

# COLONIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RIACHOS URBANOS NEOTROPICAIS: DINÂMICA E FATORES INFLUENCIADORES

## *COLONIZATION OF BENTHIC MACROINVERTEBRATES IN NEOTROPICAL URBAN STREAMS: DYNAMICS AND INFLUENCING FACTORS*

Douglas de Pádua Andrade, Murilo Henrique Tank Fortunato, Paulo Augusto Zaitune Pamplin

Universidade Federal de Alfenas. mtank@live.com

### RESUMO

Este estudo examinou a sucessão ecológica e os fatores que influenciam a colonização de comunidades macrobentônicas por meio do uso de substratos artificiais, uma abordagem amplamente utilizada na pesquisa de ecossistemas aquáticos. O objetivo foi analisar a dinâmica da sucessão ecológica das comunidades de macroinvertebrados bentônicos em riachos urbanos 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 da água. Foram selecionados três riachos com distintas categorias: Natural Preservado (PN), Preservado Urbano (PU) e Impactado Urbano (IU). Em cada riacho foram instaladas 12 armadilhas de colonização sendo coletadas três a cada 15 dias para análise da comunidade e identificação das espécies. Os resultados mostraram que o oxigênio dissolvido, a vazão e os sólidos totais dissolvidos influenciaram significativamente a dinâmica de colonização. Tanto os riachos urbanos preservados quanto os naturais apresentaram padrões semelhantes na riqueza de táxons e na substituição de espécies. Em contrapartida, nos riachos urbanos impactados a colonização ocorreu de forma homogênea, sem substituição de espécies, uma vez que os mesmos táxons dominaram os substratos artificiais durante todos os períodos de amostragem.

**PALAVRAS-CHAVE:** Substrato artificial, riachos urbanos, colonização.

### ABSTRACT

This study investigates ecological succession and the factors influencing the colonization of macrobenthic communities using artificial substrates, a method commonly employed in aquatic ecosystem research. The objective was to analyze the ecological succession dynamics of benthic macroinvertebrate communities in urban streams within the highlands of Poços de Caldas, Minas Gerais. Key environmental variables measured included pH, conductivity, temperature, redox potential, total dissolved solids, dissolved oxygen, saturated oxygen, flow rate, and water depth. Three streams were selected from each category: Natural Preserved

(PN), Urban Preserved (PU), and Impacted Urban (IU). In each stream, 12 colonization bottles were deployed, with three bottles collected every 15 days for community analysis and species identification. Findings indicated that dissolved oxygen, flow rate, and total dissolved solids significantly influenced colonization dynamics. Both urban preserved and natural streams exhibited similar patterns in taxa richness and species replacement. However, impacted urban streams displayed a consistent colonization pattern with no species replacement, as the same taxa dominated the artificial substrates throughout all sampling periods.

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

## INTRODUÇÃO

A utilização de substratos artificiais na amostragem de comunidades de macroinvertebrados bentônicos é uma prática consolidada desde o século XX<sup>1,2</sup>, sendo esses dispositivos projetados para reproduzir as características do ambiente estudado<sup>3</sup>. Confeccionados com materiais como cimento, pedras<sup>4</sup> ou garrafas de polietileno tereftalato, eles permitem uma amostragem padronizada de invertebrados bentônicos em ambientes lóticos<sup>5-7</sup>, reduzindo a variabilidade entre substratos naturais, controlando melhor as variáveis ambientais e facilitando a triagem das amostras, com baixo custo e mínimo impacto ecológico<sup>3</sup>. Essa metodologia pode revelar maior riqueza e diversidade de táxons em comparação a técnicas tradicionais, como dragas e redes<sup>8</sup>, além de possibilitar o acompanhamento temporal das mudanças na composição e biomassa das comunidades<sup>4</sup>. Assim, o uso de substratos artificiais em monitoramentos hídricos fornece dados essenciais para estratégias de conservação mais precisas e eficazes<sup>9</sup>.

Outro enfoque relevante diz respeito ao estudo dos padrões de decomposição foliar por macroinvertebrados, especialmente em riachos de baixa ordem, nos quais a maior parte da energia da cadeia alimentar é derivada de matéria orgânica alóctone<sup>10</sup>. A decomposição das folhas que caem no leito do riacho, formando o folhiço, ocorre por meio de processos físicos e biológicos que envolvem a atuação conjunta de fungos, bactérias e macroinvertebrados<sup>11</sup>.

Portanto, este estudo teve como objetivo analisar a dinâmica da sucessão ecológica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos urbanos situados no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais. Foram consideradas as

seguintes hipóteses: a colonização da comunidade de macroinvertebrados em riachos urbanos preservados é mais semelhante à de áreas naturais do que à de locais impactados; um período de 60 dias é necessário para que a comunidade se estabilize; e, por fim, que em áreas preservadas ocorre aumento na riqueza de táxons ao longo do tempo, enquanto em áreas impactadas essa riqueza tende a diminuir.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

O estudo foi realizado no ano de 2015 na região do Planalto de Poços de Caldas, localizada no sul de Minas Gerais. Esta área é caracterizada pela presença de uma caldeira vulcânica principal, não completa.

Três locais foram selecionados para a amostragem da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, distribuídos em duas regiões distintas do planalto. A primeira área está localizada na Área de Proteção Ambiental do Santuário Ecológico da Pedra Branca (Figura 1), no município de Caldas (MG). A escolha dessa área deveu-se a um conjunto de critérios ambientais, ecológicos e científicos que garantem a representatividade e a integridade dos ecossistemas estudados. A área foi selecionada por estar inserida no bioma Mata Atlântica, um dos mais ricos em biodiversidade e, ao mesmo tempo, um dos mais ameaçados do país.

Sua condição de área protegida assegura um ambiente com menor interferência antrópica, permitindo a avaliação de processos naturais de forma mais fidedigna. Além disso, o clima tropical úmido, aliado às temperaturas amenas proporcionadas pela altitude, favorece a manutenção de uma vegetação densa e diversificada, essencial para estudos ecológicos comparativos.

Os pontos de amostragem escolhidos (PN-01, PN-02 e PN-03) foram classificados como ambientes naturais preservados justamente por apresentarem características originais bem conservadas, servindo como referência para a compreensão das condições ambientais naturais da região e para comparações com áreas submetidas a diferentes graus de perturbação.

Figura 1. Localização dos riachos amostrados (áreas naturais).



