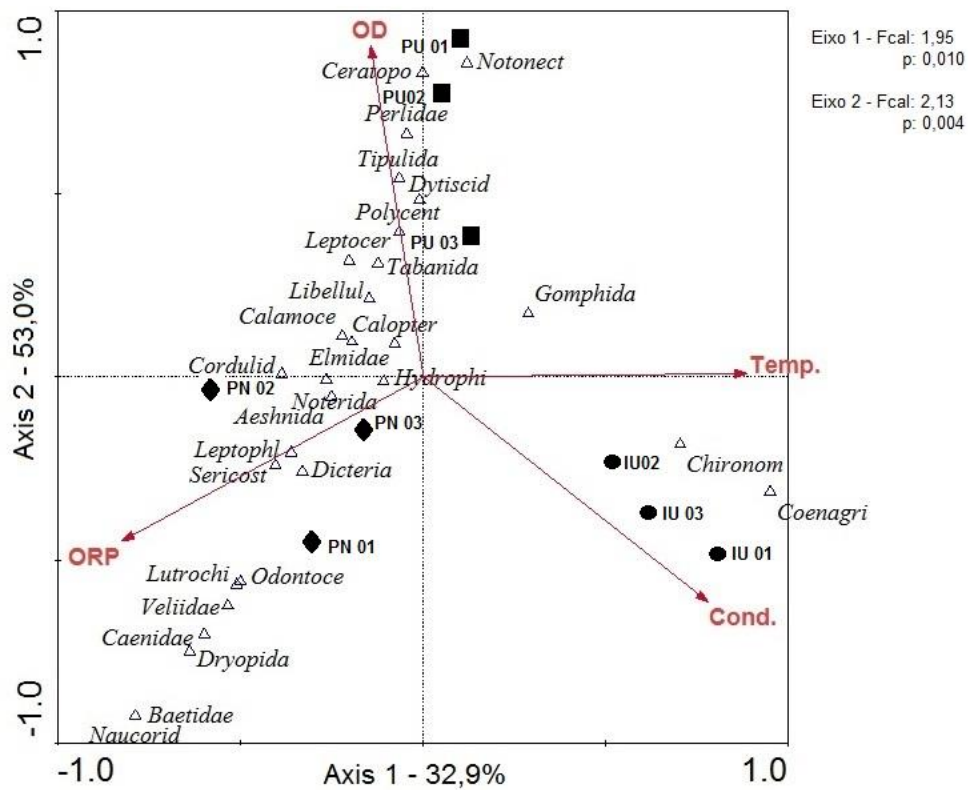


Figura 4: Diagrama da Análise de Correspondência Canônica (CCA) baseada nos dados de abundância das famílias de insetos aquáticos de áreas naturais preservadas, urbanas preservadas e urbanas impactadas, no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil.

A Análise de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS) explicou 80,98% da similaridade dos dados. Foram agrupados dois grupos distintos, um composto por riachos urbanos impactados (IU-01 e IU-02), e outro por riachos preservados (PU-01, PU-03, PN-02). A análise ainda isolou um córrego de cada área preservada (PN-01 e PU-02) (Figura 5). Os dados de composição da fauna com base nos resultados da análise de NMDS indicaram comunidades distintas entre os riachos preservados e impactados, corroborando a separação dos dois agrupamentos pela CCA (Figura 4).

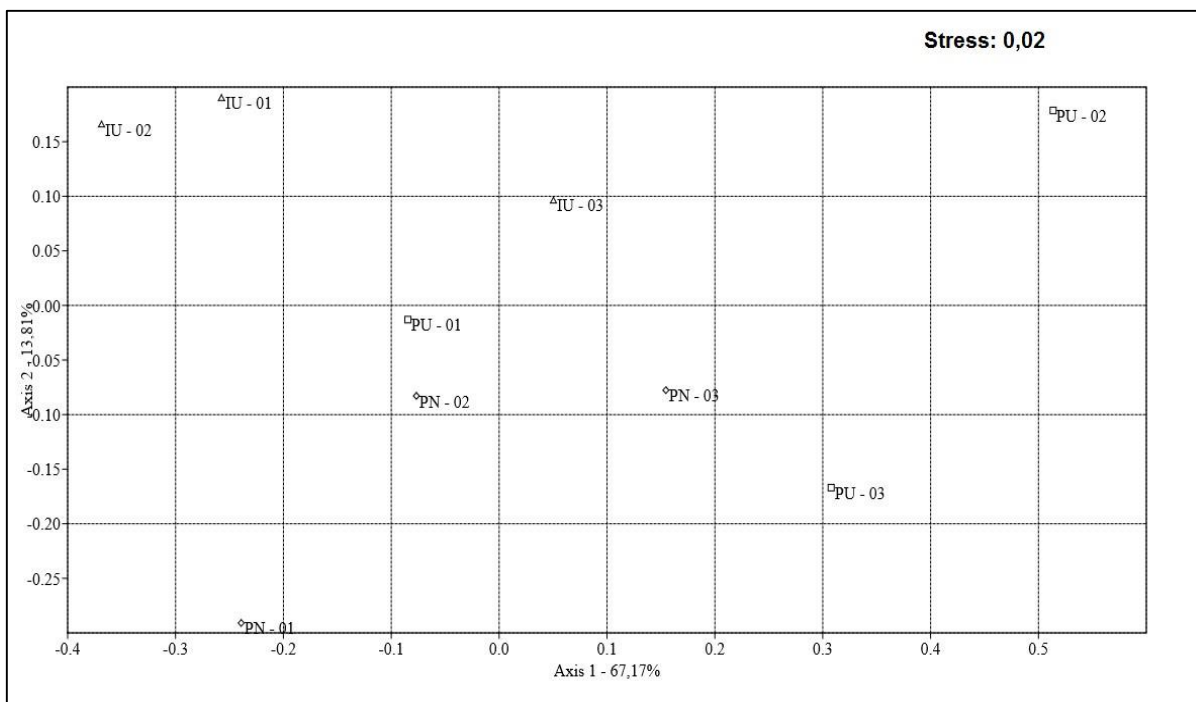


Figura 5: Análise de escalonamento multidimensional não métrica (NMS) para a composição da fauna de insetos aquáticos de nove pontos de coletas em três distintas áreas (Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU) no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil.

#### 4. DISCUSSÃO

Riachos urbanos têm sido o foco de muitas pesquisas científicas nos últimos anos. Entretanto, muitas perguntas sobre preservação e conservação destes ecossistemas ainda continuam sem respostas. Partindo do pressuposto da importância destes ecossistemas em ambientes urbanos, levanta-se a questão. Qual a função dos riachos urbanos?

Para o homem, desde o início das civilizações, as sociedades vêm utilizando destes recursos de diversas formas, podendo relacionar o desenvolvimento e o sucesso obtidos por grandes civilizações a disponibilidade de recursos hídricos naquela área e sua utilização de maneira adequada (USEPA, 2000). Além de fornecer recursos naturais e alimentares, os riachos oferecem oportunidades de recreação e contato com a natureza mesmo estando em ambiente urbanizado.

Outro ponto de vista importante sobre a função dos riachos urbanos, são os serviços ecossistêmicos prestados por estes pequenos recursos hídricos, que na maioria das vezes não é dada devida importância. Segundo Weathers et al. (2013), os serviços ecossistêmicos

fornecidos por pequenos riachos urbanos incluem o manejo e drenagem de descargas alóctones, regulação da exportação de sedimentos, processamento e retenção de nutrientes e matéria orgânica, e fornecimento de habitat, alimentação e refúgio para a biota aquática.

Apesar de toda importância antropológica e ecossistêmica, o cenário atual é preocupante. Os riachos urbanos deixaram de exercer a função de manutenção da biota aquática e de todas as espécies que dependem de seus recursos, para se tornarem fonte de recebimento de diversos tipos de contaminantes, principalmente esgoto doméstico, industrial e agrícola.

As modificações antrópicas que ocorrem podem ser de origem física, química ou biológica. Wenger et al, (2009), lista os principais estressores dos riachos urbanos. Estes estressores pode ser hidrológico, como a impermeabilização do solo, aumentando a frequência e magnitude de grandes fluxos de água e assim provocando enchentes. Já alteração geomorfológicas, como alteração no fluxo da água e/ou alargamento do canal, que juntamente com a ausência de mata ciliar, tendem a aumentar as taxas de sedimentação no riacho, provocando assoreamento. Padrão típico dos pontos de amostragem em riachos urbanos impactados (IU-01, 02 e 03) do presente estudo.

Outro fator de estresse em riachos é o da incidência luminosa e temperatura da água. O aumento da insolação, somado ao excesso de nutrientes alóctone, pode acarretar em elevada produção de algas, provocando eutrofização do recurso hídrico. De acordo com Nelson et al. (2009) alta temperatura da água pode exceder tolerâncias de espécies metabolicamente adaptadas para temperaturas mais elevadas, provocando uma alteração na estrutura das comunidades. A temperatura foi um fator determinante na distribuição dos táxons encontrados com maior abundância em riachos impactados, como as famílias Chironomidae e Coenagrionidae. Assim riachos urbanos impactados a temperatura é mais elevada.

Em estudos realizados por Hepp et al. (2013) em riachos urbanos, altos valores de condutividade e TDS medidos nos fluxos indicam uma grave contaminação orgânica. O que explica a ausência de táxons pertencentes as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera nos riachos urbanos impactados. Estes organismos são conhecidos por serem bioindicadores de boa qualidade de água, pois possuem baixa tolerância a tais contaminantes.

Outra importante variável abiótica destacada por Wenger et al, (2009), sobre os estressores da qualidade da água é em relação a disponibilidade de oxigênio dissolvido (OD). Os riachos urbanos normalmente recebem águas residuais sem nenhum tratamento ou parcialmente tratadas, que conseqüentemente aumenta a demanda bioquímica e química de oxigênio, devido ao excesso de matéria orgânica. Isto provoca um déficit na disponibilidade de OD, fazendo com que somente organismos adaptados sobreviva a esta anoxia, como alguns

gêneros da família Chironomidae. Este grupo possui grande diversidade entre os insetos, destacando-se nos ecossistemas aquáticos, por apresentar maior dominância sobre os demais táxons, constituir um grupo de baixa sensibilidade e alta adaptabilidade a desequilíbrios ambientais (PINDER, 1983; TRIVINHO-STRIXINO, 2011).

