

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

GUILHERME DOS ANJOS NASCIMENTO

**PADRÕES ESTRUTURAIS DE TRICHOPTERA EM RIACHOS DE ALTITUDE NA
MATA ATLÂNTICA**

Alfenas/MG
2019

GUILHERME DOS ANJOS NASCIMENTO

**PADRÕES ESTRUTURAIS DE TRICHOPTERA EM RIACHOS DE ALTITUDE NA
MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas/MG. Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Paulo Augusto Zaitune Pamplin

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Mireile Reis dos Santos

Alfenas/MG
2019

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal de Alfenas
Biblioteca campus Poços de Caldas

N244p Nascimento, Guilherme dos Anjos.

Padrões estruturais de Trichoptera em riachos de altitude na Mata Atlântica / Guilherme dos Anjos Nascimento. -- Alfenas/MG, 2019.

31 f. –

Orientador(a): Paulo Augusto Zaitune Pamplin.

Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, 2019.

Bibliografia.

1. Biodiversidade. 2. Inseto aquático. 3. Limnologia. 4. Mata Atlântica. 5. Poços de Caldas (MG). I. Pamplin, Paulo Augusto Zaitune. II. Título.

CDD – 577



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós-graduação – Ciências Ambientais
Rua Gabriel Monteiro da Silva, 714. Alfenas - MG CEP 37130-001
Fone: (35) 3697-4729 (Coordenação) / (35) 3701-9268 (Secretaria)
<http://www.unifal-mg.edu.br/ppgca/>



GUILHERME DOS ANJOS NASCIMENTO

“Padrões Estruturais de Trichoptera em riachos de altitude na Mata Atlântica”

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 Concentração: Ciências Ambientais.

Aprovado em: 28 de novembro de 2019.

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

Assinatura:

Prof. Dr. Fabio Batagini Quinteiro
Instituição: UFPR

Assinatura:

Prof. Dr. Júlio César dos Santos Lima
Instituição: USP

Assinatura:

AGRADECIMENTOS

À minha mãe, Maria José dos Anjos Nascimento, lutadora, paciente e altruísta pelo imenso amor dedicado a mim e a minha família. “Maria Maria” que me deu a vida e sempre me dará a vida, eu te amo!

Em memória ao meu amado pai, Walter Maria do Nascimento, bondoso e dedicado, que sempre me fará feliz.

Para a mãe natureza, expressão divina que propicia nossa vida e ao mesmo tempo é submetida a suportar a ganância e a vaidade dos homens.

Ao Povo Brasileiro que em última instância foi quem sempre financiou minha carreira acadêmica e a de tantos outros pelas instituições públicas deste amado Brasil.

Ao orientador Prof. Dr. Paulo Augusto Zaitune Pamplin e a coorientadora Prof^a. Dr^a. Mireile Reis dos Santos que com paciência acreditaram em mim e me ensinaram!

A esperança e persistência dos professores constroem o futuro de tantos discentes! A eles, e em especial aos meus professores de Graduação e de pós-graduação, os agradecimentos.

Aos amigos de Canto Coral, Dança de salão, Teatro Musical e do Xadrez por espaiar minha mente!

Ao amigo Cochise pelas descontraídas caronas!

À UNIFAL que em parceria com o IFSULDEMINAS Campus Poços de Caldas forneceram a infraestrutura, e às pessoas que propiciaram o bom funcionamento destas Instituições.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS), Campus Poços de Caldas pela concessão de meu afastamento para dedicação aos estudos.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

A todos que embora não mencionados nesta seção, tenham colaborado durante o estudo.

RESUMO

Os impactos antrópicos na Mata Atlântica afetam a diversidade e a composição de insetos aquáticos. Em regiões de altitude, fatores de isolamento como cadeias de montanhas, flutuações climáticas e tipo de vegetação dominante contribuem para esta dinâmica na diversidade e composição. A pesquisa teve como objetivo analisar a distribuição e a importância de fatores ambientais e espaciais para a estruturação de comunidade de larvas de Trichoptera, comparando características funcionais e taxonômicas. Foram coletados 823 organismos, distribuídos em 9 famílias e 18 gêneros, nos 34 riachos de cabeceira amostrados, de 8 Sub-bacias do Planalto de Poços de Caldas- MG, Brasil nos meses de maio e agosto dos anos de 2013 e de 2015. Os gêneros mais abundantes foram *Notalina* e *Phylloicus*. Riachos com poluição e com influência de *Eucalyptus* tiveram drástica diminuição da riqueza e diversidade. O mesmo efeito foi observado em riachos urbanos, em especial aqueles com baixa porcentagem de mata ripária nativa. O particionamento da variância indicou que os Grupos Funcionais de Alimentação foram os mais sensíveis aos fatores ambientais, que prevaleceram sobre os espaciais. A importância da preservação ficou evidente pelo baixo número de gêneros e pelos gêneros raros, *Contulma* e *Anastomoneura*, encontrados.

Palavras-chave: Diversidade. Metacomunidade. Grupos Funcionais de Alimentação. Impactos.

ABSTRACT

Anthropogenic impacts on the Atlantic Forest can affect the diversity and composition of aquatic insects. Isolation factors in regions of high-altitude, such as mountain ranges, climatic fluctuations and dominant vegetation type contribute to this dynamics. The objective of the research was to analyze the distribution and importance of environmental and spatial factors for the community structure of Trichoptera larvae. Functional and taxonomic characteristics were compared. A total of 823 organisms were distributed into nine families and 18 genera. The samples were collected in 34 headwaters streams in 8 watersheds of plateau “Poços de Caldas”, Brazil in the years of 2013 and 2015, in the months of May and August. The most abundant genera found were *Notalina* and *Phylloicus*. Pollution in the watercourse and the influence of *Eucalyptus* caused a drastic reduction in the richness and diversity of the animals. The same effect was observed in the urban streams, especially those with low percentage of native forest. Rural roads were not related to the high content of Dissolved Total Solids. The partitioning of the variance indicated that Functional Feeding Groups were the most sensitive to the environmental factors, which prevailed over the spatial ones. The low number of genera show the importance of preservation as well as the rare genera *Contulma* and *Anastomoneura*.

Keywords: Diversity. Metacommunity. Functional Feeding Groups. Impacts.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1- Limites do Planalto de Poços de Caldas, com indicação dos pontos de amostragem nas Sub-bacias hidrográficas dos correios das Amoras (AM), das Antas (A), dos Moinhos (M), do Rio Verde (RV), das Vargens de Caldas (VC), Ribeirão de Poços de Caldas (RP), Ribeirão da Serra (RS) e Vai e Volta (VV) do Planalto de Poços de Caldas, MG. 11
- Figura 2 - Gráfico de particionamento entre matrizes biológica e ambiental pelo Software R..... 17

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1- Abundância de Trichoptera nas Sub-Bacias hidrográficas dos correios das Amoras (AM), das Antas (A), dos Moinhos (M), do Rio Verde (RV), das Vargens de Caldas (VC), Ribeirão de Poços de Caldas (RP), Ribeirão da Serra (RS) e Vai e Volta (VV) do Planalto de Poços de Caldas, MG.....15
- Tabela 2 - Resultado das Análise de Particionamento utilizando diferentes matrizes.. 16

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

%OD - Saturação de oxigênio

A - Sub-bacias hidrográficas do Ribeirão das Antas

AM - Sub-bacias hidrográficas do Córrego das Amoras

APA - Área de Preservação Ambiental

CO - Grupo funcional alimentar dos coletores

COF - Grupo funcional alimentar dos coletores-filtradores

COND - Condutividade elétrica

CWb - Clima subtropical de altitude

EPT - Insetos aquáticos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

FR - Grupo funcional alimentar dos fragmentadores

GFA - Grupos Funcionais Alimentares

H' - Diversidade de Shannon-Wiener

INPA – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

M - Sub-bacias hidrográficas do Córrego dos Moinhos

MN- Porcentagem de mata nativa

OD - Concentração de oxigênio dissolvido

pH - Potencial Hidrogeniônico

POR - Potencial de oxi-redução

PR - Grupo funcional alimentar dos predadores

RA - Grupo funcional alimentar dos Raspadores

RDA - Análise de Redundância parcial

RP - Sub-bacias hidrográficas do Ribeirão de Poços de Caldas

RS - Sub-bacias hidrográficas do Ribeirão da Serra

RV - Sub-bacias hidrográficas do Córrego do Rio Verde

S - Riqueza

STD - Sólidos totais dissolvidos

TAG - Temperatura d'água

VC - Sub-bacias hidrográficas do Córrego das Vargens de Caldas

VV - Sub-bacias hidrográficas do Córrego Vai e volta

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 MATERIAIS E MÉTODOS	12
2.1 Área de estudo	12
2.2 Procedimentos de Amostras Biológicas e das Variáveis ambientais e espaciais	13
2.3 Análise de Dados	14
3 RESULTADOS	15
3.1 Dados biológicos	15
3.2 Componente ambiental Vs. Espacial	17
4 DISCUSSÃO	19
REFERÊNCIAS	22

1 INTRODUÇÃO

Em metacomunidades, a dispersão é o principal processo que limita ou homogeneiza as comunidades, considerando os fatores ambientais e espaciais (HEINO *et al.*, 2017; WILSON; MCTAMMANY, 2016). Estes fatores fomentaram quatro perspectivas metacomunitárias reconhecidas, que auxiliam na determinação de padrões de distribuição das comunidades (TONKIN *et al.*, 2018). Historicamente os fatores ambientais e posteriormente os espaciais foram foco inicial de estudos em Ecologia Aquática (BRASIL *et al.*, 2016; KAELIN; ALTERMATT, 2016).