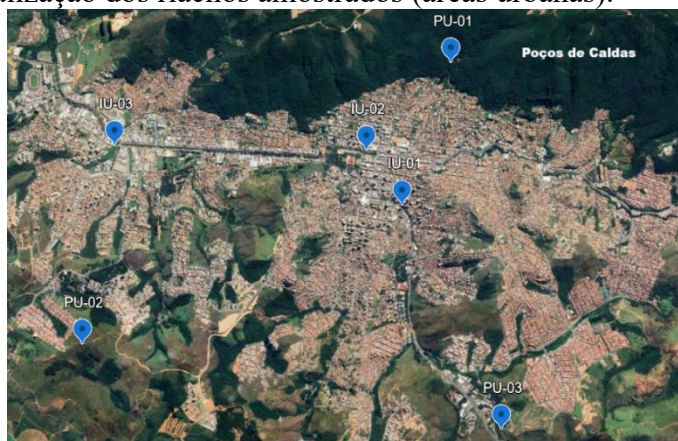
Preservado Natural – PN.

A segunda região de estudo está em Poços de Caldas (MG) (Figura 2). A seleção, baseou-se em critérios que permitem avaliar os efeitos das atividades antrópicas sobre os ecossistemas aquáticos urbanos. Essa região, que possui cerca de 152.000 habitantes e cuja economia é sustentada principalmente pela indústria, mineração e agropecuária, com destaque para o cultivo de eucalipto<sup>12</sup>, apresenta condições ideais para estudos comparativos entre ambientes com diferentes níveis de impacto ambiental.

A abundância de recursos hídricos, especialmente riachos de baixa ordem, favoreceu a seleção de pontos amostrais representativos da diversidade de condições encontradas no meio urbano. Assim, foram escolhidas duas categorias de ambientes: uma composta por riachos urbanos preservados ou pouco alterados (PU-01, PU-02 e PU-03), que mantêm características mais próximas das condições naturais, e outra formada por riachos urbanos impactados (IU-01, IU-02 e IU-03), que sofrem maior influência das atividades humanas. Essa distinção permite avaliar como o grau de urbanização e o uso do solo afetam a composição e a estrutura das comunidades de insetos aquáticos, contribuindo para a compreensão dos impactos ecológicos do desenvolvimento urbano sobre os recursos hídricos locais.

As variáveis físicas e químicas analisadas foram: temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), pH (adimensional), potencial de oxirredução ORP (mV), condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$ ), oxigênio dissolvido OD ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), oxigênio dissolvido em porcentagem OD (%), sólidos totais dissolvidos TDS ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), vazão ( $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ) e profundidade (m). Para os experimentos de colonização, foram empregadas garrafas de polietileno, seguindo um modelo adaptado <sup>6</sup>, distribuídas em um trecho de cerca de 50 metros. Foram instaladas 12 garrafas contendo 100 gramas de folhas de *Thypha domingensis* secas. As garrafas foram coletadas em triplicata a cada 15 dias ao longo de dois meses, totalizando quatro amostragens, correspondentes a 15, 30, 45 e 60 dias de colonização.

Figura 2. Localização dos riachos amostrados (áreas urbanas).



Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU

Após essa fase, as amostras foram colocadas em bandejas iluminadas para triagem, e os organismos encontrados foram fixados em álcool a 70% para identificação posterior sob microscópio estereoscópico. A identificação dos indivíduos coletados foi realizada até o nível de família, utilizando guias e chaves taxonômicas<sup>13-16</sup>.

Em cada uma das áreas, foram selecionados três riachos distintos com características semelhantes. Para a definição dos pontos de coleta específicos, foi aplicado um protocolo adaptado<sup>17</sup> e desenvolvido<sup>18</sup>, com o objetivo de avaliar a

integridade ambiental dos locais de amostragem. Esse protocolo classifica as áreas com base na qualidade e na diversidade dos habitats.

Para a análise dos dados abióticos, todos os valores médios foram normalizados. Em seguida, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) para buscar a relação entre a distribuição das áreas estudadas e as variáveis abióticas.

No que diz respeito aos dados bióticos, as abundâncias e densidades dos táxons foram transformadas utilizando logaritmo. Para avaliar a suficiência amostral, foram geradas curvas de acúmulo de espécies para cada uma das áreas amostradas. A comparação da abundância dos táxons entre as diferentes áreas foi feita por meio de uma análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA). Também foram realizadas comparações entre as áreas, utilizando PERMANOVA.

Além disso, foi realizada uma Análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER) com o objetivo de identificar a contribuição relativa de cada táxon para a dissimilaridade entre as áreas analisadas, considerando apenas os táxons com número de registros (N) igual ou superior a dois.

Posteriormente, os dados foram normalizados, e as relações entre a abundância dos táxons e as variáveis limnológicas foram exploradas por meio de uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) para avaliar como as variações na composição da comunidade biológica se associam às variáveis ambientais, identificando os gradientes ambientais mais relevantes na distribuição dos táxons.

Todas as análises foram realizadas no software RStudio.

## **RESULTADOS**

Os resultados indicam que os riachos urbanos impactados têm concentrações mais elevadas de sólidos totais dissolvidos (TDS), variando de 0,053 ppm a 0,065 ppm, em comparação com os riachos preservados, que apresentaram valores entre 0,014 ppm e 0,035 ppm para os naturais, e de 0,009 ppm a 0,001 ppm

para os urbanos. A concentração de oxigênio dissolvido variou entre 9,83 mg/L e 13,43 mg/L nas diferentes áreas amostradas.

Além disso, os níveis de condutividade foram significativamente mais altos na área urbana impactada, com valores de 0,082  $\mu\text{S/m}$  a 0,103  $\mu\text{S/m}$ , em comparação com a área natural (0,010  $\mu\text{S/m}$  a 0,027  $\mu\text{S/m}$ ) e a urbana preservada (0,014  $\mu\text{S/m}$  a 0,017  $\mu\text{S/m}$ ) (Tabela 1).

Os dois primeiros eixos da análise explicaram aproximadamente 64% da variabilidade dos dados. O eixo 1, responsável por 41,8% dessa variabilidade, mostrou uma correlação negativa com as variáveis pH e condutividade, enquanto apresentou uma correlação positiva com o potencial de oxirredução (ORP). O eixo 2 explicou 22,1% da variabilidade e apresentou uma forte correlação positiva com o oxigênio dissolvido (Figura 3).