O declínio na riqueza, diversidade e integridade biótica de insetos aquáticos é nítido em riachos urbanos impactados. O desaparecimento de espécies sensíveis é acompanhado por um aumento na tolerância espécies mais adaptadas. Mesmo se tratando de riachos urbanos, os pontos de amostragem em riachos preservados na área urbana, apresentou diversidade e riqueza semelhante a de riachos naturais preservados. Podendo destacar a importância da preservação e conservação destes ecossistemas urbanizados.

A qualidade ambiental dos riachos urbanos está intimamente relacionadas a qualidade e diversidade de micro-habitat disponíveis, a diversidade de espécies e presença de táxons indicadores de qualidade. Os táxons relacionados a maiores concentrações de OD foram: Leptoceridae, Polycentropodidae, Philopotamidae (Tricoptera), Perlidae (Plecoptera), Elmidae, Dytiscidae (Coleoptera) e Notonectidae (Hemiptera). Táxons moderadamente sensíveis também foram relacionados, como as famílias da ordem Diptera, Tabanidae, Culicidae e Tipulidae. A maioria dos táxons foram relacionados as áreas preservadas naturais e as características hidrológicas de largura e profundidade dos riachos.

Associamos a preservação das Áreas de Preservação Permanente (APP) das áreas urbanas como um fator determinante para valores mais altos de diversidade e riqueza em riachos preservados. Segundo a legislação brasileira, através do Código Florestal (Lei 12.651/2012), a função ambiental das APPs é preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem estar das populações humanas (BRASIL, 2012).

No Brasil, áreas com ocorrência de nascentes e faixas marginais de rios são tidas como áreas de preservação permanente (APP) de acordo Resolução CONAMA nº 303/2002 (BRASIL, 2002). Sua vegetação natural é constituída por uma floresta ripária que ocorre ao longo de seu percurso e é considerado crime, qualquer impacto em tal área. Inoue & Nunokawa (2005) afirmam que a ausência da vegetação ripária afeta negativamente os invertebrados e vertebrados bentônicos, pois alteram o cenário ambiental ao longo do tempo (e.g. geologia e clima).

A preservação de algumas áreas no município de Poços de Caldas-MG, principalmente aquelas com recursos hídricos disponíveis, está intimamente ligadas ao turismo ecológico na região do planalto. Este grande atrativo no município, de acordo com Mendes et al. (2007) é



modalidade do turismo conhecida como ecoturismo, que visa uma alternativa econômica e sustentável da utilização do patrimônio natural local, sendo este um método consciente de exploração e meio de preservação dos recursos naturais.

No presente estudo os táxons raros encontrados foram importantes para a distinção e separação dos riachos impactados dos preservados na NMDS. Uma vez que táxons mais abundantes, como Chironomidae estiveram presentes em todos os riachos amostrados e não foram considerados como indicadores de riachos preservados. Ressaltamos ainda que a necessidade de um refinamento taxonômico, principalmente para a família Chironomidae, pois diversos gêneros podem estar associados a ambientes preservados.

Nestes contextos, o questionamento principal do presente estudo em analisar como a preservação de riachos urbanos pode modelar a estrutura da comunidade de insetos aquáticos, está intimamente associadas a preservação e a manutenção das APP's que exercem importante função no equilíbrio ecológico desta comunidade, contribuindo para à manutenção da biodiversidade e massas vegetais, além de promover uma interação entre as paisagens urbanas e florestais.

Destacamos também que o turismo ecológico quando desenvolvido de forma apropriada, pode se tornar uma importante ferramenta para a preservação dos riachos urbanos. Contribuindo diretamente para a manutenção da comunidade de insetos aquáticos.

## REFERÊNCIAS

BIASI, C.; KÖNIG, R.; MENDES, V.; TONIN, A. M.; SENSOLO, D.; SOBCZAK, J. R. S. CARDOSO, R.; MILESI, S. V.; RESTELLO, R. M. & HEPP, L. U. Waters biomonitoring using Benthic Macroinvertebrates: eight years of studies in streams of the Alto Uruguai Region (RS). **Perspectiva**, v.34, n.125, 2010. p.67-77.

BOND, N.R. & LAKE, P. S. Local habitat restoration in streams: Constraints on the effectiveness of restoration for stream biota. **Ecological Management & Restoration**, v.4, n.3, 2003. p.193-198.

BRASIL. **Lei nº 12.51, de 25 de Março de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília. 2012.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 303, de 20 de Março de 2002.** Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Brasília. 2002.

CALLISTO, M., FERREIRA, W., MORENO, P., GOULART, MDC. & PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.4, n.1, 2002. p.91-98.

CAMARGO, M.M.P. & MARTINEZ, C.B.R. Histopathology of gills, kidney and liver of a Neotropical fish caged in an urban stream. **Neotropical Ichthyology**, v.5, n.3, 2007. p.327-336.

CROSS, W.F., BAXTER, C.V.; ROSI-MARSHALL, E. J.R.O; JR-HALL, T.A; KENNEDY, K.C.; DONNER, H.A; WELLARD-KELLY, S.E.Z; SEEGERT, K.E; & YARD, M.D. "Food-web dynamics in a large river discontinuum. **Ecological Monographs**, v.83, n.3, 2013. p.311-337.

CUMMINS, K.W. Structure and Function of Stream Ecosystems. **BioScience**, v. 24, n.11, 1974. p.631-64.

CUMMINS, K.W. & KLUG, M.J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v.10, 1979. p.147-172.

ELLERT R. Contribuição à geologia do maciço alcalino de Poços de Caldas. **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da USP**, v.237, v.18, 1959. p.5-63.

FELIPE, T.R. & SÚAREZ, Y.R. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembleias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropical**, v.10, n.2, 2010.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L. & QUERINO, R.B. **Insetos aquáticos na Amazônia Brasileira: Taxonomia, Biologia e Ecologia.** Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 728p. 2014.

HANNAFORD, M.J.; BARBOUR, M.T. & RESH, V.H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. **Journal North American Benthological Society**. v.16, 1997. p.853-860.

HEPP, L.U.; RESTELLO, R.M.; MILESI, S.V. & BIASI, C. & MOLOZZI, J. Distribution of aquatic insects in urban headwater streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.25, n.1, 2013. p.1-9.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo municipal 2010**. Brasília. 2010.

INOUE, M. & NUNOKAWA, M. Spatial variation in density of stream benthic fishes in northern Hokkaido, Japan: does riparian vegetation affect fish density via food availability. **Japanese Society of Limnology**, v.6, 2005. p.7-14.

MARGALEF, R. **Limnología**. Barcelona: Omega, 1100p. 1983.

MENDES, A.M.S.; RIBEIRO, F.J.E.; SAMPAIO, M.F.; JIMÉNEZ, R.F.; MARTINS, S.S. & CALDAS, T.E. Ecoturismo, preservação e desenvolvimento local: algumas considerações. **Acta Geográfica**, v.1, n.2, 2007. p.105-109.

MERRIT, R.W. & CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque: Kendal/ Hunt Publication Company. 1158p. 1996.

MORAES, F. & JIMÉNES-RUEDAS, J.R. Fisiografia da região do planalto de Poços de Caldas, MG/SP. **Revista Brasileira de Geociências**, v.38, n.1, 2008. p.196-208.

NELSON, K.C.; PALMER, M.A.; PIZZUTO, J.E.; MOGLEN, G.E.; ANGERMEIER, PL.; HILDERBRAND, R.H.; DETTINGER, M. & HAYHOE, K. Forecasting the combined effects of urbanization and climate change on stream ecosystems: from impacts to management options. **Journal of Applied Ecology**, v.46, 2009. p.154–163.

PAUL, M. J. & J. L. MEYER. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematic*, v.32, 2001. p.333-65.

PINDER, L.C.V. The larvae of Chironomidae (Diptera) of the Holartic region - Introduction. **Entomology Scandinavian Supply**, v.19, 1983. p.7-10.

RODRIGUES, J.D.P. **Análise e mapeamento da degradação ambiental causada pelas atividades mineradoras no Santuário Ecológico da Pedra Branca, Sul de Minas Gerais**. Monografia (Curso de Geografia) – Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, 30p. 2013.

RÓLDAN-PÉREZ, G. **Guía para el estudio de los macro invertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Bogotá: Universidad de Antioquia, 216 p. 1988.

SEGURA, M.O.; VALENTE-NETO, F. & FONSECA-GESSNER, A.P. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, **Biota Neotropical**, v.11, n.1, 2011.

SCHLOSSER I. J. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. **Hydrobiologia**, v.303, 1995.p.71–81.

TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomidae (Insecta, Diptera, Nematocera) do Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropical**, v.11, n.1., 2011.

USEPA - United States of Environmental Protection Agency. **The History of Drinking Water Treatment**. [Fact Sheet (EPA-816-F-00-006)]. Washington: Environmental Protection Agency - Office of Water. 2000.

VANNOTE, R.L.; MISHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.37, 1980. p.130-137.

WALTERS, D.M., ROY, A.H. & LEIGH, D.S. Environmental indicators of macroinvertebrate and fish assemblage integrity in urbanizing watersheds. **Ecological Indicators**, v.9, 2009. p.1222–1233.

WEATHERS, K.C.; STRAYER, D.L & LIKENS, G.E. **Fundamentos de ciências dos ecossistemas**. Elsevier Editora Limitada, 2013.

WENGER, A.H.R; JACKSON, C.R.; BERNHARDT, E.S.; CARTER, T.L.; FILOSO, S.; GIBSON, C.A.; HESSION, W.C.; KAUSHAL, S.S.; MEYER, E.M.J.L.; PALMER, M.A.; Paul, M.J.; PURCELL, A.H.; RAMÍREZ, A.; ROSEMOND, A.D.; SCHOFIELD, K.A.; SUDDUTH, E.B. & WALSH, C. Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the Science. **Journal of the North American Benthological Society**, v.2, n.4, 2009. p.1080-1098.