Estes fatores influenciam na distribuição, composição e diversidade de espécies de insetos aquáticos (BERTIN *et al.*, 2015; LIU *et al.*, 2018), que exercem funções ecológicas cruciais no ciclo de materiais e nas transferências tróficas em riachos (BISPO *et al.*, 2006). Através de fatores ambientais, por exemplo, a variação da comunidade de insetos aquáticos tende a ser explicada por diferentes tolerâncias ambientais das espécies ao diferentes habitats: a perspectiva da Classificação das espécies, e por características intrínsecas de cada espécie, como potenciais de dispersão e colonização, que as favorecem ou desfavorecem nas relações interespecíficas: a perspectiva da Dinâmica de nicho (SCHMERA *et al.*, 2018; SIQUEIRA *et al.*, 2012;). Em relação aos fatores espaciais, um sistema de fonte de emigração de um local de excedente de insetos para locais de dreno de imigração destes insetos, caracterizam a perspectiva da Dinâmica fonte-dreno entre diferentes locais, que se sobressai aos fatores ambientais para explicar a variação desta comunidade. Em sistemas altamente conectados, esta migração entre “ilhas” pode até sobressair-se ao ponto de as espécies ocorrerem em locais não tão adequados, o efeito de massa (TOLONEN *et al.*, 2018; TURUNEN *et al.*, 2018).

A relação existente entre a distribuição e a abundância de insetos aquáticos e as condições ambientais pode ser observada sob vários aspectos. Um destes aspectos é o uso de características funcionais para o agrupamento de organismos. Os grupos funcionais de alimentação, por exemplo, são formados através dos hábitos alimentares, que revelam mecanismos mais detalhados para a compreensão da dinâmica metacomunitária em relação à disponibilidade de recurso do habitat e nível trófico (BOZÓKI *et al.*, 2018; DING *et al.*, 2017; HEINO; GRÖNROOS, 2014; ROQUE *et al.*, 2017). Porém, estudos utilizando características funcionais e taxonômicas em gradientes ambientais e espaciais ainda são escassos para macroinvertebrados bentônicos, principalmente em escalas regionais (HEINO *et al.*, 2007; LI *et al.*, 2019; VÁSQUEZ-RAMOS; GUEVARA-CARDONA; REINOSO-FLÓREZ, 2014).

Os Insetos aquáticos da ordem Trichoptera têm sua distribuição influenciada pelas condições ambientais (AMARAL *et al.*, 2015). As larvas exploram diferentes tipos de recursos alimentares e micro-habitats, muitas vezes dependendo de recursos alóctones próximos a riachos (HAMADA; THORP; ROGERS, 2018). O conhecimento sobre estes insetos ainda é incipiente (BREDA *et al.*, 2018) e a diversidade e distribuição deles são fundamentais para conhecer sua dinâmica e estabelecer planos de conservação e recuperação ambiental (GRÖNROOS *et al.*, 2013; HEINO *et al.*, 2015). A força de componente ambiental é guiada também pela dispersão dos tricópteras e a conectividade. Com níveis intermédios de dispersão, onde a maioria destes animais se encaixam, eles são capazes de estar em condições mais adequadas ambientalmente. Por outro lado, se a taxa de dispersão é alta ou baixa, o fator ambiental é subjugado por limitação de dispersão ou homogeneização das assembleias locais (HEINO *et al.*, 2015^a; TURUNEN *et al.*, 2018).

A diversidade e distribuição de Trichoptera pode variar por causa da topografia acidentada (TONKIN *et al.*, 2018), flutuações climáticas (BERTIN *et al.*, 2015; FEIO; DOLÉDEC; GRAÇA, 2015) e o tipo de vegetação dominante (ROQUE *et al.*, 2017), que agem como potenciais agentes de isolamento (MENDOZA *et al.*, 2018). A fragmentação da paisagem, a poluição e a urbanização também contribuem para esta variação (AL-SHAMI *et al.*, 2013; BOZÓKI *et al.*, 2018). Os agentes de isolamento podem aumentar a influência de componentes espaciais sobre a estrutura da comunidade, causando falta de correspondência entre os gradientes ambientais antropogênicos e as respostas de grupos de macroinvertebrados (FINN; POFF, 2005; ROQUE *et al.*, 2017).

Todos estes agentes de isolamento e a fragmentação da paisagem ocorrem na Mata Atlântica, um dos principais *hotspots* de biodiversidade do mundo, com alta concentração de espécies endêmicas sujeitas a perda de *habitat* (GONÇALVES; BRAGA; CASATTI, 2018; HENRIQUES-OLIVEIRA *et al.*, 2015; SIEGLOCH *et al.*, 2018;). Regiões de altitude inseridas na zona intertropical, como as deste bioma, concentram alta biodiversidade e sofrem diretamente com impactos ambientais decorrentes de ações diversas (WOJCIECHOWSKI *et al.*, 2017).

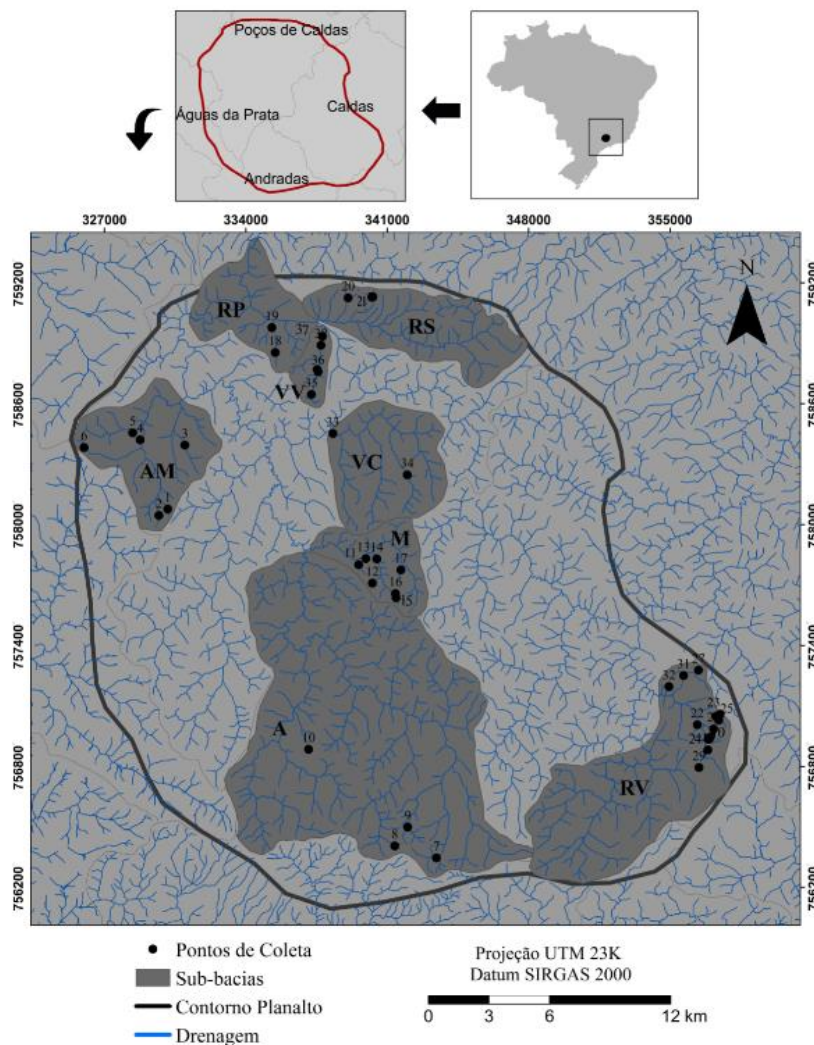
O presente trabalho teve como objetivo analisar a distribuição frente aos distúrbios antropogênicos e a influência de fatores ambientais e espaciais na estrutura funcional e taxonômica da comunidade de larvas de Trichoptera. Neste sentido, a hipótese é a de que os agentes de isolamento no Planalto de altitude apresentem um maior impedimento espacial, que configure uma incomum representatividade do componente espacial para a variação desta ordem de insetos.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O Planalto de Poços de Caldas (Figura 1) localiza-se entre os estados de Minas Gerais e São Paulo, possuindo cerca de 750 km² e 35 km de diâmetro. É um maciço alcalino em forma de caldeira vulcânica com altitude média de 1.300 m e de clima subtropical de altitude (CWb) (GOUVEA; NAVARRO; ROVERI, 2014; MORAES; JIMÉNEZ-RUEDA, 2008). Sua rede de drenagem é dendrítica e adensada, com muitos riachos de baixa ordenação associados à mata galeria e alimentados principalmente por meio de águas pluviais (MORAES, 2007; SANTOS, 2014).

Figura 1- Limites do Planalto de Poços de Caldas-MG com indicação dos pontos de amostragem nas Sub-bacias hidrográficas dos córregos das Amoras (AM), das Antas (A), dos Moinhos (M), do Rio Verde (RV), das Vargens de Caldas (VC), Ribeirão de Poços de Caldas (RP), Ribeirão da Serra (RS) e Vai e Volta (VV).



Fonte: Elaborado pelo autor.

O Planalto possui duas bacias hidrográficas principais, a do Ribeirão das Antas e a do Rio Verde, ambas afluentes do Rio Pardo (ALBERTI, 2008).