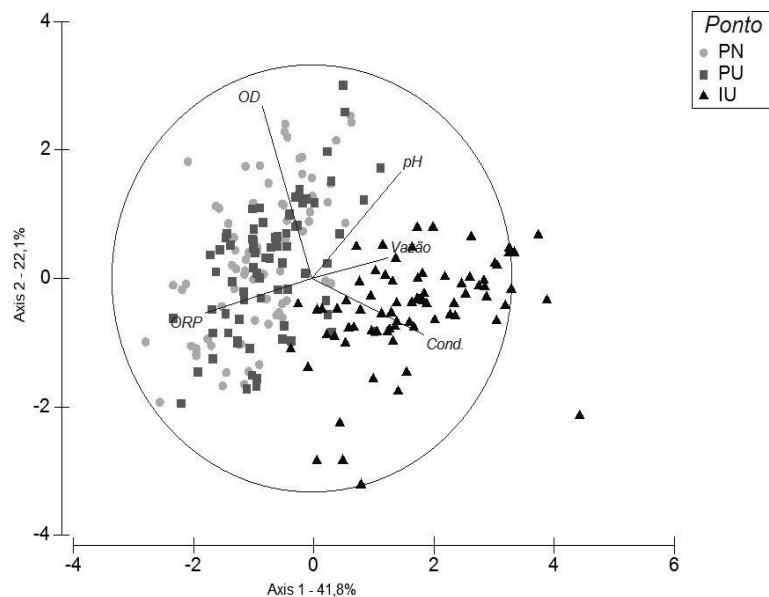
Tabela 1. Médias (desvio padrão) dos resultados das análises físicas e químicas das três áreas amostradas durante os quatro períodos de colonização.

Ponto	Dias	Temp. (°C)	pH	ORP	Cond. ( $\mu\text{S/m}$ )	OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	OD (%)	TDS	Vazão ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	Prof. (m)
PN	15	15,49 (0,56)	6,49 (0,38)	216,93 (37,36)	0,022 (0,008)	11,26 (0,68)	109,38 (28,76)	0,014 (0,006)	0,185 (0,133)	0,41 (0,15)
	30	14,54 (1,45)	6,44 (0,80)	209,8 (43,93)	0,01 (0,005)	11,91 (0,72)	120,46 (5,76)	0,01 (0,003)	0,137 (0,081)	0,41 (0,15)
	45	14,4 (1,45)	6,18 (0,66)	189,07 (20,35)	0,027 (0,005)	11,84 (1,04)	118,65 (32,37)	0,017 (0,005)	0,153 (0,069)	0,41 (0,15)
	60	12,8 (0,59)	6,49 (0,51)	183,53 (19,29)	0,033 (0,002)	13,43 (0,62)	141,65 (8,29)	0,035 (0,052)	0,171 (0,096)	0,41 (0,15)
	15	14,75 (2,63)	6,74 (0,36)	143,8 (22,5)	0,014 (0,005)	11,7 (0,46)	121,39 (7,43)	0,009 (0,004)	0,066 (0,096)	0,29 (0,23)
PU	30	14,72 (2,65)	6,40 (0,35)	200,80 (48,22)	0,016 (0,008)	11,59 (1,31)	117,92 (9,14)	0,01 (0,005)	0,077 (0,097)	0,427 (0,23)
	45	19,38 (1,23)	6,82 (0,60)	229,8 (46,47)	0,015 (0,006)	10,73 (1,31)	114,23 (31,84)	0,01 (0,003)	0,164 (0,234)	0,40 (0,38)
	60	17,46 (0,67)	6,73 (0,45)	276,8 (24,16)	0,017 (0,007)	10,07 (0,69)	113,58 (21,14)	0,011 (0,005)	0,173 (0,250)	0,38 (0,35)
	15	15,88 (0,73)	6,59 (0,36)	148,67 (48,28)	0,1 (0,07)	10,27 (0,47)	119,66 (9,74)	0,053 (0,02)	0,226 (0,221)	0,30 (0,15)
	30	15,14 (0,81)	6,44 (0,19)	116,33 (21,91)	0,083 (0,02)	10,31 (0,54)	127,48 (17,74)	0,053 (0,02)	0,213 (0,207)	0,26 (0,18)
IU	45	14,85 (0,5)	6,80 (0,21)	140,8 (47,9)	0,1 (0,04)	10,53 (0,61)	116,53 (11,66)	0,065 (0,03)	0,274 (0,264)	0,28 (0,13)
	60	19,22 (0,76)	7,00 (0,85)	143,07 (32,32)	0,102 (0,040)	9,83 (0,93)	111,63 (16,64)	0,065 (0,03)	0,273 (0,268)	0,33 (0,2)

Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU; OD – oxigênio dissolvido; TDS – sólidos totais dissolvidos; Cond. – condutividade elétrica; Prof. – profundidade.

Os resultados da PCA indicam a formação de dois grupos distintos. O primeiro grupo se caracteriza pela segregação espacial dos pontos correspondentes a ambientes preservados, tanto urbanos quanto naturais, apresentando uma correlação positiva com o oxigênio dissolvido, enquanto o outro grupo demonstrou uma correlação negativa com o ORP. O segundo grupo é composto por pontos de riachos urbanos impactados, que exibem uma associação com valores mais altos de vazão e condutividade.

Figura 3. 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 3.628 macroinvertebrados bentônicos foram identificados nas três áreas amostrais, distribuídos em 47 táxons. O grupo dos hexápodes foi o mais abundante, com 39 táxons. Anelídeos, crustáceos e gastrópodes foram representados por dois táxons cada. Entre os insetos, a ordem Trichoptera apresentou oito táxons, seguida por Diptera com sete e Coleoptera e Odonata com seis táxons cada. As ordens Ephemeroptera e Hemiptera foram representadas por quatro táxons cada.



A família Chironomidae destacou-se como o táxon mais representativo em todos os pontos e períodos, com densidades variando de 381 ind./m<sup>2</sup> na área urbana preservada a 3.449 ind./m<sup>2</sup> na área urbana impactada. Além dos 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 em todas as áreas estudadas (Tabela 2).

A maior diversidade de táxons foi observada na área urbana preservada, com um total de 39 táxons, enquanto as áreas naturais preservadas apresentaram 37 táxons e a área impactada apenas quatro. Apesar da área PU apresentar a maior quantidade total de táxons, a área PN mostrou maior exclusividade, com dez táxons encontrados apenas nesse local (Blaberidae, Dryopidae, Caenidae, Salnidae, Corydalidae, Calopterygidae, Megapodagrionidae, Oligoneuridae e Hydroptilidae). Os táxons exclusivos da área PU foram: Physidae, Gripopterygidae, Culicidae, Empididae, Noteridae e Psephenidae.