## CAPÍTULO 2

### DINÂMICA DA COLONIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RIACHOS URBANOS NEOTROPICAIS.

**ABSTRACT:** The study of ecological succession and the factors that affect the colonization of macrobenthic community using artificial substrates, has been widely used in the study of ecological processes of aquatic ecosystems. The aim of this study was to evaluate the dynamics of ecological succession of benthic macroinvertebrate community in urban streams located in the highlands of Poços de Caldas, Minas Gerais. Environmental variables measured were: pH, conductivity, temperature, redox potential, total dissolved solids, dissolved oxygen, saturated oxygen, flow and depth. Three streams were selected from each study area (PN - Preserved Natural, PU - Preserved Urban; IU - Impacted Urban). In each stream were installed 12 bottles of colonization, where every 15 days were taken three bottles for community gathering and identification. The results showed that the environmental conditions of OD, flow and TDS were crucial to the dynamics of colonization. Creeks urban and natural preserved showed similar patterns in wealth colonized taxa, as well as species substitution. Urban streams have impacted colonization occurs evenly, as there was no replacement of species, since always the same taxa were the colonizers of the artificial substrate, regardless of the sampling period.

**Keywords:** Artificial substrate, urban streams, colonization.

**RESUMO:** O estudo da sucessão ecológica e dos fatores que afetam a colonização da comunidade macrobentônica utilizando substratos artificiais, vem sendo bastante utilizados no estudo de processos ecológicos de ecossistemas aquáticos. O objetivo do presente estudo foi avaliar a dinâmica da sucessão ecológica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos urbanos localizados no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais. As variáveis ambientais mensuradas foram: pH, condutividade, temperatura, potencial de oxirredução, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, oxigênio saturado, vazão e profundidade. Foram selecionados três córregos de cada área estudada (PN – Preservado Natural; PU – Preservado Urbano; IU – Impactado Urbano). Em cada córrego foram instaladas 12 garrafas de colonização, onde a cada 15 dias foram retiradas três garrafas para coleta e identificação da comunidade. Os resultados mostraram que as variáveis ambientais de OD, vazão e TDS foram determinantes para a dinâmica da colonização. Riachos preservados urbanos e naturais apresentaram padrões semelhantes na riqueza de táxons colonizados, assim como no processo de substituição de espécies. Já riachos urbanos impactados a colonização ocorre de forma homogênea, pois não houve substituição de espécies, uma vez que sempre os mesmos táxons foram os colonizadores do substrato artificial, independente do período de amostragem.

**Palavras-chave:** Substrato artificial, riachos urbanos, colonização.

## 1. INTRODUÇÃO

A utilização de substratos artificiais na amostragem da comunidade de macroinvertebrados bentônicos são comuns no monitoramento e estudos de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos marinhos e continentais desde o século XX (GIBBONS et al., 1993; GUERESCHI, 2004; WANTZEN & PINTO-SILVA, 2006). Estas ferramentas buscam se assemelhar as características do ambiente a ser amostrado (BICUDO & BICUDO, 2004). Tais artefatos são normalmente confeccionados utilizando cimento e pedras (CARVALHO & UIEDA, 2004) ou com garrafas de polietileno tereftalato – PET (VOLKMER-RIBEIRO et al., 2004; QUEIROZ et al., 2007; PEREIRA et al., 2009).

Os substratos artificiais possibilitam padronizar a amostragem de invertebrados bentônicos em ambientes lóticos semelhantes, assim como amenizar o efeito da variabilidade de substratos naturais em diferentes locais a serem estudados (GUERESCHI, 2004). Bicudo & Bicudo (2004) destacam as vantagens da utilização de substratos artificiais em estudos ecológicos. Eles permitem a redução da variabilidade entre as amostras, proporcionam uniformidade na amostragem quando os substratos naturais são diferentes, possibilitam maior controle das variáveis sobre o estudo, as amostras não são facilmente destruídas no ambiente estudado, são confeccionados com materiais simples e baratos e permitem uma triagem mais rápida e eficiente. De acordo com Silveira & Queiroz (2006), tal metodologia possibilita uma amostragem com maior riqueza e diversidade de táxons em relação aos amostradores tradicionais (dragas e redes). Entretanto, Rosenberg & Resh (1982), salienta que a utilização de substrato artificial na colonização da fauna bentônica pode subestimar a amostragem quando comparado com o substrato natural.

De acordo com Carvalho & Uieda (2004), os experimentos de colonização permitem conhecer a fauna de invertebrados presente numa área, como também possibilitam a análise as mudanças que ocorrem na composição da comunidade ao longo do tempo, pois a reposição progressiva de uma comunidade por outra, envolve não somente uma mudança na composição de táxons, mas também alterações na biomassa e nas características do ambiente. Segundo Souza et al. (2008), o uso de substratos artificiais como ferramenta no monitoramento de recursos hídricos possibilita produzir subsídios que elaboram estratégias de manejo na conservação de sistemas aquáticos continentais, resultando em previsões mais precisas do que aquelas feitas com os métodos tradicionais.

Um outro foco no estudo de substratos artificiais são os experimentos de colonização para mensurar e analisar padrões de decomposição foliar por macroinvertebrados, assim como

determinar preferências alimentares por determinadas espécies de plantas (CORTES et al., 1997; QUEIROZ et al. 2007; PEREIRA et al., 2009; PERALTA-MARAVÉ et al., 2011).

Em riachos de baixa ordem a maior parte do consumo de energia na cadeia trófica é proveniente da matéria orgânica alóctone que entra no corpo de água, uma vez que a produtividade primária nestes ecossistemas é bem reduzida (VANNOTE et al. 1980). O processo de decomposição se inicia quando as folhas que caem no leito do rio, formado um aglomerado de folhas chamado folhiço, começam a perder massa através de processos físicos e biológicos envolvendo fungos, bactérias e macroinvertebrados bentônicos (HIEBER & GESSNER, 2002).

O presente estudo teve como base as seguintes hipóteses a serem testadas: (1) A colonização da comunidade de macroinvertebrados em riachos urbanos preservados se assemelham mais com áreas naturais do que pontos impactados; (2) Para a estabilização da comunidade macrobentônica em riachos urbanos, é necessário um período de 60 dias de colonização e sucessão de táxons; (3) Em áreas preservadas ocorre um aumento na riqueza de táxons ao longo do período de colonização, enquanto que em áreas impactadas a riqueza é reduzida ao longo do tempo.

Portanto o objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica da sucessão ecológica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos urbanos localizados no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Área de estudo**

O estudo foi realizado na região do Planalto de Poços de Caldas – MG. Região localizada ao sul de Minas Gerais. A região é caracterizada pela presença de uma caldeira vulcânica principal, não completa, resultante da intrusão de rochas alcalinas durante o Cretáceo Superior (ELLERT, 1959) (Figura 1).



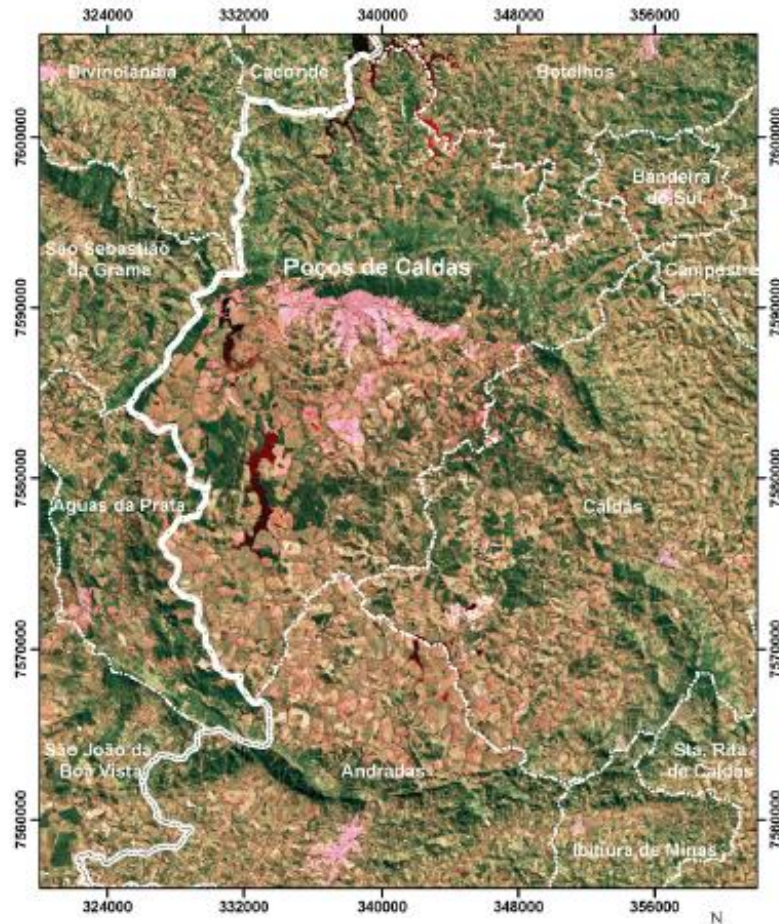


Figura 1: Limites e municípios do Planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil.

Fonte: MORAES & JIMÉNES-RUEDAS (2008).



Figura 2: Localização dos riachos mostrados nas áreas urbanas. Município de Poços de Caldas, Minas Gerais (Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU).

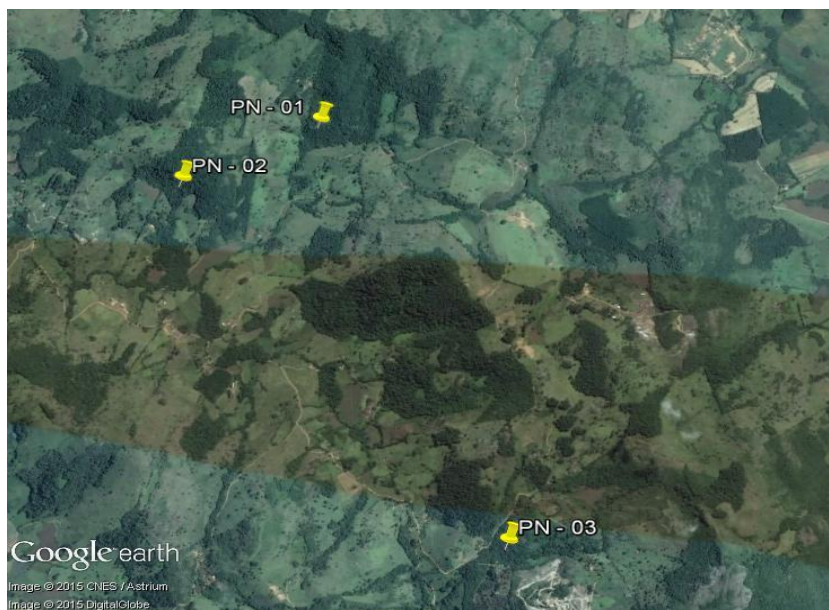


Figura 3: Localização dos riachos mostrados nas áreas naturais no Município de Caldas, Minas Gerais (Preservado Natural - PN).