Dentre os pontos de amostragem, destaca-se a Sub-bacia do Rio Verde, pertencente a bacia de mesmo nome, na qual está localizada a APA Santuário Ecológico da Pedra Branca (ALBERTI, 2008). Nesta área, a vegetação predominante é de Campos Rupestres de Altitude e Florestas Alto-Montanas, tendo riachos de maior heterogeneidade ambiental entre si, com fragmentos florestais espacializados ao longo de sua área de drenagem (SANTOS, 2018). Os demais pontos de amostragem estão inseridos em Sub-bacias do Ribeirão das Antas a qual se estende por aproximadamente 455 Km², drenando quase 86% da área do Planalto. De acordo com Guimarães et al. (2008), a vegetação é constituída por um mosaico de florestas estacionais semidecíduais, campos naturais e pequenos trechos de cerrado.

2.2 Procedimentos de Amostras Biológicas e das Variáveis ambientais e espaciais

As larvas da ordem Trichoptera foram coletadas com Rede “D” (250 µm), em triplicatas de vinte segundos, explorando diferentes micro-habitat do trecho amostrado de cada riacho. Conforme sugerido por Simião-Ferreira et al. (2018), as amostragens foram realizadas no período seco, (maio – agosto de 2013 e de 2015), para uma maior representatividade amostral dos insetos. Os espécimes foram identificados até nível de gênero utilizando-se de chaves e manuais de identificação para Trichoptera (DOMÍNGUEZ; FERNANDES, 2009; HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014; HAMADA; THORP; ROGERS, 2018; MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010) e consulta a taxonomistas do INPA na Cidade de Manaus. Estes organismos foram também separados em Grupos Funcionais Alimentares (GFA): predador, coletor, coletor-filtrador, raspador e fragmentador conforme Cummins, Merritt e Andrade, (2005), Hamada, Nessimian e Querino, (2014), Jardim e Nessimian, (2011), Saulino, Corbi e Trivinho-strixino, (2014) e Wiggins e Mackay, (1978).

As variáveis físicas e químicas foram mensuradas *in situ* utilizando-se um aparelho multissensor Horiba® modelo U-53. As variáveis determinadas em cinco repetições aleatórias dentro de cada ponto de amostragem foram: o Potencial Hidrogeniônico (pH), a condutividade elétrica (COND), sólidos totais dissolvidos (STD), o potencial de oxi-redução (POR), oxigênio dissolvido: concentração (OD) e saturação (%OD) e, por fim, a temperatura d’água (TAG).

Complementarmente, a porcentagem de mata nativa (MN) foi estimada a partir do Software Google Earth pro versão 7.3 (GOOGLE EARTH PRO, 2018). Neste software, um *buffer* circular de 100 metros de raio foi traçado a partir do ponto central, sendo considerado o

trecho de amostragem em cada riacho. A matriz de dados espaciais foi construída à partir da distância euclidiana entre os locais de coleta, que foram georreferenciados em campo.

A coleta dos espécimes considerou os riachos de maior facilidade de acesso no Planalto, e portanto o banco de dados forneceu informações para uma análise entre riachos com a maior representatividade possível para a pesquisa. Foram considerados como riachos mais preservados aqueles inseridos na Sub-bacia do Rio Verde enquanto que nas demais bacias, aqueles menos preservados (Apêndice A).

2.3 Análise de Dados

A riqueza e o índice de diversidade de Shannon-Wiener foram estimados utilizando-se o software PAST 3.21 (HAMMER *et al.*, 2001). As análises estatísticas foram feitas utilizando-se o Pacote Vegan (OKSANEN, 2015) do software R (CORE TEAM R, 2015). O teste de valor de Inflação foi aplicado para detectar multicolinearidade. A análise de redundância foi aplicada com teste permutacional de 1.000 simulações ($p < 0,005$) para analisar individualmente as contribuições das matrizes ambiental e espacial. Posteriormente, uma análise de regressão (*Stepwise*) foi aplicada para seleção das variáveis ambientais significativas a serem mantidas no modelo.

Para saber o quanto da variação entre locais foi correlacionada com variáveis ambientais e espaciais na composição biológica da comunidade, uma análise de Redundância-RDA parcial foi utilizada para o particionamento da variância (BORCARD; LEGENDRE, 1994; BORCARD; LEGENDRE; DRAPEAU, 1992; HEINO; MENDOZA, 2016). Os dados biológicos foram padronizados pela métrica de Hellinger em valores relativos por local (HEINO; GRÖNROOS, 2017; LEGENDRE; BORCARD; PERES-NETO, 2005) e a matriz destes dados utilizada como variável resposta. As matrizes preditoras foram a de variáveis espaciais e a de variáveis ambientais, sendo que os dados desta última foram \log_x+1 convertidos (LANDEIRO *et al.*, 2012). Para variáveis espaciais, foi utilizada uma matriz de distâncias euclidianas utilizando a metodologia de dados brutos, que fornecem descritores de rotas de dispersão e padrões espaciais da comunidade (BROWN; WAHL; SWAN, 2018; LEGENDRE, 2008; LEGENDRE; FORTIN, 2010).

3 RESULTADOS

3.1 Dados biológicos

Dos 38 riachos amostrados, os riachos VV-36, VV-37, VV-38 e RP-19 não tiveram larvas de Trichoptera na coleta. No total, 823 larvas pertencentes a 9 famílias e 18 gêneros foram coletados e identificados (Tabela 1).

Entre as famílias e gêneros do total de insetos registrados, as mais abundantes foram Leptoceridae (418 indivíduos - 50,8% do total de insetos coletados) com o gênero *Notalina* (302 indivíduos-36,7%) e Calamoceratidae (294 indivíduos-35,7%) com o gênero *Phylloicus* (294 indivíduos-35,7%). Considerando a riqueza de gêneros, a família Leptoceridae foi a que teve maior representatividade, com os gêneros *Nectopsyche*, *Notalina*, *Oecetis* e *Triplectides*.

Entre os GFA, os fragmentadores foram os mais abundantes na maioria dos riachos (4 gêneros e 695 espécimes). Os raspadores (5 gêneros e 40 espécimes) e coletores-filtradores (4 gêneros e 39 espécimes) foram mais numerosos do que os predadores (3 gêneros e 27 espécimes) e coletores (2 gêneros e 20 espécimes).

Tabela 1 - Abundância de Trichoptera nas Sub-Bacias hidrográficas dos correios das Amoras (AM), das Antas (A), dos Moinhos (M), do Rio Verde (RV), das Vargens de Caldas (VC), Ribeirão de Poços de Caldas (RP), Ribeirão da Serra (RS), e Vai e Volta (VV) do Planalto de Poços de Caldas, MG. A ordem também foi agrupada em grupos funcionais alimentares (FFG) de Raspadores (RA), coletores-filtradores (COF), coletores (CO), fragmentadores (FR), predadores (PR).

Identificação	FFG	AM01	AM02	AM03	AM04	AM05	AM06	A07	A08	A09	A10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M17	RP18	RS20	RS21	RV22	RV23	RV24	RV25	RV26	RV27	RV28	RV29	RV30	RV31	RV32	VC33	VC34	VV35	total	
Anomalopsychidae																																					
<i>Contulma</i>	RA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	16	
Calamoceratidae																																					
<i>Phylloicus</i>	FR	0	6	0	4	2	0	12	0	2	0	13	0	1	7	8	0	0	1	1	15	80	1	6	0	5	82	10	0	5	26	7	0	0	0	294	
Ecnomidae																																					
<i>Austrotino des</i>	FR	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
Hydrobiosidae																																					
<i>Atopsycha</i>	PR	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
Hydropsychidae																																					
<i>Leptonema</i>	COF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	11	
<i>Macronema</i>	CO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
<i>Smicridea</i>	CO	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	8	2	0	17		
Hydroptilidae																																					
Hydroptilidae (ni)*	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Neotrichia</i>	RA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	
Leptoceridae																																					
Leptoceridae (ni)*	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Nectopsyche</i>	FR	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	6	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	19	
<i>Notalma</i>	FR	0	7	0	0	0	0	2	0	1	20	7	2	0	12	31	1	2	0	6	19	39	4	0	0	4	88	9	20	13	9	2	0	1	3	302	
<i>Oecetis</i>	PR	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	0	2	0	0	0	0	2	0	1	0	0	8	0	0	2	1	2	0	0	22		
<i>Triplectides</i>	FR	0	1	0	0	2	0	7	1	2	0	4	0	0	7	7	1	3	0	1	0	16	0	1	0	0	16	1	0	0	0	0	0	0	4	74	
Odonoceridae																																					
<i>Anastomoneura</i>	RA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	6		
<i>Barypenthus</i>	RA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	1	0	0	0	15			
<i>Marilia</i>	FR	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	5		
Polycentropodidae																																					
<i>Cemotina</i>	COF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
<i>Cymellus</i>	COF	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
<i>Polycentropus</i>	COF	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	1	1	0	0	0	0	4	1	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	2	22	
Abundância Total		1	15	2	4	4	3	23	1	6	21	27	2	1	31	51	2	14	1	13	35	157	9	10	16	9	213	21	20	27	46	15	11	3	9	823	
(S) Total		1	4	1	1	2	2	4	1	4	2	5	1	1	6	7	2	5	1	5	3	10	4	4	2	2	9	3	1	5	4	4	2	2	3	-	
(H) Total		0	108	0,00	0,00	0,69	0,64	1,13	0,00	1,33	0,19	1,30	0,00	0,00	1,49	1,22	0,69	1,44	0,00	1,31	0,80	1,42	1,27	1,09	0,38	0,69	1,39	0,86	0,00	1,31	1,06	1,25	0,59	0,64	1,06	-	
N CO		0	0	0	0	0	0	2(10%)	0	0	0	0	0	0	3(15%)	0	0	1(5%)	0	0	0	0	2(10%)	0	0	0	2(10%)	0	0	0	0	0	8(40%)	2(10%)	0	20	
N COF		0	0	2(5,12%)	0	0	2(5,12%)	0	0	0	0	3(7,69%)	0	0	1(2,56%)	2(5,12%)	0	0	0	4(10,25%)	1(2,56%)	4(10,25%)	2(5,12%)	0	0	0	2(5,12%)	0	0	0	10(25,64%)	4(10,25%)	0	0	2(5,12%)	39	
N RA		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14(35%)	0	0	0	1(2,5%)	0	0	3(7,5%)	0	0	40
N FR		1(0,14%)	15(2,16%)	0	4(0,57%)	4(0,57%)	1(0,14%)	21(3,02%)	1(0,14%)	5(0,72%)	20(2,88%)	24(3,45%)	2(0,28%)	1(0,14%)	26(3,74%)	47(6,77%)	2(0,28%)	11(1,58%)	1(0,14%)	9(1,29%)	34(4,89%)	139(20,02%)	5(0,72%)	7(1%)	2(0,28%)	9(1,29%)	188(27,08%)	20(2,88%)	20(2,88%)	24(3,45%)	35(5,04%)	9(1,29%)	0	1(0,14%)	7(1%)	695	
N PR		0	0	0	0	0	0	0	1(3,57%)	1(3,57%)	0	0	0	0	1(3,57%)	2(7,14%)	0	2(7,14%)	0	0	0	4(14,28%)	0	3(10,71%)	0	0	8(28,57%)	0	0	2(7,14%)	1(3,57%)	2(7,14%)	0	0	0	27	