Os resultados da PERMANOVA indicaram diferenças significativas nas abundâncias durante o processo de colonização nas áreas analisadas (Pseudo-F: 4,464; p: 0,001). A análise de variância permutacional par a par mostrou que as maiores diferenças nas abundâncias ocorreram entre as áreas PN e IU (p: 0,001) e PU e IU (p: 0,001). Entre as áreas preservadas PN e PU, a diferença foi menos acentuada (p: 0,015).

A análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) revelou que na área PN a família Chironomidae contribuiu com 61% da abundância total, seguida pela família Leptophlebiidae (Ephemeroptera), com cerca de 17% dos indivíduos identificados. Na área PU, os quironomídeos também foram o táxon mais significativo, representando 50% da abundância, seguidos pela família Calamoceratidae (Trichoptera), com aproximadamente 12%. Com apenas quatro táxons identificados na área IU, a família Chironomidae foi novamente o táxon predominante, contribuindo com 64% da abundância de macroinvertebrados

bentônicos. Os anelídeos das classes Oligochaeta e Hirudinea contribuíram com 16% e 15%, respectivamente.

Em geral, as curvas de ambas as áreas tenderam a se estabilizar. Contudo, a curva da área IU apresentou uma estabilização menos pronunciada em comparação com as outras devido à menor riqueza de táxons. O ponto de estabilização das amostras foi alcançado quando a adição de novas espécies pela amostragem se iguala à média dessa adição (Figura 4).

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).

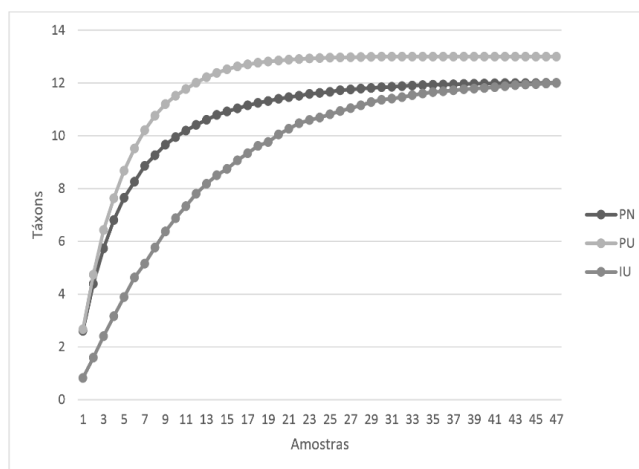
<i>Taxa</i>	Tipo de Amostra	15 dias	30 dias	45 dias	60 dias
<b>Blattodea</b>					
Blaberidae	PN	-	-	11,57 (20,05)	-
	PU	-	-	-	-
	IU	-	-	-	-
<b>Coleoptera</b>					
Dryopidae	PN	-	-	17,36 (17,30)	-
	PU	-	-	-	-
	IU	-	-	-	-
Dytiscidae	PN	-	-	11,57 (10,02)	-
	PU	5,79 (10,02)	-	-	-
	IU	-	-	-	-
Elmidae	PN	5,79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

Chironomidae	PN	897 (361,40)	1117 (293,77)	1175 (672,79)	688,7 (115,6)
	PU	434 (589,51)	381,94 (269,5)	243,06 (211,2)	162,04 (26,5)
	IU	2315 (1484,4)	3449 (1369,26)	2332 (2187)	1574,1 (573,3)
Culicidae	PN	-	-	-	-
	PU	5,79 (10,02)	-	-	-
	IU	-	-	-	-
Empididae	PN	-	-	-	-
	PU	-	-	5,79 (10,02)	-
	IU	-	-	-	-
Ptychopteridae	PN	-	-	-	-
	PU	-	-	5,79 (10,02)	5,79 (10,02)
	IU	-	-	-	-
Tabanidae	PN	23,15 (26,52)	-	40,51 (55,81)	5,79 (10,05)
	PU	-	5,79 (10,02)	5,79 (10,02)	23,15 (40,09)
	IU	-	-	-	-
Tipulidae	PN	-	5,79 (10,02)	34,72 (17,36)	-
	PU	11,57 (20,05)	11,57 (10,02)	11,57 (10,02)	5,79 (10,02)
	IU	-	-	-	-
Ephemeroptera					
Baetidae	PN	-	5,79 (10,02)	17,36 (30,07)	23,15 (26,52)
	PU	34,72 (45,93)	-	5,79 (10,02)	-
	IU	-	-	-	-
Caenidae	PN	-	5,79 (10,02)	5,79 (10,02)	-
	PU	-	-	-	-
	IU	-	-	-	-
Leptohyphidae	PN	-	17,36 (30,07)	-	11,57 (20,05)
	PU	-	-	-	5,79 (10,02)
	IU	-	-	-	-
Leptophlebiidae	PN	17,36 (30,07)	463 (520,06)	144,68 (85,64)	196,76 (130)
	PU	86,81 (135,59)	28,94 (50,12)	40,51 (55,81)	34,72 (45,93)
	IU	-	-	-	-
Hemiptera					
Mesoveliidae	PN	-	-	-	-
	PU	-	-	-	-
	IU	40,51 (70,16)	11,57 (20,05)	-	17,36 (0,00)
Notonectidae	PN	-	-	-	-
	PU	-	5,79 (10,02)	-	-
	IU	-	-	-	-
Saldidae	PN	-	5,79 (10,02)	-	-
	PU	-	-	-	-
	IU	-	-	-	-
Veliidae	PN	-	-	11,57 (10,02)	-
	PU	5,79 (10,02)	-	-	-
	IU	-	-	-	-