Foram escolhidas três áreas para amostragem da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, localizadas em duas regiões dentro do planalto. A primeira área selecionada está situada na Área de Proteção Ambiental do Santuário Ecológico da Pedra Branca, localizado no município de Caldas – MG (Figura 3). De acordo com Rodrigues (2013) a área pertence ao bioma Mata Atlântica com clima do tipo tropical úmido e temperaturas mais brandas devido a altitude da região. Os pontos de amostragem na área foram caracterizados como ambientes naturais preservados (PN-01, PN-02 e PN-03).

A segunda região de estudo está localizada em Poços de Caldas - MG, município com cerca de 152.000 habitantes. As principais atividades da região são o setor industrial, mineração e a agropecuária, principalmente o cultivo de eucalipto (IBGE, 2010) (Figura 2). A região possui uma vasta quantidade de recursos hídricos, principalmente riachos de baixa ordem. Foram selecionadas duas áreas de estudo para amostragem de insetos aquáticos. Uma área com riachos urbanos caracterizado como preservados ou pouco alterados (PU - 01, PU - 02 e PU - 03), e outra área com riachos urbanos impactados (IU - 01, IU - 02 e IU - 03).

## 2.2. Delineamento e amostragem

Foram mesurados através de um aparelho multiparamétrico Horiba as variáveis físicas e químicas: pH, temperatura, condutividade, ORP, oxigênio dissolvido, oxigênio saturado e TDS. Para os testes de colonização foram utilizados garrafas de polietileno - modelo adaptado

de Queiroz et al. (2007), que foram distribuídas em um trecho de aproximadamente 50 metros. Foram instaladas 12 garrafas de colonização contendo 100 gramas de folhas de *Thypha domingensis*. Triplicatas das garrafas de colonização foram recolhidas a cada 15 dias em um período de dois meses, totalizando quatro amostragens, com 15, 30, 45 e 60 dias de colonização.

Terminada essa etapa, as amostras foram depositadas em bandejas iluminadas para uma triagem e os organismos encontrados fixados em álcool 70% para posterior identificação em microscópio estereoscópico. A identificação dos indivíduos coletados foi realizada até o nível taxonômico de família, utilizando guias e chaves especializadas de Róldan-Pérez (1988), Merritt & Cummins (1996), Segura et al. (2011) e Hamada et al. (2014).

Em cada uma das áreas foram selecionados três distintos riachos com características semelhantes entre si. Para a determinação dos pontos de coleta específicos para cada área, foi aplicação do protocolo adaptado de Hannaford et al. (1997) e desenvolvido por Callisto et al. (2002), com o intuito de caracterizar a integridade ambiental para os pontos de coletas. Tal protocolo caracteriza as áreas de acordo com a qualidade e diversidade de habitats.

### **3.3. Análise de dados**

Para análise dos dados abióticos todos os valores médios obtidos foram normalizados.

Foi realizado uma Análise de Componentes Principais para relacionar a distribuição das áreas estudadas com as variáveis abióticas.

Para análise dos dados bióticos todos os valores de abundância e densidade dos táxons foram logaritimizados. Para teste de suficiência amostral, foi realizado curvas de acúmulo de espécies para todas as áreas amostradas. Para comparação da abundância dos táxons entre as áreas, foi realizado uma análise de variância multivariada permutacional - PERMANOVA. Foi realizado também uma PERMANOVA para comparação par a par entre as áreas. Posteriormente foi feito uma análise de porcentagem de similaridade – SIMPER, para determinar a contribuição de cada táxon em todas as áreas estudadas. Táxons com N menor que dois foram retirados da análise.

Após a padronização dos dados, as relações entre a abundância dos táxons e as variáveis limnológicas foram avaliadas através de uma análise de correspondência canônica – CCA.

### 3. RESULTADOS

Os valores médios obtidos para as variáveis físicas e químicas da água para o experimento estão sumarizados na Tabela 1. A partir dos resultados é apontado que riachos urbanos impactados apresentam maiores valores de sólidos totais dissolvidos – TDS (variando entre 0,053 ppm a 0,065 ppm) que os demais riachos preservados (entre 0,014 ppm a 0,035 ppm para riachos naturais e 0,009 ppm e 0,001 ppm para riachos urbanos). Os valores de oxigênio dissolvido variou entre 9,83 mg/L<sup>-1</sup> e 13,43 mg/L<sup>-1</sup> entre as áreas amostradas. Os valores de condutividade foram consideravelmente mais alto na área urbana impactada (0,082 μS.m<sup>-1</sup> a 0,103 μS.m<sup>-1</sup>) se comparados com a área natural (0,010 μS.m<sup>-1</sup> a 0,027 μS.m<sup>-1</sup>) e urbana preservada (0,014 μS.m<sup>-1</sup> a 0,017 μS.m<sup>-1</sup>).

Tabela 01: Médias (desvio padrão) dos resultados das análises físicas e químicas das três áreas amostradas durante os quatro períodos de colonização. Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU.

Ponto	Dias	Temp. (°C)	pH	ORP	Cond. ( $\mu\text{S.m}^{-1}$ )	OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	OD (%)	TDS	Vazão ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	Prof. (m)
PN	15	15,49	6,49	216,93	0,022	11,26	109,38	0,014	0,185	0,41
		(0,56)	(0,38)	(37,36)	(0,008)	(0,68)	(28,76)	(0,006)	(0,133)	(0,15)
	30	14,54	6,44	209,80	0,010	11,91	120,46	0,010	0,137	0,41
		(1,45)	(0,80)	(43,93)	(0,005)	(0,72)	(5,76)	(0,003)	(0,081)	(0,15)
	45	14,40	6,18	189,07	0,027	11,84	118,65	0,017	0,153	0,41
		(1,45)	(0,66)	(20,35)	(0,005)	(1,04)	(32,37)	(0,005)	(0,069)	(0,15)
60	12,80	6,49	183,53	0,033	13,43	141,65	0,035	0,171	0,41	
	(0,59)	(0,51)	(19,29)	(0,002)	(0,62)	(8,29)	(0,052)	(0,096)	(0,15)	
PU	15	14,75	6,74	143,80	0,014	11,70	121,39	0,009	0,066	0,29
		(2,63)	(0,36)	(22,5)	(0,005)	(0,46)	(7,43)	(0,004)	(0,096)	(0,23)
	30	14,72	6,40	200,80	0,016	11,59	117,92	0,010	0,077	0,427
		(2,65)	(0,35)	(48,22)	(0,008)	(1,31)	(9,14)	(0,005)	(0,097)	(0,23)
	45	19,38	6,82	229,80	0,015	10,73	114,23	0,010	0,164	0,40
		(1,23)	(0,60)	(46,47)	(0,006)	(1,31)	(31,84)	(0,003)	(0,234)	(0,38)
60	17,46	6,73	276,80	0,017	10,07	113,58	0,011	0,173	0,38	
	(0,67)	(0,45)	(24,16)	(0,007)	(0,69)	(21,14)	(0,005)	(0,250)	(0,35)	
IU	15	15,88	6,59	148,67	0,100	10,27	119,66	0,053	0,226	0,30
		(0,73)	(0,36)	(48,28)	(0,070)	(0,47)	(9,74)	(0,020)	(0,221)	(0,15)
	30	15,14	6,44	116,33	0,083	10,31	127,48	0,053	0,213	0,26
		(0,81)	(0,19)	(21,91)	(0,020)	(0,54)	(17,74)	(0,020)	(0,207)	(0,18)
	45	14,85	6,80	140,80	0,100	10,53	116,53	0,065	0,274	0,28
		(0,50)	(0,21)	(47,90)	(0,040)	(0,61)	(11,66)	(0,030)	(0,264)	(0,13)
60	19,22	7,00	143,07	0,102	9,83	111,63	0,065	0,273	0,33	
	(0,76)	(0,85)	(32,32)	(0,040)	(0,93)	(16,64)	(0,030)	(0,268)	(0,20)	

A Figura 4, exibe o resultado da Análise de Componentes Principais para as variáveis mensuradas em relação a distribuição dos pontos estudados. Cerca de 64% da variabilidade dos dados foram explicados nos dois primeiros eixos da análise. O eixo 1 explicou 41,8% dos dados, apresentando correlação negativa com as variáveis pH e condutividade. Positivamente o eixo 1 foi correlacionado com a variável ORP. Já o eixo 2 explicou 22,1% da variabilidade dos dados, apresentando uma forte correlação positiva com oxigênio dissolvido. O resultado a apresentado na PCA mostra a formação de dois grupos distintos. No primeiro grupo houve segregação espacial dos pontos preservados urbanos e naturais, com relação positiva com as variável de

OD, e outro grupo com relação negativa com ORP. O segundo grupo foi formado por pontos localizados em riachos urbanos impactados, apresentando uma relação com maiores valores de vazão e condutividade.