Fonte: Elaborado pelo autor

* (ni)=Trichopteras não identificados.

Os locais de maior riqueza e abundância de Trichoptera foram os riachos RV-22, seguido de RV-27. A maior diversidade calculada do Planalto foram nos riachos M-14, seguido de M-17 e RV-22, enquanto RV-25, seguido de VC-33 foram os de menor diversidade (Tabela 1).

3.2 Componente ambiental Vs. Espacial

Dentre as variáveis ambientais medidas (Apêndice B), pela análise *Stepwise*, o fator ambiental que mais foi significativo ($p = 0,001$) para explicar as distribuições das famílias foi um modelo aditivo das seguintes variáveis: POR, OD, STD e MN. Após a verificação da multicolinearidade, as variáveis condutividade e saturação de oxigênio foram retiradas das análises. O modelo ajustado da RDA que melhor descreveu a distribuição de Trichoptera foi o de GFA (Tabela 2) e em todos os modelos da análise de particionamento houve uma maior participação do componente ambiental.

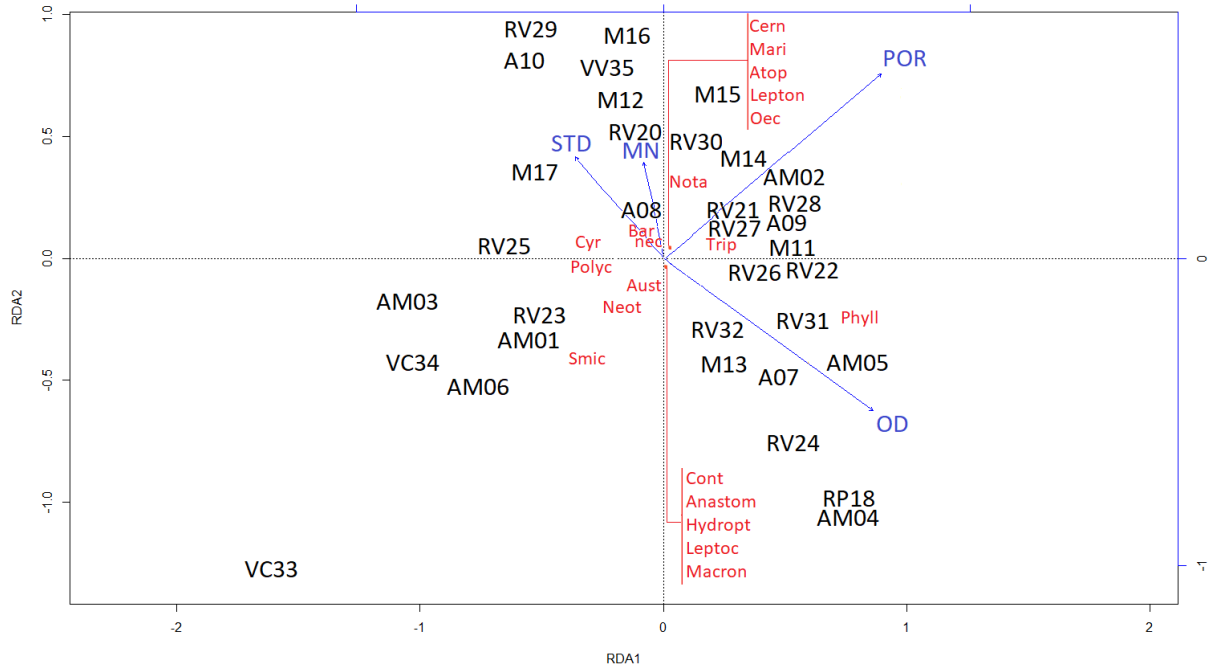
Tabela 2 - Resultado das Análise de Particionamento utilizando diferentes matrizes.

Variável resposta	Modelo ajustado	Componente ambiental	Componente espacial	Componente compartilhado
Abundância	19,60%	17,10%	2,50%	-
Composição	15,50%	13,00%	2,50%	-
FGA	23,80%	19,50%	-	4,50%

Fonte: Elaborado pelo autor

O gráfico da RDA (Figura 2), mostrou correlação negativa ao potencial de oxi-redução, sólidos totais dissolvidos e porcentagem de mata nativa nos pontos VC-33 e VC-34. Em contraponto, estas duas últimas variáveis seguiram próximas ao eixo y do gráfico, eixo do qual a maioria dos pontos amostrais das Sub-bacias Rio Verde e Moinhos acabaram se aninhando verticalmente. As variáveis ambientais medidas nos riachos destas duas bacias menos urbanizadas seguiram com uma variação baixa entre os riachos. Os riachos da Sub-bacia do Rio Verde apresentaram águas mais oxigenadas. Os gêneros *Baryphentus*, *Nectopsyche* e *Cyrnellus*, nesta ordem, foram os que tiveram menor correlação a oxigênio dissolvido e maior correlação a sólidos totais dissolvidos. Uma correlação positiva com o potencial de oxi-redução e porcentagem de mata nativa foi registrada com *Triplectides* e *Notalina*, e de oxigênio dissolvido para *Phylloicus*. *Smicridea* ocorreu em locais de maior teor de sedimentos finos.

Figura 2- Gráfico de particionamento entre matrizes biológica e ambiental pelo Software R. As siglas em azul correspondem aos parâmetros abióticos, as em vermelho correspondem às iniciais de cada gêneros e as de cor preta, à identificação de cada riacho.



Fonte: Elaborado pelo autor.

4 DISCUSSÃO

Considerando as diferentes condições ambientais e a escala regional, os filtros ambientais prevaleceram para classificar as espécies (COTTENIE, 2005; MENDOZA *et al.*, 2018; ROCHA *et al.*, 2018) assim como Landeiro *et al.* (2012), com o componente ambiental (11%) prevalecendo sobre o espacial (9,5%). Ambos os atributos, taxonômicos e funcionais, tiveram padrões semelhantes de componentes ambientais, assim como Heino *et al.* (2007) e Göthe *et al.* (2017). Contudo, os atributos funcionais foram mais sensíveis para indicar variações ambientais.

Percebeu-se maior importância compartilhada entre o ambiente e espaço quando analisado o grupo funcional funcional, assim como averiguado por Li *et al.* (2019). Isto implica em dizer que, parte dos gradientes espaciais podem estar sendo proxies das variáveis ambientais que controlam os grupos funcionais (DING *et al.*, 2017). Esta resposta pode também destacar um sinal de demanda conflitante (Trade-off) dos tricópteros, uma ponderação cognitiva entre ganho de energia por recursos alimentares e gasto de energia por dispersão (LANCASTER; HILDREW; GJERLOV, 1996).

Um padrão similar já foi encontrado em riachos de maneira longitudinal na deriva de imaturos em resposta a distúrbios, e que podem resultar na alta mobilidade dos adultos (ANDERSON; CUMMINS, 1979; TOWNSEND; SCARSBROOK, 1997). Estas considerações são importantes para investigar o porquê certas espécies da ordem conseguem se dispersar a quilômetros da borda de riachos de origem (HEINO *et al.*, 2012; WINTERBOURN *et al.*, 2007) mesmo considerando que a dispersão de Trichoptera é limitada, a reprodução e oviposição ocorrem à beira da água e os adultos tem tempo de vida curto (COLLIER; SHMITH, 1997; KOVATS; CIBOROWSKI ; CORKUM, 1996).

De modo geral, houve um padrão de diminuição na riqueza e na diversidade de Trichoptera, dos locais mais preservados para os mais impactados. Como esperado, a urbanização afetou diretamente a riqueza dos gêneros, assim como em Fierro *et al.* (2017), e a diversidade, como registrado por Henriques-Oliveira; Nessimian e Baptista (2015). Menores valores de diversidade e dominância, por exemplo, foram registrados nos riachos urbanos da Sub-bacia Vargens de Caldas.