Megalopectera					
Corydalidae	PN	-	-	17,36 (0,00)	-
	PU	-	-	-	-
	IU	-	-	-	-
Odonata					
Aeshnidae	PN	11,57 (20,05)	23,15 (20,05)	28,94 (26,52)	5,79 (10,02)
	PU	11,57 (20,05)	11,57 (20,05)	5,79 (10,02)	11,57 (10,02)
	IU	-	-	-	-
Calopterygidae	PN	5,79 (10,02)	-	-	-
	PU	-	-	-	-
	IU	-	-	-	-
Coenagrionidae	PN	-	-	5,79 (10,02)	28,94 (36,14)
	PU	17,36 (17,36)	-	11,57 (10,02)	5,79 (10,02)
	IU	5,79 (10)	28,94 (50)	17,36 (30)	92,59 (160)
Libellulidae	PN	-	-	11,57 (20,05)	0,00 (0,00)
	PU	-	-	5,79 (10,02)	-
	IU	-	-	-	-
Megapodagrionidae	PN	-	-	-	11,57 (20,05)
	PU	-	-	-	-
	IU	-	-	-	-
Oligoneuriidae	PN	-	-	-	17,36 (30,07)
	PU	-	-	-	-
	IU	-	-	-	-
Plecoptera					
Gripopterygidae	PN	-	-	-	-
	PU	-	5,79 (10,02)	17,36 (30,07)	-
	IU	-	-	-	-
Perlidae	PN	-	5,79 (10,02)	40,51 (40,09)	5,79 (10,02)
	PU	52,08 (90,21)	5,79 (10,02)	40,51 (70,16)	28,94 (26,52)
	IU	-	-	-	-
Trichoptera					
Calamoceratidae	PN	-	-	34,72 (17,7)	104,2 (151,4)
	PU	40,51 (36,14)	23,15 (20,05)	23,15 (20,05)	34,72 (30,07)
	IU	-	-	-	-
Hydroptilidae	PN	-	-	5,79 (10,02)	-
	PU	-	-	-	-
	IU	-	-	-	-
Hydropsychidae	PN	-	-	5,79 (10,02)	-
	PU	-	-	-	5,79 (10,02)
	IU	-	-	-	-
Leptoceridae	PN	-	11,57 (10,02)	34,72 (34,70)	40,51 (43,69)
	PU	69,44 (120,28)	23,15 (20,05)	17,36 (30,07)	5,79 (10,02)
	IU	-	-	-	-
Odontoceridae	PN	-	5,79 (10,02)	-	11,57 (20,05)

	PU	-	-	5,79 (10,02)	-
	IU	-	-	-	-
Philopotamidae	PN	-	-	-	-
	PU	-	5,79 (10,02)	-	17,36 (30,07)
	IU	-	-	-	-
Polycentropodidae	PN	-	-	11,57 (10,02)	17,36 (17,36)
	PU	5,79 (10,02)	23,15 (40,09)	-	17,36 (17,36)
	IU	-	-	-	-
Sericostomatidae	PN	-	-	17,36 (17,36)	-
	PU	-	5,79 (10,02)	-	-
	IU	-	-	-	-
Collembola					
Isotomidae	PN	-	-	17,36 (30,07)	69,44 (92,87)
	PU	5,79 (10,02)	5,79 (10,02)	11,57 (20,05)	11,57 (20,05)
	IU	-	-	-	-
Annelida					
Hirudinea	PN	5,79 (10,02)	23,15 (0,09)	17,36 (30,07)	17,36 (30,07)
	PU	11,57 (20,05)	5,79 (10,02)	5,79 (10,02)	-
	IU	46,30 (40,09)	387,73 (469,18)	46,30 (36,14)	127,31 (53,04)
Oligochaeta	PN	-	-	173,61 (255,75)	-
	PU	-	-	-	5,79 (10,02)
	IU	393,5 (681,59)	613,4 (627,01)	364,58 (318)	273 (226,56)
Crustacea					
Hyalalela	PN	-	11,57 (20,05)	34,72 (60,14)	75,23 (130)
	PU	5,79 (30,02)	23,15 (40,09)	-	23,15 (20,05)
	IU	-	-	-	-
Isopoda	PN	-	28,94 (50,12)	75,23 (115,60)	-
	PU	-	-	5,79 (10,02)	-
	IU	-	-	-	-
Acari					
Hydrachnidae	PN	-	-	5,79 (10,02)	5,79 (10,02)
	PU	-	5,79 (10,02)	11,57 (10,02)	-
	IU	-	-	-	-
Gastropoda					
Physidae	PN	-	-	-	-
	PU	-	-	-	5,79 (10,02)
	IU	-	-	-	-
Planorbidae	PN	-	-	-	-
	PU	-	5,79 (10,02)	17,36 (30,07)	-
	IU	475 (821,92)	353 (611,43)	11,57 (10)	81 (111,62)
TOTAL	PN	972,22	1770,86	22204,86	1278,94
	PU	821,76	671,3	625	457,18
	IU	3234,95	4832,18	2771,99	2146,99

Figura 4. 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%.

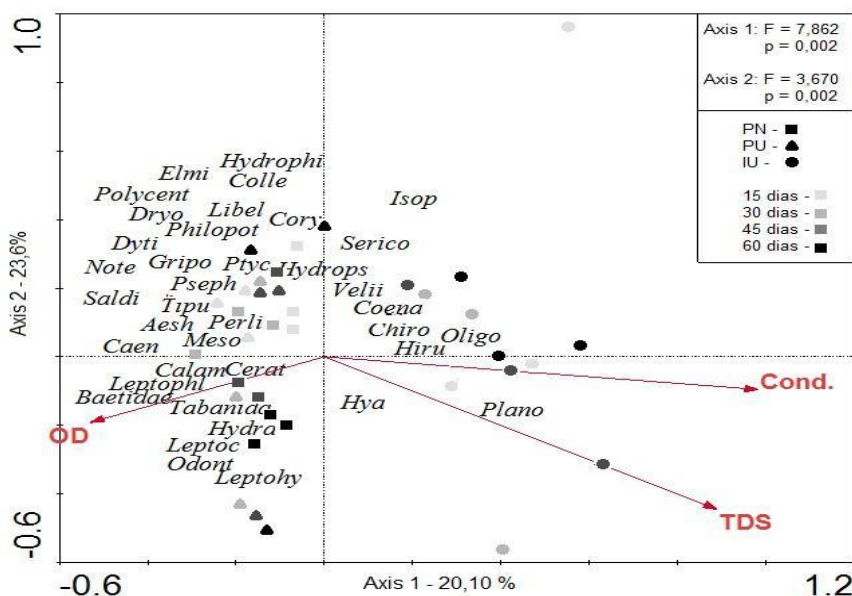


Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU.

Na análise de Correspondência Canônica. Os dois primeiros eixos explicaram 46,7% da variabilidade total dos dados. O eixo 1, que representou 20,10% dessa variabilidade, mostrou uma correlação positiva com as variáveis de condutividade e sólidos totais dissolvidos (TDS), enquanto teve uma correlação negativa com o oxigênio dissolvido. Aproximadamente 77,1% da variabilidade do eixo 1 pode ser atribuída a variáveis ambientais. O eixo 2, por sua vez, contribuiu com 23,60% da variabilidade, com 90,40% desta explicação sendo proveniente das variáveis ambientais. Este eixo correlacionou-se positivamente com o oxigênio dissolvido e negativamente com os TDS.

