

# BIODISPONIBILIDADE DE METAIS EM RIACHOS E A ACUMULAÇÃO POR INSETOS AQUÁTICOS

Bioavailability of metals in streams and accumulation in aquatic insects

Mariana Nunes Menegat<sup>1</sup>; Rafael Chaves Loureiro<sup>2</sup>; Jacir Dal Magro<sup>3</sup>;  
Rozane Maria Restello<sup>4</sup>; Luiz Ubiratan Hepp<sup>2,4</sup>

<sup>1</sup> Laboratório de Biomonitoramento, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - URI Erechim, RS. *E-mail*: marianamenegat@outlook.com

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Federal de Rio Grande - FURG, Rio Grande, RS.

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Área de Ciências Naturais e Exatas, Universidade Comunitária da Região de Chapecó, Chapecó, SC.

<sup>4</sup> Departamento de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - URI Erechim, RS.

Data do recebimento: 14/11/2019 - Data do aceite: 19/02/2020

**RESUMO:** A expansão das atividades agrícolas e, conseqüentemente, o uso de agrotóxicos e fertilizantes contendo metais pesados em sua composição podem afetar negativamente a estrutura das comunidades aquáticas. Diante disso, o objetivo do estudo foi avaliar as concentrações de cobre (Cu), cádmio (Cd) e cromo (Cr) em três níveis da cadeia trófica de invertebrados (i.e. detrito, fragmentadores e predadores). Para tanto, foram coletadas amostras de detritos foliares e insetos fragmentadores e predadores em seis riachos da região Norte do Estado do Rio Grande do Sul. A concentração média de Cu acumulada pelos detritos foi de  $0,013 \pm 0,001 \mu\text{g.g}^{-1}$ , enquanto que os predadores e fragmentadores acumularam  $0,070 \pm 0,018 \mu\text{g.g}^{-1}$  e  $0,077 \pm 0,022 \mu\text{g.g}^{-1}$ , respectivamente. Para Cr, os fragmentadores apresentaram as maiores concentrações ( $0,753 \pm 0,218 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) quando comparados aos predadores ( $0,583 \pm 0,169 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) e detrito ( $0,027 \pm 0,002 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Para Cd, as concentrações foram maiores nos fragmentadores ( $0,056 \pm 0,021 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) quando comparados aos predadores ( $0,046 \pm 0,025 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) e detrito ( $0,004 \pm 0,000 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Concluímos

que os insetos aquáticos fragmentadores estão acumulando metais pesados a partir da alimentação por detritos foliares, demonstrando, assim, potencial de acumulação de metais, podendo ser utilizados como bioindicadores da contaminação dos ambientes aquáticos por metais pesados.

**Palavras-chave:** Ambientes Aquáticos. Contaminação. Cobre. Cádmio. Cromo.

**ABSTRACT:** The expansion of agricultural activities and, consequently, the use of pesticides and fertilizers containing heavy metals in their composition can negatively affect the structure of aquatic communities. The main aim of this study was to evaluate the concentrations of copper (Cu), cadmium (Cd) and chrome (Cr) in three levels of invertebrate trophic chain (i.e., detritus, shredders and predators). For this purpose, samples of leaf litter, shredders and predators were collected in six streams in the northern region of Rio Grande do Sul state. The average accumulated Cu concentration by detritus was  $0.013 \pm 0.001 \mu\text{g.g}^{-1}$ , while predators and shredders accumulated  $0.070 \pm 0.018 \mu\text{g.g}^{-1}$  and  $0.077 \pm 0.022 \mu\text{g.g}^{-1}$ , respectively. The shredders presented the highest concentrations ( $0.753 \pm 0.218 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) when compared to predators ( $0.583 \pm 0.169 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) and detritus ( $0.027 \pm 0.002 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) for Cr. Regarding Cd the concentrations were higher in shredders ( $0.056 \pm 0.021 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) when compared to predators ( $0.046 \pm 0.025 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) and detritus ( $0.004 \pm 0.000 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). It was concluded that shredders are accumulating heavy metals from feeding on leaf detritus, thus demonstrating potential for metal accumulation and as bioindicators of heavy metal contamination of aquatic environments.

**Keywords:** Aquatic environmental. Contamination. Copper. Cadmium. Chrome.

## Introdução

Em riachos de pequena ordem, o gradiente longitudinal é responsável por mudanças nas características abióticas (e.g. velocidade de correnteza, profundidade e turbidez) e nos recursos autóctones e alóctones, os quais refletem em mudanças na composição das comunidades aquáticas (VANNOTE et al., 1980). No entanto, as atividades antrópicas vêm alterando os processos naturais em riachos (CONNOLLY et al., 2015), devido, por exemplo, à retirada da vegetação ripária (HEPP et al., 2016) e à contaminação do

solo (HUNT et al., 2017). A ausência de vegetação nas áreas adjacentes aos riachos facilita a entrada de compostos químicos no ambiente aquático, que são frequentemente utilizados e/ou descartados por atividades nas áreas de drenagem destes ambientes (HUNT et al., 2017).