Os riachos AM-03, AM-06 e VV-35 tiveram esta diminuição associada a altos valores de condutividade e baixos valores de oxigênio dissolvido, indicando possível contaminação orgânica por resíduos nos riachos com poluição do curso d'água, assim como observado por Hepp *et al.* (2013) em riachos de cabeceira urbanos no Rio Grande do Sul.

Não foram coletadas larvas de Trichoptera em riachos sob forte urbanização (VV-36, VV-37, VV-38 e RP-20). Isto provavelmente ocorreu devido aos mais altos valores de condutividade registrados e as menores porcentagens de mata nativa de todos os riachos estudados no Planalto. Houve a eliminação completa das larvas de Trichoptera nos riachos VV-36, VV-37, VV-38 e RP-19, riachos estes sob forte urbanização. Isto provavelmente ocorreu devido aos mais altos valores de condutividade registrados e as menores porcentagens de mata nativa de todos os riachos estudados no Planalto.

Os Riachos da Sub-bacia Amoras foram fortemente afetados pelo efeito de *Eucalyptus*. Esta monocultura por si só já é conhecida por produzir efeitos negativos sobre o solo e conseqüentemente alterar variáveis limnológicas, reduzindo a riqueza taxonômica e diversidade de Trichoptera na Mata Atlântica (CANHOTO; LARANJEIRA, 2007; SIQUEIRA; LACERDA; SAITO, 2015; TONELLO *et al.*, 2014;). Tal fato pode ter sido causado pela pobreza de nutrientes nas folhas e presença de compostos que causam impalatabilidade aos fragmentadores e que afetam fungos decompositores da serrapilheira (FERREIRA *et al.*, 2006; HEPP; DELANORA; TREVISAN, 2009; KIFFER; WALACE, 2018).

A Mata Ciliar se mostrou importante para Trichoptera até mesmo em riachos urbanos como nos da Sub-bacia Ribeirão da Serra. De fato, a vegetação marginal fornece materiais alóctones para larvas de Trichoptera e a mata ciliar pode amenizar impactos entre o pisoteamento do gado e o aumento dos sólidos totais dissolvidos (AMARAL *et al.*, 2015; SIMIÃO-FERREIRA *et al.*, 2018). Esta vegetação pode ter contribuído para que os impactos da criação de gado neste estudo não fossem tão claros, uma vez que estes pontos amostrados possuíam diferentes porcentagens de mata nativa ao redor do córrego. A conservação da mata ciliar em áreas de preservação nos quatro riachos influenciados por estradas e residências rurais próximas, pode ter amortecido impactos ambientais que elevassem os níveis de sólidos totais dissolvidos e reduzissem a abundância dos insetos.

A entrada de material alóctone da vegetação marginal em riachos de baixa ordem pode estar relacionada a uma alta abundância de fragmentadores (CUMMINS; KLUG, 1979). A importância da preservação da mata nativa, tomada como fonte de alimento e abrigo pode ser evidenciada pelas correlações positivas dos gêneros *Triplectides* e *Notalina*, e de oxigênio dissolvido para *Phylloicus*.

Por estarem ligados as característica das matas de galeria frequentes no Planalto de Poços de Caldas, Leptoceridae e Calamoceratidae acabaram abundantes nestes riachos, assim como em outros estudos do sudeste da Mata Atlântica (HEINO; LOUHI; MUOTKA, 2004; HUAMANTICO; NESSIMIAN, 2000; OLIVEIRA; FROEHLICH, 1997). A baixa frequência

de raspadores e predadores pode estar relacionado a locais intensamente sombreados o que prejudica o desenvolvimento de perifíton (OLIVEIRA; BISPO, 2001) e ao padrão normalmente registrado para predadores em riachos de cabeceira (VANNOTTE *et al.*, 1980).

A importância da preservação de macroinvertebrados aquáticos em áreas de altitude de Mata Atlântica já foi evidenciada pela alta diversidade de Ephemeroptera na Serra do Mar e de EPT na Serra da Mantiqueira (OLIVEIRA; FROEHLICH, 1997; SIEGLOCH; FROEHLICH; SPIES, 2012). Os gêneros *Contulma* e *Anastomoneura*, reforçam esta importância especificamente a tricópteros, porque estes gêneros são considerados de distribuições restritas na América Latina, com ocorrência associada a locais de climas mais frios e de altitudes em áreas peculiares do bioma Mata Atlântica (SPIES; FROEHLICH, 2009). Neste estudo, o baixo percentual de gêneros de Trichoptera comparados a outras áreas do país provavelmente é em decorrência dos impactos ambientais observados, pois o número de gêneros representou 25,71% e o número de famílias 56,25% da Diversidade Brasileira (BREDA *et al.*, 2018).

De maneira geral, uma alta riqueza foi registrada nos riachos preservados inseridos na Sub-bacia do Rio Verde. Habitats classificados como sem poluição evidente no curso d'água, atividade agrícola e de pecuária no entorno para os tricópteros coincidiram com altos valores de Riqueza para o riacho RV-22, e de abundância para o riacho RV-27, por exemplo. Os riachos desta Sub-bacia nesta pesquisa se destacam como prioridade para a proteção da biodiversidade de Trichoptera pois um pequeno grau de variação de fatores espaciais, aponta para a proteção da biodiversidade a locais com características ambientais únicas (CURRY; BAIRD, 2015). Quanto à recuperação ambiental, a pesquisa mostrou que os riachos que registraram os piores índices de diversidade e riqueza, e portanto os mais preocupantes, foram os que tinham poluição direta no curso d'água, principalmente os da Sub-bacia Amoras e aqueles inseridos em perímetros urbanos com baixa porcentagem de mata nativa.

O componente espacial do Planalto de Poços de Caldas não influenciou localmente a comunidade de Trichoptera tanto quanto esperávamos nas variações de particionamento, mas como o Planalto possui altitudes maiores nas bordas que o circunda, novos estudos podem investigar a fauna de macroinvertebrados bentônicos comparando riachos dentro e fora da área do Planalto nestas bordas.

REFERÊNCIAS

ALBERTI, H. L. C. **Caracterização fisiográfica e avaliação hidrológica na bacia do Ribeirão das Antas, Planalto de Poços de Caldas, MG.** 2008. 91 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) - UNICAMP, Campinas, 2008.

AL-SHAMI, S. A. *et al.* Drivers of beta diversity of macroinvertebrate communities in tropical forest streams. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 6, p. 1126-1137, 2013.

AMARAL, P. H. M. *et al.* Influence of habitat and land use on the assemblages of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera in neotropical streams. **Journal of Insect Science**, v. 15, n. 1, p. 60, 2015.

ANDERSON, N. H.; CUMMINS, K. W. Influences of diet on the life histories of aquatic insects. **Journal of the Fisheries Board of Canada**, v. 36, n. 3, p. 335-342, 1979.

BERTIN, A. *et al.* Effects of wind-driven spatial structure and environmental heterogeneity on high-altitude wetland macroinvertebrate assemblages with contrasting dispersal modes. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 2, p. 297-310, 2015.

BISPO, P. C. *et al.* Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2B, p. 611-622, 2006.

BORCARD, D; LEGENDRE, P. Environmental control and spatial structure in ecological communities: an example using oribatid mites (Acari, Oribatei). **Environmental and Ecological Statistics**, v. 1, n. 1, p. 37-61, 1994.

BORCARD, D; LEGENDRE, P; DRAPEAU, P. Partialling out the spatial component of ecological variation. **Ecology**, v. 73, n. 3, p. 1045-1055, 1992.

BOZÓKI, T. *et al.* Temporal and spatial dynamics in aquatic macroinvertebrate communities along a small urban stream. **Environmental earth sciences**, v. 77, n. 15, p. 559, 2018.

BRASIL, L. S. *et al.* Ambiente, espaço ou conectividade: o que estrutura as comunidades de insetos aquáticos em riachos represados? **Entomotrópica**, v. 31, p. 155-166, 2016.

BREDA, M. *et al.* Composição e distribuição de Trichoptera (insecta) em riachos subtropicais. **conselho editorial**, p. 17, 2018.

BROWN, B. L.; WAHL, C.; SWAN, C. M. Experimentally disentangling the influence of dispersal and habitat filtering on benthic invertebrate community structure. **Freshwater biology**, v. 63, n. 1, p. 48-61, 2018.

CANHOTO, C.; LARANJEIRA, C. Leachates of *Eucalyptus globulus* in intermittent streams affect water parameters and invertebrates. **International Review of Hydrobiology**, v. 92, n. 2, p. 173-182, 2007.

COLLIER, K. J.; SMITH, B. J. Dispersal of adult caddisflies (Trichoptera) into forests alongside three New Zealand streams. **Hydrobiologia**, v. 361, n. 1-3, p. 53-65, 1997.