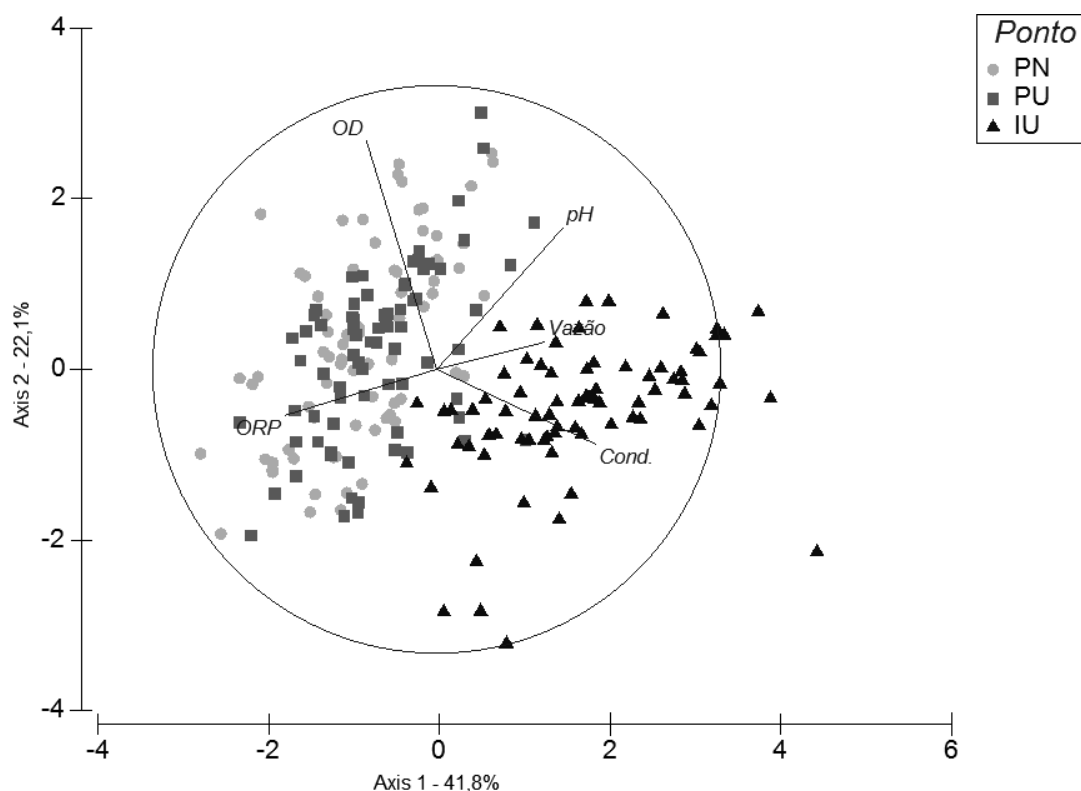


Figura 4: Análise de Componentes Principais das variáveis físicas e químicas da água das três áreas amostradas. Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU.

Um total de 3628 macroinvertebrados bentônicos foram identificados nas três áreas amostrais, distribuídos em 47 táxons. O grupo dos hexápodes aquáticos foi o mais representativo com 39 táxons. Os anelídeos, crustáceos e gastrópodes foram representados por dois táxons cada grupo. Dentre os insetos, a ordem Trichoptera correspondeu com oito táxons, seguido pela ordem Diptera com sete táxons. As ordens Coleoptera e Odonata foram representados por seis táxons cada ordem. Já as ordens Ephemeroptera e Hemiptera apresentaram quatro táxons representados para ambos.

A densidade representada para cada táxon identificado em todos os períodos de colonização nas áreas de amostragem está sumarizada na Tabela 2. O táxon mais representativo em todas as áreas e em todos os períodos foi a família Chironomidae com densidades variando entre 381 ind./m<sup>2</sup> na área urbana preservada a 3449 ind./m<sup>2</sup> na área urbana impactada. Juntamente com os quironomídeos, os insetos da família Coenagrionidae (Odonata) (6 ind./m<sup>2</sup>

a 92,59 ind./m<sup>2</sup>) e as classes Hirudinea (6 ind./m<sup>2</sup> a 127 ind./m<sup>2</sup>) e Oligochaeta (6 ind./m<sup>2</sup> a 393 ind./m<sup>2</sup>), ambos anelídeos, foram os únicos táxons encontrados nas em todas as áreas do estudo.

O maior número de táxons foi encontrado na área urbana preservada, com um total de 39 táxons. Áreas preservadas naturais apresentaram 37 táxons. Já a área impactada correspondeu com apenas quatro táxons. Apesar de maior quantidade de táxon em PU, a área PN apresentou maior exclusividade de táxons. Um total de dez táxons ocorreram somente na área PN (Blaberidae, Dryopidae, Caenidae, Salnidae, Corydalidae, Calopterygidae, Megapodagrionidae, Oligoneuridae e Hydroptilidae). Já na área PU os táxons exclusivos foram: Physidae, Gripopterygidae, Culicidae, Empididae, Noteridae e Psephenidae.

Os resultados obtidos na PERMANOVA indicam que houve diferenças significativas entre as abundâncias no processo de colonização nas áreas estudadas (*Pseudo-F*: 4,464; *p*: 0,001). A análise de variância permutacional par a par indicou que as maiores diferenças nas abundâncias estão entre as áreas PN-IU (*p*: 0,001), PU-IU (*p*: 0,001). Já entre as áreas preservadas PN-PU, a diferença foi menos acentuada (*p*: 0,015).

A análise de porcentagem de similaridade – SIMPER, indicou que na área PN a família Chironomidae contribuiu com 61% da abundância total para os pontos de área preservada natural, seguido pela família Leptophlebiidae (Ephemeroptera), com contribuição de cerca de 17% do total de indivíduos identificados na área PN. Os quironomídeos também foram o táxon de maior contribuição na área PU com 50%, seguido pela família Calamoceratidae (Trichoptera) com aproximadamente 12% do total de indivíduos em PU. Com apenas quatro táxons identificados em IU, a família Chironomidae também foi o táxon que mais contribuiu na abundância de macroinvertebrados bentônicos na área urbanizada impactada com 64%. Os anelídeos das classes Oligochaeta e Hirudinea contribuíram com 16% e 15% respectivamente na área IU.

Tabela 2: Densidade (ind./m<sup>2</sup>) de macroinvertebrados bentônicos (desvio padrão) das amostras coletadas em riachos de baixa ordem no Planalto de Poços de Caldas em relação ao tempo de colonização (15 dias, 30 dias, 45 dias e 60 dias). Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU.

Táxon	PN				PU				IU			
	15	30	45	60	15	30	45	60	15	30	45	60
<b>Blattodea</b>												
Blaberidae	-	-	11,57 (20,05)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Coleoptera</b>												
Dryopidae	-	-	17,36 (17,30)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dytiscidae	-	-	11,57 (10,02)	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	5,79 (10,02)	-	40,51 (20,05)	-	-	40,51 (40,09)	52,08 (75,68)	28,94 (50,32)	-	-	-	-
Hydrophilidae	5,79 (10,02)	5,79 (10,02)	17,36 (17,36)	5,79 (10,02)	-	23,15 (40,09)	28,94 (50,12)	-	-	-	-	-
Noteridae	-	-	-	-	-	17,36 (30,07)	11,57 (20,05)	-	-	-	-	-
Psephenidae	-	-	-	-	-	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-	-
<b>Diptera</b>												
Ceratopogonidae	-	-	46,30 (53,04)	-	-	-	11,57 (10,02)	11,57 (10,02)	-	-	-	-



Chironomidae	896,99 (361,40)	1116,90 (293,77)	1174,77 (672,79)	688,66 (115,60)	434,03 (589,51)	381,94 (269,52)	243,06 (211,21)	162,04 (26,52)	2314,81 (1484,38)	3449,07 (1369,26)	2332,18 (2186,77)	1574,07 (573,27)
Culicidae	-	-	-	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-	-	-	-
Empididae	-	-	-	-	-	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-	-
Ptychopteridae	-	-	-	-	-	-	5,79 (10,02)	5,79 (10,02)	-	-	-	-
Tabanidae	23,15 (26,52)	-	40,51 (55,81)	5,79 (10,05)	-	5,79 (10,02)	5,79 (10,02)	23,15(4 0,09)	-	-	-	-
Tipulidae	-	5,79 (10,02)	34,72 (17,36)	-	11,57 (20,05)	11,57 (10,02)	11,57 (10,02)	5,79 (10,02)	-	-	-	-
<b>Ephemeroptera</b>												
Baetidae	-	5,79 (10,02)	17,36 (30,07)	23,15 (26,52)	34,72 (45,93)	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-	-
Caenidae	-	5,79 (10,02)	5,79 (10,02)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leptohyphidae	-	17,36 (30,07)	-	11,57 (20,05)	-	-	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-
Leptophlebiidae	17,36 (30,07)	462,96 (520,06)	144,68 (85,64)	196,76 (130,30)	86,81 (135,59)	28,94 (50,12)	40,51 (55,81)	34,72 (45,93)	-	-	-	-
<b>Hemiptera</b>												
Mesoveliidae	-	-	40,51 (70,16)	-	-	-	11,57 (20,05)	17,36 (0,00)	-	-	-	-

Notonectidae	-	-	-	-	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-	-	-
Saldidae	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Veliidae	-	-	11,57 (10,02)	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-	-	-	-
<b>Megaloptera</b>												
Corydalidae	-	-	17,36 (0,00)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Odonata</b>												
Aeshnidae	11,57 (20,05)	23,15 (20,05)	28,94 (26,52)	5,79 (10,02)	11,57 (20,05)	11,57 (20,05)	5,79 (10,02)	11,57 (10,02)	-	-	-	-
Calopterygidae	5,79 (10,02)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coenagrionidae	-	-	5,79 (10,02)	28,94 (36,14)	17,36 (17,36)	-	11,57 (10,02)	5,79 (10,02)	5,79 (10,02)	28,94 (50,12)	17,36 (30,07)	92,59 (160,38)
Libellulidae	-	-	11,57 (20,05)	0,00 (0,00)	-	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-	-
Megapodagrionidae	-	-	-	11,57 (20,05)	-	-	-	-	-	-	-	-
Oligoneuriidae	-	-	-	17,36 (30,07)	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Plecoptera</b>												

Gripopterygidae	-	-	-	-	-	5,79 (10,02)	17,36 (30,07)	-	-	-	-	-
Perlidae	-	5,79 (10,02)	40,51 (40,09)	5,79 (10,02)	52,08 (90,21)	5,79 (10,02)	40,51 (70,16)	28,94 (26,52)	-	-	-	-
<b>Trichoptera</b>												
Calamoceratidae	-	-	34,72 (17,36)	104,17 (151,35)	40,51 (36,14)	23,15 (20,05)	23,15 (20,05)	34,72 (30,07)	-	-	-	-
Hydroptilidae	-	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydropsychidae	-	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-
Leptoceridae	-	11,57 (10,02)	34,72 (34,70)	40,51 (43,69)	69,44 (120,28)	23,15 (20,05)	17,36 (30,07)	5,79 (10,02)	-	-	-	-
Odontoceridae	-	5,79 (10,02)	-	11,57 (20,05)	-	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-	-
Philopotamidae	-	-	-	-	-	5,79 (10,02)	-	17,36 (30,07)	-	-	-	-
Polycentropodidae	-	-	11,57 (10,02)	17,36 (17,36)	5,79 (10,02)	23,15 (40,09)	-	17,36 (17,36)	-	-	-	-
Sericostomatidae	-	-	17,36 (17,36)	-	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-	-	-
<b>Collembola</b>												
Isotomidae	-	17,36 (30,07)	69,44 (92,87)	5,79 (10,02)	5,79 (10,02)	11,57 (20,05)	11,57 (20,05)	-	-	-	-	-