O eixo 1 revelou uma segregação espacial dos táxons associados a maiores valores de condutividade e TDS, sendo esses táxons mais abundantes em pontos de colonização na área IU. O eixo 2 agrupou os táxons encontrados nas áreas preservadas, evidenciando um gradiente de distribuição relacionado à disponibilidade de oxigênio dissolvido, formando assim dois grupos distintos: um com táxons associados a ambientes mais oxigenados e outro a ambientes com menor oxigenação (Figura 5).

Figura 5. 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



Preservado Natural – PN; Preservado Urbano – PU; Impactado Urbano – IU.

Foi observado que a área PU teve a maior riqueza na maioria dos períodos, exceto aos 45 dias, quando a área PN superou em riqueza (Figura 6).

Na área IU, a riqueza permaneceu constante em cinco táxons, independentemente do período de colonização. Com exceção do período de 45 dias, que apresentou um pico de riqueza e densidade na área PN, a densidade de indivíduos foi maior na área IU. Embora a área PU tenha mostrado alta riqueza, a densidade de macroinvertebrados nessa área preservada urbana foi inferior às demais.

Nos primeiros 15 dias de colonização nas áreas naturais preservadas, foram observados apenas oito táxons, com maior densidade de táxons mais generalistas, como os dípteros das famílias Chironomidae (897 ind./m<sup>2</sup>) e Tabanidae (23 ind./m<sup>2</sup>). Após 30 dias, a diversidade de macroinvertebrados aumentou com a colonização de táxons mais sensíveis, como tricópteros das famílias Odontoceridae (6 ind./m<sup>2</sup>) e Leptoceridae (12 ind./m<sup>2</sup>), além de efemerópteros das famílias Leptohyphidae (17 ind./m<sup>2</sup>), Baetidae (6 ind./m<sup>2</sup>) e Caenidae (6 ind./m<sup>2</sup>). Aos 45

dias, a fauna bentônica nas áreas preservadas atingiu o auge em termos de diversidade e densidade, com a inclusão de táxons das ordens Coleoptera (Dryopidae e Dytiscidae), Trichoptera (Hydroptilidae, Hydropsychidae e Sericostomatidae) e Hemiptera (Mesoveliidae e Veliidae).

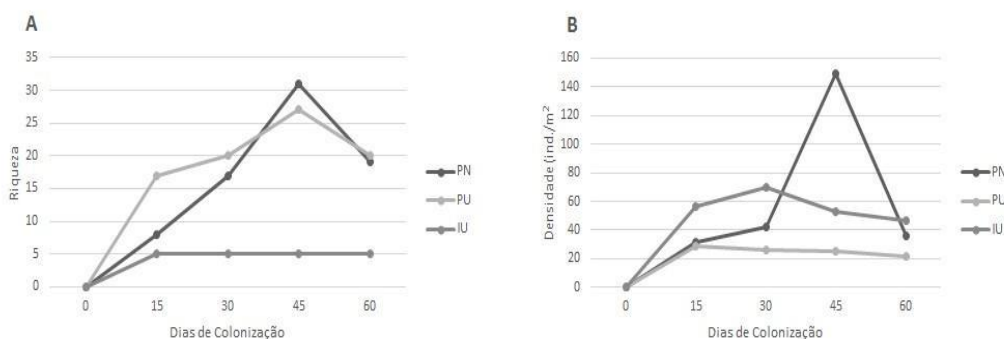
No final do período de colonização (60 dias), registrou-se um declínio estatisticamente significativo tanto na riqueza de táxons quanto na densidade de macroinvertebrados bentônicos nas áreas preservadas (PN e PU) (PERMANOVA,  $p = 0,001$ ). Essa redução representa uma fase estabilizadora da sucessão ecológica, possivelmente mediada por competição interespecífica e depleção de recursos, culminando em uma assembleia dominada por táxons generalistas. Esse padrão dinâmico contrasta fortemente com a ausência de variação significativa ao longo do tempo observada na área impactada (IU), onde a comunidade se manteve simplificada e estática.

Nas áreas urbanas preservadas, os primeiros 15 dias de colonização revelaram 17 táxons, incluindo tanto dípteros simples, como Chironomidae (434 ind./m<sup>2</sup>) e Culicidae (6 ind./m<sup>2</sup>), quanto táxons mais complexos como Dytiscidae (6 ind./m<sup>2</sup>), Baetidae (35 ind./m<sup>2</sup>) e Polycentropodidae (6 ind./m<sup>2</sup>). Com 30 dias, a área PU não apresentou um aumento significativo no número de táxons (20 no total); em vez disso, houve uma substituição de 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, o ápice de colonização na PU também ocorreu aos 45 dias, com a adição 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>). Aos 60 dias, embora houvesse uma tendência de diminuição da riqueza e densidade, essa queda não foi tão acentuada quanto na área PN.

Na área IU, o processo de colonização não seguiu um padrão de adição ou substituição de táxons. Em todos os períodos, os mesmos representantes (Chironomidae, Coenagrionidae, Oligochaeta, Hirudinea e Plarnobidae) foram identificados. A densidade de indivíduos também se manteve estável entre os períodos, com leve aumento nos primeiros dias.



Figura 6. 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.

## DISCUSSÃO

A fauna de macroinvertebrados em ecossistemas aquáticos lóticos de baixa ordem apresenta grande diversidade, com predominância de insetos em diferentes estágios de desenvolvimento (larvas, ninfas e adultos), além de anelídeos, crustáceos, moluscos e nematódeos<sup>20</sup>. A colonização desses organismos nos ambientes lóticos ocorre principalmente através de "drift" (movimento passivo devido ao fluxo da água) e oviposição. O "drift" é uma estratégia eficaz que permite a organismos com mobilidade limitada, como as larvas de dípteros, expandirem sua distribuição em novos habitats. Até mesmo espécies mais ativas utilizam essa abordagem para se estabelecer em novas áreas<sup>21</sup>.

Pesquisas destacam a importância desse fenômeno na distribuição espacial das comunidades de invertebrados aquáticos<sup>20,22,23</sup>. Ademais, a colonização pode ser influenciada por táxons que buscam ativamente alimento, como predadores pertencentes às ordens Odonata e Megaloptera<sup>24</sup>.