- CORE TEAM R. Core *et al.* R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing. 2015.
- COTTENIE, K. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. **Ecology letters**, v. 8, n. 11, p. 1175-1182, 2005.
- CUMMINS, K. W.; KLUG, M. J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual review of ecology and systematics**, v. 10, n. 1, p. 147-172, 1979.
- CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. CN. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.
- CURRY, C. J.; BAIRD, D. J. Habitat type and dispersal ability influence spatial structuring of larval Odonata and Trichoptera assemblages. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 10, p. 2142-2155, 2015.
- DING, N. *et al.* Different responses of functional traits and diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the Xishuangbanna watershed of the upper Mekong River Basin, China. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 288-299, 2017.
- DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H. R. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. **Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina**, v. 656, 2009.
- FEIO, M. J.; DOLÉDEC, S.; GRAÇA, M. A. S. Human disturbance affects the long-term spatial synchrony of freshwater invertebrate communities. **Environmental pollution**, v. 196, p. 300-308, 2015.
- FERREIRA, V. *et al.* Eucalyptus plantations affect fungal communities associated with leaf-litter decomposition in Iberian streams. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 166, n. 4, p. 467-490, 2006.
- FIERRO, P. *et al.* Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 724-734, 2017.
- FINN, D. S.; POFF, N. L. Variability and convergence in benthic communities along the longitudinal gradients of four physically similar Rocky Mountain streams. **Freshwater Biology**, v. 50, n. 2, p. 243-261, 2005.
- GONÇALVES, S. C.; BRAGA, F. M. S.; CASATTI, L. Trophic structure of coastal freshwater stream fishes from an Atlantic rainforest: evidence of the importance of protected and forest-covered areas to fish diet. **Environmental biology of fishes**, v. 101, n. 6, p. 933-948, 2018.
- GOOGLE EARTH PRO. **Planalto de Poços de Caldas**. 2018. Disponível em <<https://www.google.com.br/earth/download/gep/agree.html>>. Acesso em: 15 jul. 2018.
- GÖTTE, E. *et al.* Environmental and spatial controls of taxonomic versus trait composition of stream biota. **Freshwater biology**, v. 62, n. 2, p. 397-413, 2017.

GOUVEA, A. D. V.; NAVARRO, F. C.; ROVERI, C. Terras Raras: Considerações sobre o planalto de Poços de Caldas, mg no novo cenário mundial. **Holos**, v. 4, p. 101-109, 2014.

GRÖNROOS, M. *et al.* Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. **Ecology and Evolution**, v. 3, n. 13, p. 4473-4487, 2013.

GUIMARÃES, J. C. C. *et al.* Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 4, p. 621-632, 2008.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014.

HAMADA, N.; THORP, J. H.; ROGERS, D. C (Ed.). **Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Keys to Neotropical Hexapoda**. v.3, London: Academic Press, 2018.

HAMMER, Ø. *et al.* PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.

HEINO, J. *et al.* A comparative analysis reveals weak relationships between ecological factors and beta diversity of stream insect metacommunities at two spatial levels. **Ecology and Evolution**, v. 5, n. 6, p. 1235-1248, 2015.

HEINO, J. *et al.* Context dependency and metacommunity structuring in boreal headwater streams. **Oikos**, v. 121, n. 4, p. 537-544, 2012.

HEINO, J. *et al.* Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? **Ecography**, v. 30, n. 2, p. 217-230, 2007.

HEINO, J. *et al.* Metacommunity ecology meets biogeography: effects of geographical region, spatial dynamics and environmental filtering on community structure in aquatic organisms. **Oecologia**, v. 183, n. 1, p. 121-137, 2017.

HEINO, J.; GRÖNROOS, M. Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. **Oecologia**, v. 183, n. 1, p. 151-160, 2017.

HEINO, J.; GRÖNROOS, M. Untangling the relationships among regional occupancy, species traits, and niche characteristics in stream invertebrates. **Ecology and evolution**, v. 4, n. 10, p. 1931-1942, 2014.

HEINO, J.; LOUHI, P.; MUOTKA, T. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. **Freshwater Biology**, v. 49, n. 9, p. 1230-1239, 2004.

HEINO, J.; MENDOZA, G. Predictability of stream insect distributions is dependent on niche position, but not on biological traits or taxonomic relatedness of species. **Ecography**, v. 39, n. 12, p. 1216-1226, 2016.

HEINO, J. *et al.* Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 2, p. 223-235, 2015^a.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. Diversity and composition of Trichoptera (Insecta) larvae assemblages in streams with different environmental conditions at Serra da Bocaina, Southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 4, p. 394-410, 2015.

HEPP, L. U. *et al.* Distribution of aquatic insects in urban headwater streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 1, p. 1-09, 2013.

HUAMANTINCO, A. A.; NESSIMIAN, J. L. Variation and life strategies of the Trichoptera (Insecta) larvae community in a first order tributary of the Paquequer River, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 1, p. 73-82, 2000.

JARDIM, G. A.; NESSIMIAN, J. L. A new species of *Contulma* Flint (Trichoptera, Anomalopsychidae) from southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 55, n. 2, p. 226-228, 2011.

KAELIN, K.; ALTERMATT, F. Landscape-level predictions of diversity in river networks reveal opposing patterns for different groups of macroinvertebrates. **Aquatic ecology**, v. 50, n. 2, p. 283-295, 2016.

KIFFER J. R, WALACE P. *et al.* Exotic Eucalyptus leaves are preferred over tougher native species but affect the growth and survival of shredders in an Atlantic Forest stream (Brazil). **PloS one**, v. 13, n. 1, p. e0190743, 2018.

KOVATS, Z.; CIBOROWSKI, J. A. N.; CORKUM, L. Inland dispersal of adult aquatic insects. **Freshwater biology**, v. 36, n. 2, p. 265-276, 1996.

LANCASTER, J.; HILDREW, A. G.; GJERLOV, C. Invertebrate drift and longitudinal transport processes in streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 53, n. 3, p. 572-582, 1996.

LANDEIRO, V. L. *et al.* The roles of dispersal limitation and environmental conditions in controlling caddisfly (Trichoptera) assemblages. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 8, p. 1554-1564, 2012.

LEGENDRE, P. Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis. **Journal of Plant Ecology**, v. 1, n. 1, p. 3-8, 2008.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological monographs**, v. 75, n. 4, p. 435-450, 2005.

LEGENDRE, P.; FORTIN, M. J. Comparison of the Mantel test and alternative approaches for detecting complex multivariate relationships in the spatial analysis of genetic data. **Molecular ecology resources**, v. 10, n. 5, p. 831-844, 2010.

LI, Z. *et al.* Different responses of taxonomic and functional structures of stream macroinvertebrate communities to local stressors and regional factors in a subtropical biodiversity hotspot. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 1288-1300, 2019.

LIU, C. *et al.* Mountain metacommunities: climate and spatial connectivity shape ant diversity in a complex landscape. **Ecography**, v. 41, n. 1, p. 101-112, 2018.

MENDOZA, G. *et al.* Highly variable species distribution models in a subarctic stream metacommunity: Patterns, mechanisms and implications. **Freshwater biology**, v. 63, n. 1, p. 33-47, 2018.

MORAES, F. T. **Zoneamento geoambiental do planalto de Poços de Caldas, MG/SP a partir de análise fisiográfica e pedoestratigráfica**. Rio Claro: Instituto de Geociências e Ciências Exatas-Universidade Estadual Paulista, 2007.

MORAES, F. T.; JIMÉNEZ-RUEDA, J. R. Fisiografia da região do planalto de Poços de Caldas, MG/SP. **Revista brasileira de geociências**, v. 38, n. 1, p. 196-208, 2008.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2010.

OKSANEN, J. **Vegan: an introduction to ordination**. v. 8, p. 19, 2015. Disponível em: <http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vignettes/introvegan.Pdf>. Acesso em: 19 abr. 2019.

OLIVEIRA, L. G.; BISPO, P. C. Ecologia de comunidades das larvas de Trichoptera Kirby (Insecta) em dois córregos de primeira ordem da Serra dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás, Brasil. **Revista bras. Zoo**, v. 18, n. 4, p. 1245 – 1252, 2001.

OLIVEIRA, L. G.; FROEHLICH, C. G. Diversity and community structure of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in a mountain stream in southeastern Brazil. **Acta limnologica Brasiliensia**, v. 9, p.139-149, 1997.

ROCHA, M. P. *et al.* Local environment and space drive multiple facets of stream macroinvertebrate beta diversity. **Journal of biogeography**, v. 45, n. 12, p. 2744-2754, 2018.

ROQUE, F. O. *et al.* Idiosyncratic responses of aquatic and terrestrial insects to different levels of environmental integrity in riparian zones in a karst tropical dry forest region. **Austral Entomology**, v. 56, n. 4, p. 459-465, 2017.

SANTOS, M. R. **Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos de baixa ordem, sob diferente grau de impacto antrópico, na bacia hidrográfica do Ribeirão das Antas (planalto de Poços de Caldas, MG)**. 2014. 91 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 2014.

SANTOS, M. R. **Ecologia de invertebrados aquáticos em riachos de altitude do planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil**. Dissertação (Tese de doutorado em Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, MG, 2018.

SAULINO, H. H. L.; CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Aquatic insect community structure under the influence of small dams in a stream of the Mogi-Guaçu river basin, state of São Paulo. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 79-88, 2014.

SCHMERA, D. *et al.* Does isolation influence the relative role of environmental and dispersal-related processes in stream networks? An empirical test of the network position hypothesis using multiple taxa. **Freshwater Biology**, v. 63, n. 1, p. 74-85, 2018.

SIEGLOCH, A. E. *et al.* Local and regional effects structuring aquatic insect assemblages at multiple spatial scales in a Mainland-Island region of the Atlantic Forest. **Hydrobiologia**, v. 805, n. 1, p. 61-73, 2018.

SIEGLOCH, A. E.; FROEHLICH, C. G.; SPIES, M. R. Diversity of Ephemeroptera (Insecta) of the Serra da Mantiqueira and Serra do Mar, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 56, n. 4, p. 473-480, 2012.

SIMIÃO-FERREIRA, J. *et al.* Multi-scale Homogenization of Caddisfly Metacommunities in Human-modified Landscapes. **Environmental management**, v. 61, n. 4, p. 687-699, 2018.

SIQUEIRA, T. *et al.* A metacommunity framework for enhancing the effectiveness of biological monitoring strategies. **PLoS One**, v. 7, n. 8, p. e43626, 2012.