Embora essenciais para a produção de alimentos, as atividades agrícolas constituem-se de uma importante fonte de distúrbios antropogênicos para os ambientes aquáticos (SCHULZ, 2004). O uso frequente – e muitas vezes incorreto – de agrotóxicos e fertilizantes nas culturas vem afetando di-

reta e negativamente a biodiversidade local (ONTUMBI et al., 2015). A maior parte dos agrotóxicos e fertilizantes utilizados contém altas concentrações de metais pesados, dentre eles cádmio e cobre (ATAFAR et al., 2010). Esses elementos químicos, ao serem utilizados nas culturas, podem ser facilmente carregados até os corpos hídricos, aumentando suas concentrações no sedimento e na água (CORBI et al., 2010). A contaminação por metais pesados pode afetar a qualidade da água, causando problemas para a biodiversidade aquática, visto que podem ser bioacumulados pelos organismos (ZHOU et al., 2008; LOUREIRO et al., 2018). A bioacumulação de metais refere-se à absorção de substâncias ao longo do tempo, que não são metabolizadas pelos organismos, cuja taxa de assimilação é maior do que a taxa de excreção (LUOMA; RAIBOW, 2005). A bioacumulação pode ter como consequência a biomagnificação, cujo processo envolve a transferência de metais pesados ao longo dos níveis tróficos (CORBI et al., 2010; QU et al., 2010). Deste modo, efeitos negativos como deformidades morfológicas (DELIBERALLI et al., 2018), redução da fecundidade e sobrevivência (COURTNEY; CLEMENTS, 2002; ZHU et al., 2015) podem ser observados nos organismos aquáticos.

O cobre (Cu) é um metal essencial, ou seja, possui função conhecida no metabolismo de organismos, sendo amplamente utilizado na agricultura, presente na formulação de alguns fertilizantes e pesticidas (ATAFAR et al., 2010). Possui, ainda, propriedades bacteriostáticas, sendo utilizado como aditivo em alimento para gado e aves (PENDIAS e MUKHERJEE, 2007). O cádmio (Cd) e o cromo (Cr) são metais não essenciais, uma vez que não possuem função conhecida no metabolismo dos organismos. O Cd é considerado um dos metais mais tóxicos para os seres vivos, por afetar processos bioquímicos e fisiológicos (BANAT et al., 1974) e é uti-

lizado na extração e combustão de combustíveis fósseis (PENDIAS; MUKHERJEE, 2007; NORDBERG et al., 2014). Além disso, o uso de fertilizantes é uma das principais vias de deposição desse metal no solo e, conseqüentemente, no ecossistema aquático (CHOPPALA et al., 2014). O Cr é utilizado nas indústrias metalúrgicas, na fabricação de tijolos, na indústria de curtimento de couro e fabricação de corantes (PENDIAS; MUKHERJEE, 2007) e, embora estas sejam as principais fontes poluentes deste metal, ele está presente na formulação da maioria dos fertilizantes.

Em riachos, os insetos aquáticos são um importante componente da diversidade aquática e possuem estratégias variadas de obtenção de recursos alimentares, podendo utilizar recursos de origem autóctone (*i.e.* do próprio sistema) ou alóctone (*i.e.* de fora do sistema). A rota de alimentação alóctone é representada principalmente pelos organismos fragmentadores e predadores. Os fragmentadores são responsáveis pela trituração da matéria orgânica alóctone (principalmente restos de folhas) depositada no leito do riacho (GONÇALVES et al., 2006). Além disso, ao fragmentarem a matéria orgânica particulada grossa, transformam o material em partículas menores, disponibilizando recursos para outros níveis tróficos (*e.g.* coletores e filtradores). Dentre os insetos fragmentadores, o gênero *Phylloicus* (Trichoptera) é o mais abundante em riachos subtropicais (TONELLO et al., 2016), representando cerca de 90% da fauna de fragmentares nestes ambientes (TONIN et al., 2014).

Como é evidente a contaminação por metais pesados dos rios e riachos circundados por atividades antrópicas, conseqüentemente, pode haver efeitos negativos sobre a diversidade e estrutura das comunidades aquáticas (LEFCORT et al., 2010; HAMIDIAN et al., 2016). Este estudo procurou avaliar a capacidade de acumulação de metais pesados por

insetos aquáticos. Assim, o objetivo principal deste trabalho foi avaliar as concentrações de cobre, cádmio e cromo acumuladas em três níveis da cadeia trófica de invertebrados aquáticos em riachos (*i.e.* detrito foliar, fragmentadores e predadores). Além disso, em complemento, é importante avaliar se o processo de biomagnificação ocorre ao longo desta rota trófica. Desta forma, será possível compreender a dinâmica de metais pesados no ambiente aquático e auxiliar futuros estudos focados em estratégias de mitigação de impactos ambientais relacionados a este tipo de contaminação.