As interações entre fatores bióticos e abióticos, bem como a intensidade dessas interações, desempenham um papel crucial na colonização, especialmente em escala paisagística. Atividades humanas podem alterar e desorganizar habitats e modificar os padrões abióticos essenciais para a colonização. A importância dos fatores abióticos na configuração das comunidades, uma vez que podem favorecer

ou restringir a colonização<sup>25,26</sup>. No presente estudo, variáveis como oxigênio dissolvido (OD), condutividade e sólidos totais dissolvidos (TDS) mostraram-se determinantes para o processo de colonização, estabelecendo padrões ao longo do gradiente entre as áreas investigadas.

O oxigênio dissolvido é essencial para o metabolismo dos macroinvertebrados bentônicos, e sua concentração é influenciada pela respiração da comunidade, pela vazão da água e pela presença de matéria orgânica<sup>27</sup>. Assim, táxons que são mais sensíveis a baixas concentrações de OD não conseguem colonizar ambientes anóxicos, como evidenciado pela ausência de ordens como Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera e Megaloptera nos riachos urbanos impactados, onde a família Chironomidae dominou durante todo o período de colonização<sup>28</sup>.

A prevalência de quironomídeos em todos os períodos de colonização pode ser atribuída à sua alta taxa de produção de ovos, que são resistentes a variações ambientais, facilitando a rápida colonização de novos ambientes<sup>19</sup>. O drift de matéria orgânica em riachos urbanos impactados também favorece a colonização de quironomídeos, visto que muitos desses organismos foram encontrados dentro de partículas de matéria orgânica, que servem como meio de transporte, fonte de alimento e abrigo para as larvas<sup>27</sup>.

Além da família Chironomidae, os primeiros períodos de colonização em riachos urbanos preservados também incluíram táxons que apresentam características de colonizadores iniciais, como Culicidae, Tipulidae (Diptera), Elmidae, Dytiscidae (Coleoptera) e a classe Hirudinea, além de táxons de colonização tardia, como Calamoceratidae, Leptoceridae, Polycentropodidae (Trichoptera), Baetidae e Leptophlebiidae (Ephemeroptera). O padrão de colonização inicial em riachos urbanizados difere do observado em riachos naturais, onde a colonização tende a ser caracterizada por uma riqueza menor e por táxons menos complexos, como coletores. A dominância de poucos táxons nos estágios iniciais é uma característica comum desse processo.

Aos 30 dias, a sucessão ecológica, ou a substituição de táxons, torna-se evidente nos riachos preservados de ambas as áreas. A densidade e riqueza de fragmentadores da ordem Trichoptera se tornam mais significativas e organismos predadores, como Aeshnidae, Perlidae, Notonectidae e Hydrachnidae, começam a colonizar esses ambientes em busca de alimento, aproveitando-se da presença de organismos como quironomídeos e efemerópteros. A sucessão ocorre à medida que o ambiente se transforma e a carga de matéria orgânica se acumula no sedimento, permitindo que táxons mais exigentes substituam os iniciais, que enfrentam desvantagem competitiva<sup>28,29</sup>.

O ponto máximo da colonização em riachos urbanos preservados e naturais ocorreu aos 45 dias, corroborando com os resultados de Carvalho e Uieda<sup>4</sup>, que observaram os maiores índices de densidade e riqueza após 42 dias em experimentos com substratos artificiais. Contudo, a riqueza e a densidade em riachos urbanos preservados foram inferiores às encontradas em riachos naturais. A fauna bentônica na área PU foi predominantemente composta por Diptera (Chironomidae, Ceratopogonidae, Empididae, Ptychopteridae, Tabanidae e Tipulidae), enquanto na área PN a diversidade foi maior devido a presença de Coleoptera, Ephemeroptera e Trichoptera.

Essa distribuição e substituição de táxons refletem a diversidade e a qualidade dos habitats de cada área, sendo que riachos naturais preservados oferecem condições ambientais mais favoráveis à biodiversidade, permitindo a presença de táxons mais sensíveis e raros como Blaberidae (Blattodea), Corydalidae (Megaloptera), Dryopidae (Coleoptera) e Hydroptilidae (Trichoptera).

No último período de colonização (60 dias), tanto em áreas naturais quanto em riachos urbanos preservados, houve uma diminuição na riqueza e na densidade de táxons, retornando a características estruturais dos estágios iniciais de colonização, predominando táxons das ordens Diptera, Tricoptera e Oligochaeta.

A colonização e a sucessão ecológica em riachos urbanos preservados ocorreram de maneira gradual e diversificada até o 45º dia, seguindo para uma tendência de estabilização e/ou reinício do ciclo até o 60º dia. Riachos em ambientes

naturais preservados mostraram padrões estruturais de colonização semelhantes aos de riachos urbanos preservados, com algumas variações na composição dos táxons em cada período. Em contrapartida, nos riachos urbanos impactados, a colonização não apresentou substituição de táxons ao longo dos períodos, já que sempre ocorreram os mesmos táxons, independentemente do tempo. Portanto, fatores ambientais, como a concentração de matéria orgânica e a disponibilidade de oxigênio, são cruciais no processo de colonização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em nível paisagístico.

Estudar os processos ecológicos que envolvem as interações entre os componentes bióticos e abióticos em ecossistemas aquáticos pode oferecer previsões mais precisas sobre a qualidade ambiental do que simplesmente determinar índices de diversidade, pois tais análises vão além da mera quantificação da biodiversidade em uma área específica, avaliando as condições mínimas necessárias para que as espécies se mantenham e interajam, como ocorre em ambientes naturais.

## CONCLUSÕES

O estudo demonstrou que a colonização de macroinvertebrados bentônicos em riachos neotropicais é fortemente influenciada pelas condições ambientais locais, especialmente pelos níveis de oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos e condutividade. Em riachos preservados, observou-se um processo sucessional com aumento da diversidade e substituição gradual de táxons ao longo do tempo, atingindo a maior riqueza por volta de 45 dias.

Em contraste, os riachos urbanos impactados apresentaram baixa diversidade, comunidades dominadas por organismos tolerantes e ausência de mudanças significativas durante o período de colonização, refletindo os efeitos da degradação ambiental. Entre as principais limitações do estudo estão o número reduzido de riachos analisados, o curto período de monitoramento (60 dias), a

identificação taxonômica restrita ao nível de família e o uso exclusivo de substratos artificiais.

Recomenda-se que estudos futuros ampliem o tempo de observação, adotem níveis taxonômicos mais detalhados, integrem diferentes métodos de amostragem e considerem variações sazonais e distintos graus de impacto urbano, de modo a aprofundar a compreensão sobre a dinâmica e a resiliência das comunidades aquáticas.