SIQUEIRA, T; LACERDA, C. G. T; SAITO, V. S. How does landscape modification induce biological homogenization in tropical stream metacommunities? **Biotropica**, v. 47, n. 4, p. 509-516, 2015.

SPIES, M. R.; FROEHLICH, C. G. Inventory of caddisflies (Trichoptera: Insecta) of the Campos do Jordão State Park, São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 4, p. 211-218, 2009.

TOLONEN, K. E. *et al.* Ecological uniqueness of macroinvertebrate communities in high-latitude streams is a consequence of deterministic environmental filtering processes. **Aquatic ecology**, v. 52, n. 1, p. 17-33, 2018.

TONELLO, G. *et al.* Colonização de invertebrados durante a decomposição de diferentes detritos vegetais em um riacho subtropical. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 12, n. 2, p. 98, 2014.

TONKIN, J. D. *et al.* The role of dispersal in river network metacommunities: Patterns, processes, and pathways. **Freshwater Biology**, v. 63, n. 1, p. 141-163, 2018.

TOWNSEND, C.; D., S; SCARSBROOK, M. Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat templet theory. **Freshwater Biology**, v. 37, n. 2, p. 367-387, 1997.

TURUNEN, J. *et al.* Combined effects of local habitat, anthropogenic stress, and dispersal on stream ecosystems: a mesocosm experiment. **Ecological applications**, v. 28, n. 6, p. 1606-1615, 2018.

VANNOTE, R. L. *et al.* The river continuum concept. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

VÁSQUEZ-RAMOS, J. M.; GUEVARA-CARDONA, G.; REINOSO-FLÓREZ, G. Factores ambientales asociados con la preferencia de hábitat de larvas de tricópteros en cuencas con bosque seco tropical (Tolima, Colombia). **Revista de Biología Tropical**, v. 62, p. 21-40, 2014.

WIGGINS, G. B.; MACKAY, R. J. Some relationships between systematics and trophic ecology in nearctic aquatic insects, with special reference to Trichoptera. **Ecology**, v. 59, n. 6, p. 1211-1220, 1978.

WILSON, M. J.; MCTAMMANY, M. E. Spatial scale and dispersal influence metacommunity dynamics of benthic invertebrates in a large river. **Freshwater Science**, v. 35, n. 2, p. 738-747, 2016.

WINTERBOURN, M. J. *et al.* Distribution and dispersal of adult stream insects in a heterogeneous montane environment. **Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie**, v. 168, n. 2, p. 127-135, 2007.

WOJCIECHOWSKI, J. *et al.* Latin American scientific contribution to ecology. **An. Acad. Bras. Cienc**, v. 89, n. 4, p. 2663-2674, 2017.

APÊNDICE A - Tabela contendo o Georreferenciamento e as características ambientais das Sub-bacias e dos riachos amostrados no Planalto de Poços de Caldas, MG.

Sub-bacia	≅ Área da Sub-bacia	Riachos	Ordem do riacho	Latitude (UTM)	Longitude (UTM)	Descrição de características ambientais observadas
Córrego das Amoras (AM)	30 Km ²	AM-01	2	7580709	331011	Poluição no curso d'água do riacho por óleos e graxas e presença de <i>Eucalyptus</i> no entorno
		AM-02	1	7580455	329700	Predomínio de agricultura de <i>Eucalyptus</i> e pastagem no entorno.
		AM-03	2	7583943	330985	Poluição no curso d'água do riacho por lixiviados e ocorrência de <i>Eucalyptus</i> no entorno
		AM-04	3	7584205	328771	Poluição no curso d'água do riacho por óleos e graxas.
		AM-05	2	7584553	328396	Poluição no curso d'água do riacho por criação de gado.
		AM-06	2	7583823	325992	Poluição no curso d'água do riacho por criação de gado e ocorrência de <i>Eucalyptus</i> no entorno
Ribeirão das Antas (A)	150 Km ²	A-07	2	7563459	343440	APP nas adjacências. Sem alterações no curso d'água, porém com uma estrada próxima.
		A-08	1	7564050	341376	Há impacto ambiental no curso d'água do riacho por pastagem e estrada próxima.
		A-09	1	7564984	342014	Sem indícios de poluição no curso d'água, mas um aterro controlado a 150 m acima.
		A-10	1	7568844	337108	Área sem indícios de poluição no curso d'água. Criação de gado a montante do riacho.
Córrego dos Moinhos (M)	15 Km ²	M-11	1	7578005	339587	Predomínio de agricultura de <i>Eucalyptus</i> no entorno.
		M-12	1	7577094	340267	Predomínio de agricultura de <i>Eucalyptus</i> no entorno.
		M-13	1	7578312	339944	Predomínio de agricultura de <i>Eucalyptus</i> no entorno.
		M-14	2	7578295	340489	Predomínio de agricultura de <i>Eucalyptus</i> no entorno.
		M-15	1	7576366	341440	Predomínio de agricultura de <i>Eucalyptus</i> no entorno.
		M-16	1	7576574	341410	Predomínio de agricultura de <i>Eucalyptus</i> no entorno.
		M-17	1	7577747	341677	Predomínio de agricultura de <i>Eucalyptus</i> no entorno.
Ribeirão de Poços de Caldas (PC)	18 Km ²	RP-18	1	7588539	335457	Área situada em perímetro urbano.
		RP-19	2	7589775	335291	Área situada em perímetro urbano.
Ribeirão da Serra (RS)	31 Km ²	RS-20	1	7591248	339065	Área situada próxima ao perímetro urbano, porém em uma serra preservada.
		RS-21	1	7587692	337536	Área situada em perímetro urbano.
Rio Verde (RV)	55 Km ²	RV-22	1	7570061	356351	APA, sem indícios de poluição evidente no curso d'água do riacho.
		RV-23	1	7570597	357487	APA, porém com residência rural próxima.
		RV-24	1	7570482	357273	APA, porém com pastagem e poluição no curso d'água do riacho por criação de gado.
		RV-25	1	7570292	357418	APA sem indícios de poluição evidente no curso d'água do riacho.
		RV-26	1	7569859	357157	APA com influência de uma mineradora na região.
		RV-27	1	7572773	356408	APA, porém com residência rural próxima.
		RV-28	1	7569414	356897	APA, mas com poluição no curso d'água do riacho por criação de gado.
		RV-29	1	7567940	356440	APA, mas com poluição no curso d'água do riacho por criação de gado.
		RV-30	2	7568815	356872	APA, mas com poluição no curso d'água do riacho por criação de gado.
		RV-31	1	7572505	355674	APA, mas com poluição no curso d'água do riacho por criação de gado.
		RV-32	1	7571956	354951	APA, mas com poluição no curso d'água do riacho por criação de gado.
		Córrego das Vargens de Caldas (VC)	30 Km ²	VC-33	2	7584513
VC-34	2			7582464	341994	Área situada próxima a uma residência rural e a uma estrada não pavimentada.
Córrego do Vai e Volta (VV)	5 Km ²	VV-35	2	7586456	337250	Área situada me ambiente urbano e com despejo de esgoto no curso d'água do riacho.
		VV-36	2	7587581	337579	Área situada em perímetro urbano.
		VV-37	3	7589342	337793	Área situada em perímetro urbano.
		VV-38	3	7588898	337723	Área situada em perímetro urbano.

Fonte: Elaborado pelo autor

APÊNDICE B – Tabela sobre a Média e desvio padrão das variáveis ambientais mesurados nos pontos de amostragem do Planalto de Poços de Caldas, MG