<b>Annelida</b>												
Hirudinea	5,79 (10,02)	23,15 (0,09)	17,36 (30,07)	17,36 (30,07)	11,57 (20,05)	5,79 (10,02)	5,79 (10,02)	-	46,30 (40,09)	387,73 (469,18)	46,30 (36,14)	127,31 (53,04)
Oligochaeta	-	-	173,61 (255,75)	-	-	-	-	5,79 (10,02)	393,52 (681,59)	613,43 (627,01)	364,58 (318,23)	271,99 (226,56)
<b>Crustacea</b>												
Hyallolella	-	11,57 (20,05)	34,72 (60,14)	75,23 (130,30)	5,79 (30,02)	23,15 (40,09)	-	23,15 (20,05)	-	-	-	-
Isopoda	-	28,94 (50,12)	75,23 (115,60)	-	-	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-	-
<b>Acari</b>												
Hydrachnidae	-	-	5,79 (10,02)	5,79 (10,02)	-	5,79 (10,02)	11,57 (10,02)	-	-	-	-	-
<b>Gastropoda</b>												
Physidae	-	-	-	-	-	-	-	5,79 (10,02)	-	-	-	-
Planorbidae	-	-	-	-	-	5,79 (10,02)	17,36 (30,07)	-	474,54 (821,92)	353,01 (611,43)	11,57 (10,02)	81,02 (111,62)
<b>TOTAL</b>	<b>972,22</b>	<b>1770,86</b>	<b>22204,86</b>	<b>1278,94</b>	<b>821,76</b>	<b>671,30</b>	<b>625,00</b>	<b>457,18</b>	<b>3234,95</b>	<b>4832,18</b>	<b>2771,99</b>	<b>2146,99</b>

A Figura 5 mostra a uma curva de acumulação de espécies obtidas a partir da abundância de táxons identificados nas áreas do presente estudo, afim de avaliar o grau de estabilidade da amostragem e assim permitir a determinação da suficiência amostral. Observa-se que em ambas as áreas as curvas tenderam a estabilização. No entanto, a estabilidade da curva representada pela área IU foi menos acentuada que as demais áreas devido a baixa riqueza de táxons. O ponto de estabilidade das amostras é o ponto em que adição de novas espécies por amostragem é igual à média dessa adição.

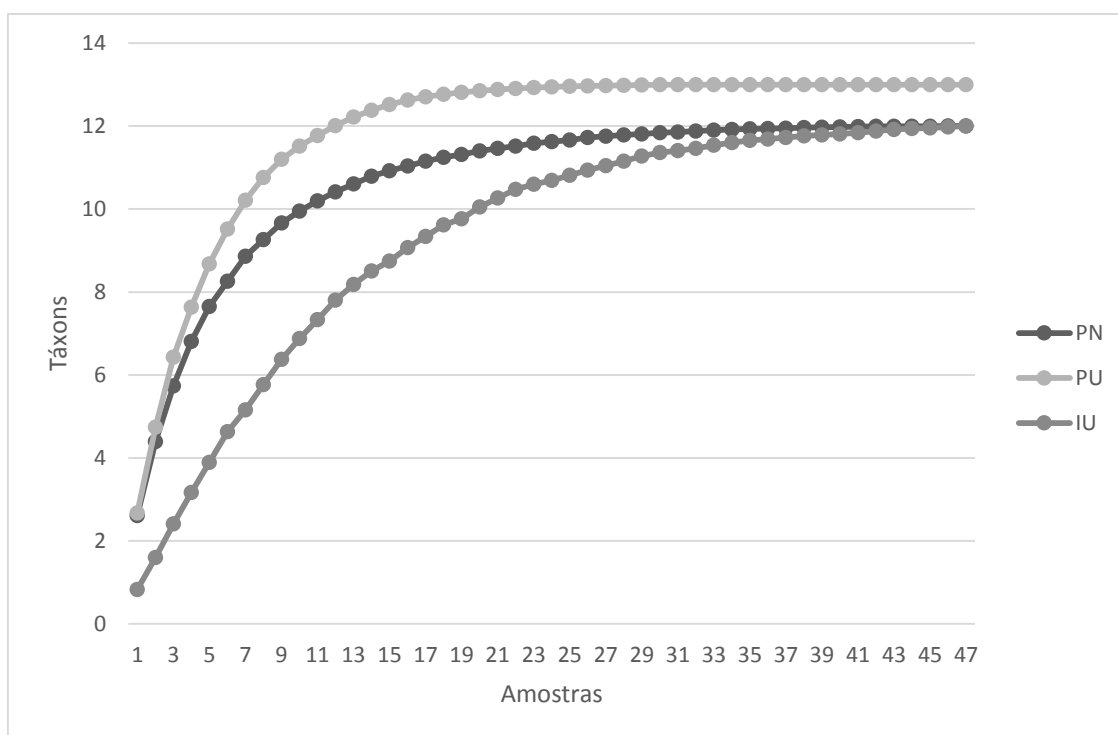


Figura 5: Curva de acumulação dos táxons de macroinvertebrados bentônicos das amostras coletadas em riachos de baixa ordem no Planalto de Poços de Caldas. Intervalo de confiança de 95%. Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU.

A Análise de Correspondência Canônica representada na Figura 6, exibe a relação dos táxons de macroinvertebrados bentônicos com variáveis ambientais significativas entre as áreas estudadas, juntamente com os períodos de colonização. Os dois primeiros eixos explicaram 46,7% da variabilidade dos dados. O eixo 1 correspondeu com 20,10%, correlacionando positivamente com as variáveis de condutividade e TDS, e negativamente com oxigênio dissolvido. No eixo 1 cerca de 77,1% da variabilidade dos dados foram explicados pelas variáveis ambientais. O eixo 2 contribuiu com 23,60% da variabilidade dos dados, sendo que 90,40% destes dados foram explicados pelas variáveis ambientais. Positivamente o eixo 2 foi correlacionado com OD e negativamente com a

variável TDS. O eixo 1 segregou espacialmente táxons relacionados com valores mais altos de condutividade e TDS. Tais táxons foram encontrados em maiores densidade em pontos de colonização da área IU. Já o eixo dois agrupou os táxons encontrados em ambas as áreas preservadas, apresentando um gradiente de distribuição dos táxons em relação a disponibilidade de oxigênio dissolvido, formando assim dois grupos distintos, um com táxons relacionados a locais mais oxigenados, e outro a locais menos oxigenados.

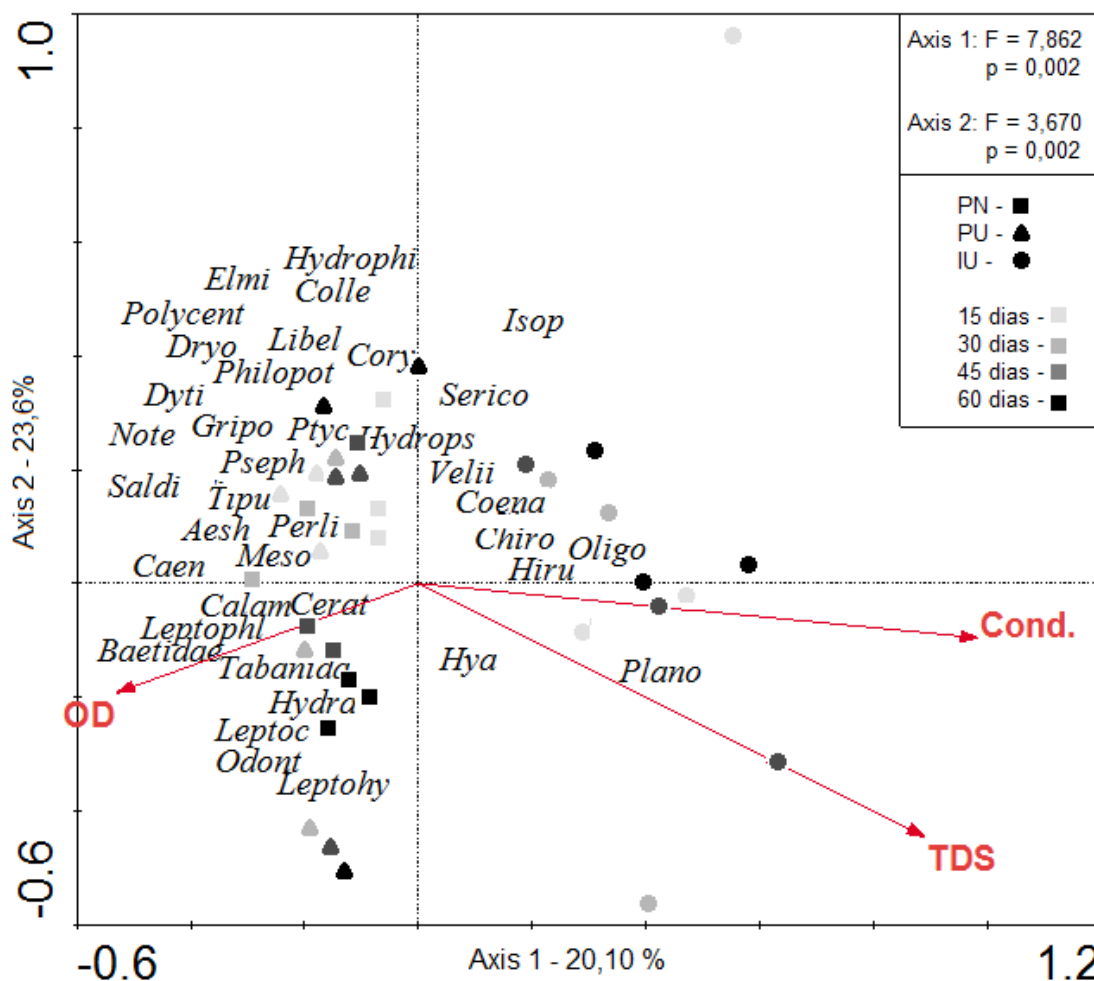


Figura 6: Diagrama da Análise de Correspondência Canônica (CCA) baseada nos dados de abundância de famílias de macroinvertebrados bentônicos em relação ao período de colonização em riachos de áreas naturais preservadas, urbanas preservadas e urbanas impactadas, no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil. Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU.