## Material e Métodos

### Área de estudo

O estudo foi realizado na região norte do Rio Grande do Sul, situada a aproximadamente 768 m a.n.m., apresentando temperatura média de  $17 \pm 1^\circ\text{C}$  e precipitação anual que varia entre 1900 e 2200 mm. A região faz parte do Domínio Mata Atlântica e a vegetação é constituída por um misto de Floresta Subtropical, composta por espécies com distribuição tropical-subtropical do Alto Uruguai e Floresta Ombrófila Mista (OLIVEIRA-FILHO et al., 2015), sendo o clima da região caracterizado como subtropical do tipo temperado (tipo Cfb de Köppen) (ALVARES et al., 2014). Os solos são carac-

terizados como sendo de origem vulcânica, com basaltos e riolitos da formação Serra Geral (STRECK, 2008). Os riachos estudados são de pequena ordem ( $\leq 2$ a ordem), com largura média inferior a 3 m e profundidade máxima de 0,4 m e substrato predominantemente pedregoso com bancos de detrito vegetal depositado no leito.

Para este estudo, foram selecionados seis riachos inseridos em uma matriz predominantemente agrícola, que apresentam diferentes níveis de integridade da zona ripária, principalmente com diferentes percentuais de uso e ocupação do solo (Tabela I). A porcentagem de agricultura e vegetação arbórea nativa na área de drenagem dos riachos foi quantificada a partir do uso dos *softwares* Idrisi Selva e MapInfo Professional 8.5, de acordo com Picolotto et al. (2018), considerando 30m em ambas as margens. As variáveis limnológicas (temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e turbidez) foram mensuradas *in situ* a partir de um analisador multiparâmetro HORIBA® U50.

### Coleta do material biológico

Nos seis riachos estudados, foram coletadas três subamostras de insetos aquáticos fragmentadores (*Phylloicus* sp.) e predadores (*Corydalus* sp. e *Anacroneturia* sp.) com auxílio de um amostrador Surber (malha de 250  $\mu\text{m}$  e área de 0,09  $\text{m}^2$ ). Os organismos

**Tabela I.** Porcentagem de agricultura e vegetação arbórea nativa na área de drenagem dos riachos e variáveis limnológicas em riachos da região norte do Rio Grande do Sul. OD: oxigênio dissolvido; CE: condutividade elétrica

Riachos	Vegetação (%)	Agricultura (%)	Temperatura da água ( $^\circ\text{C}$ )	OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	pH	CE ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	Turbidez (UNT)
R1	15,6	50,5	17,7	7,42	6,4	45,0	4,5
R2	77,9	12,8	17,3	6,32	6,4	65,3	3,1
R3	48,0	3,3	16,8	9,53	7,5	134,0	2,8
R4	29,4	18,5	15,0	8,75	7,0	75,0	3,1
R5	5,9	66,4	18,5	8,02	6,4	122,3	4,8
R6	8,6	59,9	17,4	7,37	6,5	106,0	4,4

foram identificados até o menor nível taxonômico possível (gênero para a maioria dos organismos) de acordo com Mugnai et al. (2010) e Salles et al. (2004). A classificação dos fragmentadores e predadores a partir dos gêneros identificados seguiu as recomendações de Tomanova et al. (2006). Nos mesmos trechos dos riachos foram coletadas amostras de detritos foliares diretamente com sacos plásticos. O detrito coletado foi escolhido aleatoriamente no leito dos riachos e era composto pelo *mix* de folhas de espécies vegetais ocorrentes na zona ripária dos riachos. O material foi lavado e seco (40°C) para posterior análise dos metais.

### Análise de metais

Para análise dos metais, o material biológico (insetos e detrito foliar) foi seco em estufa (60°C/48h). Após a secagem foi pesado (~0,3 g de cada amostra) e transferido para um tubo de ensaio onde foi adicionada uma solução de  $\text{NHO}_3$  e  $\text{H}_2\text{O}_2$  (4:1). O material foi digerido a 150°C/30 min e depois a solução foi diluída com água de MilliQ, de acordo com os procedimentos utilizados por Loureiro et al. (2018). Sempre que possível, a análise dos metais nos insetos foi feita a partir da extração de um único indivíduo, porém, quando os insetos não apresentaram massa suficiente, era feito um *pool* com 3 a 5 larvas por amostras. Por fim, a quantificação dos metais foi realizada por meio de espectrofotometria de absorção atômica utilizando uma lâmpada específica para cada metal (LOUREIRO et al., 2018).