RIACHO	MN (%)	pH	COND ($\mu\text{S.m}^{-1}$)	OD (mg.L^{-1})	OD (%)	TAG ($^{\circ}\text{C}$)	STD	POR
AM-01	58,610 ($\pm 0,000$)	5,666 ($\pm 0,176$)	0,003 ($\pm 0,004$)	12,522 ($\pm 0,961$)	132,140 ($\pm 10,169$)	16,446 ($\pm 0,023$)	0,008 ($\pm 0,001$)	210,400 ($\pm 39,960$)
AM-02	56,860 ($\pm 0,000$)	6,036 ($\pm 0,364$)	0,006 ($\pm 0,002$)	11,742 ($\pm 0,882$)	117,980 ($\pm 11,722$)	14,930 ($\pm 0,190$)	0,004 ($\pm 0,001$)	253,400 ($\pm 5,550$)
AM-03	6,570 ($\pm 0,000$)	4,986 ($\pm 0,160$)	0,020 ($\pm 0,002$)	7,510 ($\pm 0,458$)	79,820 ($\pm 4,990$)	16,527 ($\pm 0,368$)	0,014 ($\pm 0,002$)	190,300 ($\pm 13,142$)
AM-04	31,770 ($\pm 0,000$)	6,052 ($\pm 0,184$)	0,029 ($\pm 0,007$)	12,084 ($\pm 1,338$)	120,500 ($\pm 11,918$)	13,080 ($\pm 0,965$)	0,019 ($\pm 0,005$)	189,400 ($\pm 21,338$)
AM-05	32,990 ($\pm 0,000$)	6,922 ($\pm 0,317$)	0,023 ($\pm 0,009$)	10,594 ($\pm 0,866$)	109,300 ($\pm 11,084$)	15,888 ($\pm 0,325$)	0,012 ($\pm 0,007$)	269,200 ($\pm 21,993$)
AM-06	56,360 ($\pm 0,000$)	6,566 ($\pm 0,239$)	0,064 ($\pm 0,008$)	8,880 ($\pm 1,900$)	91,600 ($\pm 37,167$)	19,730 ($\pm 0,483$)	0,042 ($\pm 0,004$)	92,800 ($\pm 28,155$)
A-07	34,340 ($\pm 0,000$)	6,062 ($\pm 0,114$)	0,012 ($\pm 0,005$)	11,542 ($\pm 0,235$)	-	14,838 ($\pm 0,118$)	0,008 ($\pm 0,004$)	231,800 ($\pm 2,588$)
A-08	19,510 ($\pm 0,000$)	5,584 ($\pm 0,183$)	0,014 ($\pm 0,001$)	11,888 ($\pm 2,228$)	-	16,118 ($\pm 0,163$)	0,009 ($\pm 0,001$)	282,800 ($\pm 24,763$)
A-09	34,160 ($\pm 0,000$)	5,852 ($\pm 0,052$)	0,008 ($\pm 0,004$)	12,124 ($\pm 1,693$)	-	16,096 ($\pm 0,205$)	0,005 ($\pm 0,002$)	325,400 ($\pm 3,782$)
A-10	40,880 ($\pm 0,000$)	5,000 ($\pm 0,534$)	0,020 ($\pm 0,020$)	10,602 ($\pm 0,129$)	-	16,130 ($\pm 0,506$)	0,012 ($\pm 0,012$)	284,000 ($\pm 28,905$)
M-11	25,580 ($\pm 0,000$)	5,878 ($\pm 0,111$)	0,016 ($\pm 0,003$)	10,666 ($\pm 0,659$)	105,720 ($\pm 5,926$)	13,634 ($\pm 0,042$)	0,011 ($\pm 0,002$)	264,200 ($\pm 1,924$)
M-12	85,140 ($\pm 0,000$)	5,864 ($\pm 0,192$)	0,014 ($\pm 0,005$)	9,742 ($\pm 1,818$)	96,880 ($\pm 17,752$)	13,780 ($\pm 0,320$)	0,009 ($\pm 0,003$)	214,200 ($\pm 5,119$)
M-13	42,620 ($\pm 0,000$)	6,266 ($\pm 0,200$)	0,009 ($\pm 0,003$)	11,358 ($\pm 0,497$)	113,140 ($\pm 4,974$)	13,736 ($\pm 0,100$)	0,006 ($\pm 0,002$)	202,800 ($\pm 30,858$)
M-14	12,070 ($\pm 0,000$)	6,512 ($\pm 0,116$)	0,011 ($\pm 0,002$)	11,778 ($\pm 1,117$)	117,880 ($\pm 12,719$)	14,032 ($\pm 0,419$)	0,007 ($\pm 0,001$)	219,200 ($\pm 5,263$)
M-15	45,070 ($\pm 0,000$)	6,112 ($\pm 0,508$)	0,018 ($\pm 0,002$)	10,048 ($\pm 1,360$)	107,340 ($\pm 14,729$)	16,992 ($\pm 0,148$)	0,011 ($\pm 0,001$)	256,000 ($\pm 6,557$)
M-16	38,990 ($\pm 0,000$)	5,580 ($\pm 0,234$)	0,019 ($\pm 0,005$)	10,120 ($\pm 0,474$)	107,640 ($\pm 7,096$)	16,898 ($\pm 1,017$)	0,012 ($\pm 0,003$)	218,400 ($\pm 70,805$)
M-17	47,490 ($\pm 0,000$)	5,642 ($\pm 0,486$)	0,012 ($\pm 0,005$)	9,142 ($\pm 2,241$)	100,760 ($\pm 25,567$)	18,934 ($\pm 0,090$)	0,008 ($\pm 0,003$)	197,000 ($\pm 26,268$)
RP-18	35,500 ($\pm 0,000$)	6,550 ($\pm 0,165$)	0,015 ($\pm 0,006$)	11,904 ($\pm 0,447$)	127,380 ($\pm 5,701$)	17,152 ($\pm 0,589$)	0,006 ($\pm 0,002$)	205,400 ($\pm 13,795$)
RP-19	10,280 ($\pm 0,000$)	6,808 ($\pm 0,110$)	0,067 ($\pm 0,001$)	10,338 ($\pm 0,465$)	114,724 ($\pm 8,203$)	17,102 ($\pm 0,035$)	0,041 ($\pm 0,004$)	111,800 ($\pm 6,017$)
RS-20	96,660 ($\pm 0,000$)	6,026 ($\pm 0,477$)	0,013 ($\pm 0,005$)	12,200 ($\pm 0,321$)	129,500 ($\pm 6,320$)	16,036 ($\pm 0,522$)	0,008 ($\pm 0,003$)	183,000 ($\pm 28,187$)
RS-21	64,070 ($\pm 0,000$)	6,656 ($\pm 0,111$)	0,017 ($\pm 0,000$)	11,536 ($\pm 0,488$)	120,680 ($\pm 5,260$)	16,012 ($\pm 0,089$)	0,010 ($\pm 0,002$)	203,200 ($\pm 5,805$)
RV-22	33,770 ($\pm 0,000$)	6,208 ($\pm 0,711$)	0,013 ($\pm 0,000$)	11,864 ($\pm 0,616$)	-	17,028 ($\pm 0,189$)	0,008 ($\pm 0,003$)	209,400 ($\pm 25,185$)
RV-23	34,270 ($\pm 0,000$)	5,084 ($\pm 0,088$)	0,027 ($\pm 0,003$)	11,110 ($\pm 1,091$)	118,264 ($\pm 11,589$)	16,854 ($\pm 0,005$)	0,017 ($\pm 0,002$)	187,332 ($\pm 8,495$)
RV-24	36,820 ($\pm 0,000$)	5,732 ($\pm 0,075$)	0,030 ($\pm 0,001$)	11,914 ($\pm 1,518$)	125,000 ($\pm 16,040$)	16,174 ($\pm 0,090$)	0,019 ($\pm 0,001$)	200,332 ($\pm 28,083$)
RV-25	30,290 ($\pm 0,000$)	5,954 ($\pm 0,529$)	0,016 ($\pm 0,003$)	9,174 ($\pm 4,481$)	118,164 ($\pm 2,855$)	16,552 ($\pm 0,183$)	0,009 ($\pm 0,002$)	236,664 ($\pm 30,515$)
RV-26	76,990 ($\pm 0,000$)	6,090 ($\pm 0,035$)	0,027 ($\pm 0,001$)	10,680 ($\pm 0,092$)	108,764 ($\pm 3,043$)	16,154 ($\pm 0,051$)	0,017 ($\pm 0,001$)	210,664 ($\pm 9,336$)
RV-27	42,360 ($\pm 0,000$)	6,696 ($\pm 0,247$)	0,013 ($\pm 0,002$)	10,992 ($\pm 0,991$)	114,180 ($\pm 11,832$)	15,676 ($\pm 0,520$)	0,009 ($\pm 0,002$)	139,200 ($\pm 21,545$)
RV-28	28,240 ($\pm 0,000$)	6,524 ($\pm 0,344$)	0,020 ($\pm 0,006$)	11,854 ($\pm 1,153$)	124,720 ($\pm 13,640$)	16,376 ($\pm 0,790$)	0,012 ($\pm 0,004$)	189,800 ($\pm 20,801$)
RV-29	30,140 ($\pm 0,000$)	6,708 ($\pm 0,171$)	0,020 ($\pm 0,004$)	9,692 ($\pm 0,648$)	107,260 ($\pm 6,929$)	18,830 ($\pm 0,214$)	0,012 ($\pm 0,002$)	184,600 ($\pm 15,500$)
	36,740	6,920	0,016	11,618	124,340	17,214	0,010	204,000

RV-30	(±0,000)	(±0,199)	(±0,002)	(±0,636)	(±7,861)	(±0,692)	(±0,001)	(±7,382)
RV-31	22,430	5,552	0,028	10,914	113,100	15,578	0,018	306,400
	(±0,000)	(±0,286)	(±0,006)	(±0,270)	(±2,772)	(±0,080)	(±0,004)	(±11,887)
RV-32	50,470	6,060	0,025	11,262	118,660	16,336	0,017	230,000
	(±0,000)	(±0,090)	(±0,004)	(±2,335)	(±25,552)	(±0,373)	(±0,003)	(±9,083)
VC-33	37,780	6,528	0,022	10,877	117,589	14,198	0,011	52,640
	(±0,000)	(±0,238)	-	(±0,609)	(±1,624)	(±0,113)	-	(±5,040)
VC-34	61,450	6,980	0,014	10,570	105,160	13,654	0,008	126,000
	(±0,000)	(±0,457)	(±0,004)	(±0,807)	(±8,256)	(±0,009)	(±0,004)	(±13,019)
VV-35	76,160	6,100	0,172	6,428	65,820	15,148	0,114	159,800
	(±0,000)	(±0,620)	(±0,004)	(±0,381)	(±3,850)	(±0,022)	(±0,005)	(±30,128)
VV-36	22,040	5,604	0,848	5,588	62,900	16,284	0,055	203,800
	(±0,000)	(±0,253)	(±0,004)	(±0,577)	(±13,452)	(±0,032)	(±0,001)	(±44,449)
VV-37	3,230	7,090	0,112	10,380	114,100	18,415	0,073	128,500
	(±0,000)	(±0,057)	(±0,001)	(±0,028)	(±0,707)	(±0,021)	(±0,001)	(±3,536)
VV-38	0,000	5,974	0,128	5,936	62,120	17,950	0,083	198,400
	(±0,000)	(±0,193)	(±0,005)	(±0,533)	(±5,610)	(±0,245)	(±0,003)	(±16,134)

Fonte: Elaborado pelo autor.