A Figura 7 apresenta paralelamente os valores de riqueza e densidade da macrofauna bentônica em cada período de colonização para todas as áreas experimentais. Observa-se que PU apresentou a maiores riquezas em quase todos os períodos de colonização. Somente com 45 dias de colonização que a área PN foi maior em riqueza.

Em IU a riqueza foi a mesma (cinco táxons) independentemente do período de colonização. Entretanto, com exceção do período de 45 dias de colonização, quando houve um pico de riqueza e densidade na área PN, a densidade de indivíduos se apresentou maior na área IU. Apesar da alta riqueza na área PU, a densidade de macroinvertebrados em áreas urbanas preservadas foi menor que as demais.

Em áreas naturais preservadas os primeiros 15 dias é composto por poucos táxons (oito no total), sendo as maiores densidades correspondidas por táxons mas generalistas e menos complexos como os dípteros das famílias Chironomidae (897 ind./m<sup>2</sup>) e Tabanidae (23 ind./m<sup>2</sup>). Aos 30 dias de colonização a composição de macroinvertebrados colonizadores começa a diversificar e a aumentar tanto em riqueza quanto em densidade. Neste período começa a colonização de táxons mais sensíveis e complexos como os tricópteros das famílias Odontoceridae (6 ind./m<sup>2</sup>) e Leptoceridae (12 ind./m<sup>2</sup>), assim como os efemerópteros Leptohyphidae (17 ind./m<sup>2</sup>), Baetidae (6 ind./m<sup>2</sup>) e Caenidae (6 ind./m<sup>2</sup>). Com 45 dias de colonização foi registrado o ápice de diversidade e densidade da fauna bentônica em áreas preservadas, sendo adicionados táxons das ordens Coleoptera (Dryopidae e Dytiscidae), Trichoptera (Hydroptilidae, Hydropsychidae e Sericostomatidae), Hemiptera (Mesoveliidae e Veliidae). No último período de colonização, tanto a riqueza quanto a densidade tende a diminuir drasticamente.

Os primeiros 15 dias de colonização em áreas urbanas preservadas são representado por 17 táxons, sendo encontrados tanto táxons simples como dípteros das famílias Chironomidae (434 ind./m<sup>2</sup>) e Culicidae (6 ind./m<sup>2</sup>), quanto táxons mais complexos como as famílias Dytiscidae (6 ind./m<sup>2</sup>), Baetidae (35 ind./m<sup>2</sup>) e Polycentropodidae (6 ind./m<sup>2</sup>). Aos 30 dias de colonização na área PU, não houve um aumento considerável no número de táxons colonizadores (20 táxons), pois ao invés de aumentar o número de táxons, houve substituição dos táxons pelas famílias Elmidae (52 ind./m<sup>2</sup>), Hydroptilidae (29 ind./m<sup>2</sup>), Tabanidae (5 ind./m<sup>2</sup>), Gripopterygidae (6 ind./m<sup>2</sup>), Hydrachnidae (5 ind./m<sup>2</sup>) e Plarnobidae (5 ind./m<sup>2</sup>). Assim como na área PN a área PU também obteve o ápice da colonização em 45 dias, sendo adicionados táxons de dípteros das famílias Ptychopteridae (5 ind./m<sup>2</sup>), Ceratopogonidae (12 ind./m<sup>2</sup>) e Empididae (5 ind./m<sup>2</sup>). Seguindo o mesmo padrão de ambientes naturais, na área PU, aos 60 dias de colonização há tendência da riqueza e densidade diminuir, porém não tão drasticamente quanto em áreas preservadas naturais.

Na área IU a colonização não ocorre de forma graduada (adição de táxons), nem por substituição de táxons, uma vez que em todos os períodos de colonização há sempre

os mesmos representantes (Chironomidae, Coenagrionidae, Oligochaeta, Hirudinea e Plarnobidae). A densidade de indivíduos também praticamente se mantem a mesma entre os períodos, sendo um pouco maior nos primeiros dias de colonização.

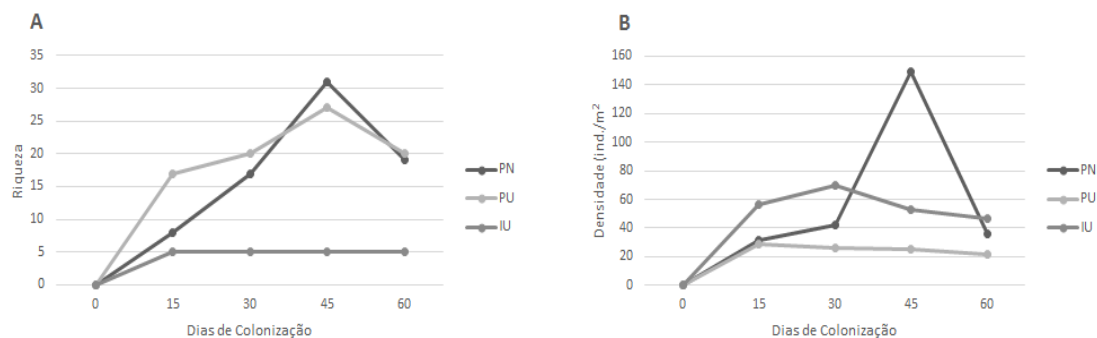


Figura 7: Valores de riqueza (A) e densidade (B) de macroinvertebrados bentônicos em relação ao tempo de colonização em riachos urbanos e naturais localizados no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais, Brasil. Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU.

#### 4. DISCUSSÃO

A composição da fauna de macroinvertebrados em ecossistemas aquáticos lóticos de baixa ordem é bastante diversificada, sendo os maiores representantes desta fauna os insetos (larvas, ninfas e adultos). Também são encontrados diversos táxons de anelídeos, crustáceos, moluscos e nematódeos. A colonização de macroinvertebrados em ecossistemas lóticos acontece na maioria dos táxons por “drift” (deriva do fluxo contínuo dos riachos) e/ou oviposição. O drift é forma muito eficiente de transporte que possibilita táxons com menor capacidade de locomoção colonizar novos habitats disponíveis (e.g. larvas de dípteros). Até mesmo táxons mais ativos se beneficiam de tal estratégia de migração para a colonização. Estudos realizados por Grzybkowska et al. (2004); Callisto & Goulart (2005); Barbero et al. (2013) mostram a importância deste fator no processo de distribuição espacial da comunidade de invertebrados aquáticos. No entanto a colonização também pode ocorrer através de busca ativa por alimentos, comum em táxons de indivíduos predadores (e.g. Odonata e Megaloptera).

As interações entre fatores bióticos e abióticos, assim como a intensidade destas interações também influenciam a colonização, principalmente a nível de paisagem, pois atividades antrópicas podem desestruturar e modificar habitats e os padrões abióticos



fundamentais para a colonização destes habitats nos sistemas aquáticos. Winkelmann et al. (2003) e Graça et al. (2004), relatam a importância dos fatores abióticos na estruturação da comunidade, uma vez que tais fatores podem favorecer, limitar ou inibir a colonização. No presente estudo as variáveis de OD, condutividade e TDS foram determinantes no processo de colonização, estabelecendo um padrão no gradiente de colonização entre as áreas estudadas. O oxigênio dissolvido é um fator de extrema importância para o metabolismo da fauna bentônica, e sua concentração depende da respiração da comunidade, fluxo de água e concentração de matéria orgânica (Ward et al. 1988). Portanto, táxons mais sensíveis a baixa concentração de OD não colonizam regiões com de anoxia, como por exemplo táxons das ordens Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera e Megaloptera. Logo, tais táxons não foram encontrados em pontos localizados na área de riachos urbanos impactados, onde houve a dominância da família Chironomidae em todos os períodos de colonização.

De acordo com Katano et al. (1998) a predominância de quironomídeos em todos os períodos de colonização ocorre devido a alta taxa de produção de ovos resistentes as variações ambientais, o que permite colonizar novos ambientes de forma mais rápida e eficiente. O “drift” de matéria orgânica em riachos urbanos impactados também é um fator que favorece a colonização de espécies de quironomídeos, uma vez que grande parte destes organismos foram encontrados no interior da matéria orgânica particulada, utilizada como meio de transporte, fonte de alimento e abrigo das larvas.

Além da família Chironomidae, os primeiros períodos de colonização em riachos urbanos preservados é composto também tanto por táxons que possuem características de colonizadores iniciais como as famílias Culicidae, Tipulidae (Diptera), Elmidae, Dytiscidae (Coleoptera) e classe Hirudinea, quanto por táxons de colonização tardia como as famílias Calamoceratidae, Leptoceridae, Polycentropodidae (Trichoptera), Baetidae, Leptophlebiidae, (Ephemeroptera). O padrão de colonização inicial em riachos urbanizados ocorre de forma distinta a de riachos naturais, uma vez que riachos onde não há influência de urbanização as etapas iniciais do processo de colonização ocorre com uma taxa de riqueza menor, e com distribuição de táxons menos complexos (e.g. coletores). A dominância de poucos táxons de nos estágios iniciais é uma característica comum no processo de colonização.

Aos 30 dias de o processo de sucessão ecológica, ou substituição de táxons começa a ser evidente em riachos preservados de ambas as áreas. A densidade e riqueza de fragmentadores da ordem Trichoptera se apresenta mais expressiva. Neste período

também começam a colonizar táxons de organismos predadores, como Aeshnidae, Perlidae, Notonectidae, Hydrachnidae, que migram para o novo habitat devido a presença de organismos que servem de alimento para os mesmos (e.g. quironomídeos e efemerópteros). Segundo Brower (1984) e Thomazzi et al. (2008), o processo de sucessão ocorre a partir do momento em que o ambiente vai se modificando e a carga de matéria orgânica vai se acumulando no sedimento, os táxons mais exigentes vão substituindo ou excluindo os táxons iniciais desse processo. Estes organismos que colonizaram primeiro ficam em desvantagem competitiva por recursos, uma vez que táxons de colonização tardia apresentam vantagens morfológicas que possibilitam melhor capacidade movimentação e dispersão.