## **CONFLITOS DE INTERESSE**

Os autores declaram que não existem conflitos de interesse.

## **REFERENCIAS**

1. Gibbons WN, Munn MD, Paine MD. Guidelines for monitoring benthos in freshwater environments. North Vancouver, BC: EVS Consultants; 1993. 81 p.
2. Wantzen KM, 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*. 2006; 11(1): 99-107. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v11n1.p99-107>.
3. Bicudo CEM, Bicudo DC. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: Bicudo CEM, Bicudo DC, eds. *Amostragem em Limnologia*. São Carlos: RiMa; 2004. p. 371. <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutodebotanica/2004/01/amostragem-em-limnologia/>.
4. Carvalho EM, Uieda VS. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da Serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 2004; 21(2): 287-293. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752004000200023>.
5. Volkmer-Ribeiro C, Guadagnin DL, De Rosa-Barbosa R, Silva MD, Drügg-Hahn S, Lopes-Pitoni VL, et al. A Polyethyleneterephthalate (PET) device for sampling freshwater benthic macroinvertebrates. *Brazilian Journal of Biology*. 2004; 64(3): 531-541. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000300017>.

6. Queiroz JF, Silveira MP, Sitton M, Marigo ALS, Zambom GV, Silva JR, et al. Coletor de macroinvertebrados bentônicos com substrato artificial para monitoramento da qualidade de água em viveiros de produção de tilápia. Circular Técnica EMBRAPA Meio Ambiente. 2007; 16. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/15417/1/circular16.pdf>.
7. Pereira D, Mansur MCD, Volkmer-Ribeiro C, Oliveira MD, Santos CP, Bergonci PEA. Colonização de substrato artificial por macroinvertebrados límnicos, no delta do rio Jacuí (RS, Brasil). Biotemas. 2009; 23(1): 101-110. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2009v22n1p101>.
8. Silveira MP, Queiroz JF. Uso de coletores com substrato artificial para monitoramento biológico de qualidade de água. Comunicado Técnico EMBRAPA Meio Ambiente. 2006; 39. <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/15134/uso-de-coletores-com-substrato-artificial-para-monitoramento-biologico-de-qualidade-de-agua>.
9. Souza AHFF, Abílio JP, Ribeiro LL. Colonização e sucessão ecológica do zoobentos em substratos artificiais no Açude Jatobá I, Patos – PB, Brasil. Revista de Biologia e Ciência da Terra. 2008; 8(2): 125-144.
10. Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 1980; 37(1): 130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>.
11. Peralta-Maraver I, López-Rodríguez MJ, Fenoglio S, Bo T, Luzón-Ortega JM, Figueroa JM. Macroinvertebrate colonization of two different tree species leaf packs (native vs. introduced) in a Mediterranean stream. Journal of Freshwater Ecology. 2011; 26(4): 495–505. <https://doi.org/10.1080/02705060.2011.598917>.
12. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Censo municipal 2010. Brasília: IBGE; 2010. <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/saude/9662-censo-demografico-2010.html>.
13. Róldan-Pérez G. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Bogotá: Universidad de Antioquia; 1988. 216 p.
14. Merritt RW, Cummins KW. An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing Company; 1996. 1158 p.

15. Segura MO, Valente-Neto F, Fonseca-Gessner AP. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*. 2011; 11(1): 393–412. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000100033>.
16. Hamada N. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora INPA; 2014. <https://repositorio.inpa.gov.br/handle/1/36166>.
17. Hannaford MJ, Barbour MT, Resh VH. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. *Journal of the North American Benthological Society*. 1997; 16: 853-860. <https://doi.org/10.2307/1468176>.
18. 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*. 2002; 14(1): 91-98. <https://jbb.ibict.br/bitstream/1/708/1/Callisto%20et%20al..pdf>.
19. Faria LR, Fortunato MHT, Mendes HF, Pamplin PAZ. Influência da urbanização no processo de colonização de Assembleias de Chironomidae (Insecta: Diptera). *Research, Society and Development*. 2022; 11(8): e58211831397. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i8.31397>.
20. Grzybkowska M, Malgorzata D, Figel K, Szczerkowska E, Tszydel M. Dynamics of macroinvertebrate drift in a lowland river. *Zoologica Polonica*. 2004; 49: 111-127.
21. Callisto M, Goulart M. Invertebrate drift along a longitudinal gradient in a Neotropical stream in Serra do Cipó National Park, Brazil. *Hydrobiologia*. 2005; 539: 47-56. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-3918-4>.
22. Barbero MD, Oberto AM, Gualdoni CM. Spatial and temporal patterns of macroinvertebrates in drift and on substrate of a mountain stream (Cordoba, Central Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensia*. 2013; 24(4): 375-386. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2013000400004>.
23. Tank Fortunato MH, et al. Predation rate of dragonfly (Odonata: Libellulidae) on tilapia (*Oreochromis niloticus* Linnaeus 1758) and the availability of alternative preys (Insecta: Diptera: Chironomidae) to increase fish survival. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. 2023; 45: e61813. <https://doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v45i1.61813>.

24. Winkelmann C, Koop JHE, Benndorf J. Abiotic features and macroinvertebrate colonization of the hyporheic zones of two tributaries of the river Elbe (Germany). *Limnologica*. 2003; 33: 112-121. <https://doi.org/10.1078/0075-9511-00203>.
25. Graça MAS, Pinto P, Cortes R, Coimbra N, Oliveira S, Morais M, et al. Factors affecting macroinvertebrate richness and diversity in Portuguese streams: a two-scale analysis. *Hydrobiologia*. 2004; 82(2): 151-164. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000048549.07347.7e>.
26. Ward JV, Bretschko G, Brunke M, Danielopol DJ, Gilbert J, Gonser T, et al. The boundaries of river systems: the metazoan perspective. *Freshwater Biology*. 1998; 40: 531-569. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00367.x>.
27. Katano OJT, Maekawa K, Iguchi K. Colonization of an artificial stream by fishes and aquatic macroinvertebrates. *Ecological Research*. 1998; 13: 83-96. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.1998.00251.x>.
28. Brower JH. The natural occurrence of the egg parasite, *Trichogramma*, on almond moth eggs in peanut storages in Georgia. *Journal of the Georgia Entomology Society*. 1984; 19: 285-290.
29. Thomazi RD, Kiiifer WP, Ferreira-Jr PD, Sá F. A seasonal ecologic succession of benthic macroinvertebrates in different artificial attractors types in the Bubu river, Cariacica, ES. *Natureza On Line*. 2008; 6(1): 1-8.