O ápice do processo de colonização de riachos urbanos preservados, assim como em riachos naturais acontece aos 45 dias de colonização, corroborando com resultados apresentados por Carvalho & Uieda (2004). Em experimento realizado pelos autores com substratos artificiais, os maiores valores de densidade e riqueza ocorreram ao período de 42 dias de colonização. Entretanto, em riachos urbanos preservados a riqueza e densidade foram menores se comparadas com riachos naturais. Já a composição da fauna de riachos na área PU foi representada na maioria por táxons da ordem Diptera (Chironomidae, Ceratopogonidae, Empididae, Ptychopteridae, Tabanidae e Tipulidae). Em riachos localizados na área PN a composição da fauna bentônica foi representada por uma grande diversidade de táxons das ordens Coleoptera, Ephemeroptera e Trichoptera. Este padrão de distribuição e substituição dos táxons ocorre devido a diversidade e qualidade de habitats local de cada área, uma vez que riachos naturais preservados possibilita uma qualidade ambiental mais satisfatória para a biodiversidade local, possibilitando a ocorrência de táxons mais sensíveis e raros, como táxons das famílias Blaberidae (Blattodea), Corydalidae (Megaloptera), Dryopidae (Coleoptera) e Hydroptilidae (Trichoptera).

No último período de colonização (60 dias), assim como em áreas naturais, riachos urbanos preservados apresentam uma queda na taxa de riqueza e densidade de táxons, voltando a apresentar característica estrutural de períodos iniciais da colonização, composta por táxons da ordem Diptera e Trichoptera e da Classe Oligochaeta.

A colonização e sucessão ecológica em riachos urbanos preservados ocorre de forma gradual e diversificada até o período de 45 dias, com tendência a estabilização e/ou reinício do ciclo até o período de 60 dias. Riachos de ambientes naturais preservados apresentam padrões estruturais de colonização de macroinvertebrados bentônicos

semelhantes a de riachos preservados em área urbana, com pequenas variações na composição dos táxons em cada período. Em riachos urbanos impactados não ocorre a substituição de táxons em relação aos períodos de colonização, pois a colonização ocorre sempre pelos mesmos táxons independentemente do período. Portanto fatores ambientais como concentração de matéria orgânica e disponibilidade de oxigênio disponível são determinantes no processo colonização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos a nível de paisagem.

O estudo de processos ecológicos envolvem interações entre os componentes bióticos e abióticos do ecossistemas aquáticos pode ser melhores previsores de qualidade ambiental do que determinar índices de diversidade, pois tais estudos não se limita a quantificar a biodiversidade em determina área, e sim avaliar as condições necessárias mínimas para que as espécies se mantenham e interajam, como ocorre em um ambiente natural

## REFERENCIAS

BARBERO, M.D.; OBERTO, A.M. & GUALDONI, C.M. Spatial and temporal patterns of macroinvertebrates in drift and on substrate of a mountain stream (Cordoba, Central Argentina). **Acta Limnologica Brasilienses**, v.24, n.4, 2013. p.375-386.

BICUDO, C.E.M. & BICUDO, D.C. **Amostragem de Invertebrados Bentônicos**. Amostragem em Limnologia, São Carlos-SP: RiMa. 2004. 371p.

BROWER, J.H. The natural occurrence of the egg parasite, *Trichogramma*, on almond moth eggs in peanut storages in Georgia. **Journal of the Georgia Entomology Society**, v.19, 1984. p.285-290.

CALLISTO, M., FERREIRA, W., MORENO, P., GOULART, MDC. & PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.4, n.1, 2002. p.91-98.

CALLISTO, M. & GOULART, M. **I**nvertebrate drift along a longitudinal gradient in a Neotropical stream in Serra do Cipó National Park, Brazil. **Hydrobiologia**, v.539, 2005. p.47-56.

CARVALHO, E.M. & UIEDA, V.S. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.21, n.2, 2004. p.287-293.

CORTES, R.M.V.M. & REBELO, S.B. The macroinvertebrate colonization of leaf bags: is there a pattern? **Limnetica**, v.13, n.2, 1997. p.71-77.

ELLERT R. 1959. Contribuição à geologia do maciço alcalino de Poços de Caldas. **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da USP**, v.237, v.18, p.5-63.

GIBBONS, W.N.; MUNN, M.D. & PAINE, M.D. **Guidelines for monitoring benthos in freshwater environments**. EVS Consultants, North Vancouver, B.C., 1993. 81p.

GRZYBKOWSKA, M.; MALGORZATA, D.; FIGEL, K.; SZCZERKOWSKA, E. & TSZYDEL, M. Dynamics of macroinvertebrate drift in a lowland river. **Zoologica Poloniae**, v.49, 2004. p.111-127.

GUERESCHI, R.N. **Macroinvertebrados Bentônicos em córregos da estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP: subsídios para Monitoramento Ambiental**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos – SP, 2004. 82p.

HANNAFORD, M.J.; BARBOUR, M.T. & RESH, V.H. 1997. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. **Journal North American Benthological Society**. v.16, p.853-860.

HIEBER, M. & GESSNER, M.O. Contribution of stream detritivores, fungi and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology*, v.83, 2002. p.1026–1038.

KATANO, O.J.T.; MAEKAWA K. & IGUCHI, K. Colonization of an artificial stream by fishes and aquatic macroinvertebrates. **Ecology. Research.**, v.13, 1998. p.83-96.

GRAÇA, M.A.S.; PINTO, P.; CORTES, R.; COIMBRA, N.; OLIVEIRA, S.; MORAIS, M.; CARVALHO, M.J. & MALO, J. Factors Affecting Macroinvertebrate Richness and Diversity in Portuguese Streams: a Two-Scale Analysis. **Hydrobiology**, v.82, n.2, 2004. p.151-164.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L. & QUERINO, R.B. **Insetos aquáticos na Amazônia Brasileira: Taxonomia, Biologia e Ecologia**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 728p. 2014.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo municipal 2010**. Brasília. 2010.

MERRIT, R.W. & CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque: Kendal/ Hunt Publication Company. 1158p. 1996.

MORAES, F. & JIMÉNES-RUEDAS, J.R. 2008. Fisiografia da região do planalto de Poços de Caldas, MG/SP. **Revista Brasileira de Geociências**, v.38, n.1, p.196-208.

PERALTA-MARAVÉ, I.; LÓPEZ-RODRÍGUEZ, M.J.; FENOGLIO, S.; BO, T.; LUZÓN-ORTEGA, J.M. & FIGUEROA, J.M. Macroinvertebrate colonization of two different tree species leaf packs (native vs. introduced) in a Mediterranean stream. *Journal of Freshwater Ecology*, v26, n.4, 2011. p.495–505.

PEREIRA, D.; MANSUR, M.C.D.; VOLKMER-RIBEIRO, C.; OLIVEIRA, M.D.; SANTOS, C.P. & BERGONCI, P.E.A. Colonização de substrato artificial por macroinvertebrados límnicos, no delta do rio Jacuí (RS, Brasil). **Revista Biotemas**, v.23, n.1, 2009. p.101-110.

QUEIROZ, J.F.; SILVEIRA, M.P.; SITTON, M.; MARIGO, A.L.S.; ZAMBOM, G.V.; SILVA, J.R.; CARVALHO, M.P.; RIBACINKO, R.B. **Coletor de macroinvertebrados bentônicos com substrato artificial para monitoramento da qualidade de água em viveiros de produção de tilápia**. Circular Técnica – EMBRAPA Meio Ambiente, v.16, 2007.

RODRIGUES, J.D.P. **Análise e mapeamento da degradação ambiental causada pelas atividades mineradoras no Santuário Ecológico da Pedra Branca, Sul de Minas Gerais.** Monografia (Curso de Geografia) – Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, 30p. 2013.

RÓLDAN-PÉREZ, G. **Guía para el estudio de los macro invertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia.** Bogotá: Universidad de Antioquia, 216 p. 1988.

ROSEMBERG, D.N. & RESCH, V.H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** Chapman & Hall, New York, USA, 1993. 488p.

SILVEIRA, M.P. & QUEIROZ, J.F. **Uso de Coletores com Substrato Artificial para Monitoramento Biológico de Qualidade de Água.** Comunicado Técnico - EMBRAPA Meio Ambiente. v.39, 2006.

SEGURA, M.O.; VALENTE-NETO, F. & FONSECA-GESSNER, A.P. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, **Biota Neotropical**, v.11, n.1, 2011.

SOUZA, A.H.F.F.; ABÍLIO, J.P. & RIBEIRO, L.L. Colonização e Sucessão Ecológica do Zoobentos em Substratos Artificiais no Açude Jatobá I, Patos – PB, Brasil. **Revista de Biologia e Ciência da Terra**, v.8, n.2, 2008. p.125-144.

THOMAZI, R.D.; KIIFER, W.P.; FERREIRA-JR, P.D. & SÁ, F. A seasonal ecologic succession of benthic macroinvertebrates in different artificial attractors types in the Bubu river, Cariacica, ES. **Natureza On Line**, v.6, n.1. 2008. p.1-8.

VOLKMER-RIBEIRO, C.; GUADAGNIN, D.L.; ROSA-BARBOSA, R.; SILVA, M.M.; DRÜGG-HAHN, S.; LOPES-PITONI, V.L.; GASTAL, H.A.O.; BARROS, M. P. & DEMAMAN, L. V. A polyethylenetherephtalate (PET) device for sampling freshwater benthic macroinvertebrates. **Brazilian Journal Biology**, v.64, n.3, 2004. p.531-541.

WANTZEN, K.M & PINTO-SILVA. Uso de Substratos Artificiais para Avaliação do Impacto do Assoreamento sobre Macroinvertebrados Bentônicos em um Córrego de

Cabeceira no Pantanal do Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.11, n.1, 2006. p.99-107.

WARD, J.V.; BRETSCHKO, G.; BRUNKE, M.; DANIELOPOL, D.J.; GILBERT, J.; GONSER, T. & HILDREW, G. The boundaries of river systems: the metazoan perspective. **Freshwater. Biology**, v.40, 1998. p.531-569.

WINKELMANN, C.; KOOP, J.H.E & BENNDORF, J. Abiotic features and macroinvertebrate colonization of the hyporheic zones of two tributaries of the river Elbe (Germany). **Limnologica**, v.33, 2013. p.112-121.