### Análise dos dados

Inicialmente, a normalidade dos dados foi verificada por um teste de Shapiro-Wilk e as concentrações de metais no detrito foliar e insetos aquáticos foram transformadas em  $\log(x+1)$  para atender os pressupostos de aná-

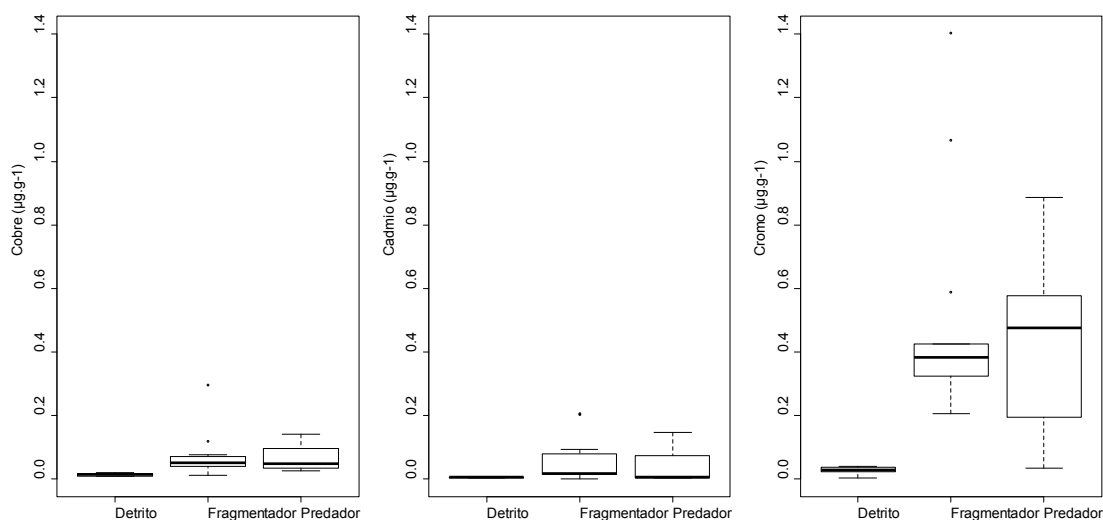
lise paramétrica. Foram realizadas análises de variância de dois fatores (*two way ANOVA*), sendo os riachos e os componentes biológicos os fatores categóricos. Posteriormente, foram realizados testes de Tukey para verificar a diferença nas concentrações de metais em relação aos três níveis da cadeia trófica dos insetos e riachos. As análises foram realizadas no *software R* (R CORE TEAM, 2018).

## Resultados

As concentrações dos metais acumuladas no detrito e nos insetos aquáticos variaram apenas entre os três níveis da cadeia trófica (Figura 1; Tabela II). O detrito apresentou baixas concentrações acumuladas de metais ao ser comparado com as larvas dos insetos (Figura 1). De maneira geral, as concentrações médias de Cu foram oito vezes menores que as concentrações de Cr, enquanto as concentrações de Cd foram 12 vezes menores que as concentrações de Cr nos detritos e insetos aquáticos. As concentrações dos metais no detrito foram inferiores em relação aos insetos aquáticos. Por outro lado, as concentrações dos metais nos fragmentadores e predadores foram semelhantes (Figura 1).

A concentração média de Cu acumulada pelos detritos foi de  $0,013 \pm 0,001 \mu\text{g.g}^{-1}$ , enquanto que os predadores e fragmentadores acumularam  $0,070 \pm 0,018 \mu\text{g.g}^{-1}$  e  $0,077 \pm 0,022 \mu\text{g.g}^{-1}$ , respectivamente. Para Cr, os fragmentadores apresentaram as maiores concentrações ( $0,753 \pm 0,218 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) quando comparados aos predadores ( $0,583 \pm 0,169 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) e detrito ( $0,027 \pm 0,002 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Para Cd, as concentrações foram maiores nos fragmentadores ( $0,056 \pm 0,021 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) quando comparados aos predadores ( $0,046 \pm 0,025 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) e detrito ( $0,004 \pm 0,001 \mu\text{g.g}^{-1}$ ).

**Figura 1.** Concentração (log) de cobre, cádmio e cromo acumulados nos detritos e insetos fragmentadores e predadores em riachos da região norte do Rio Grande do Sul. Os boxplots são baseados na mediana dos valores de concentração dos metais



**Tabela II.** Resultados da ANOVA de dois fatores para as concentrações dos metais nos detritos foliares e insetos aquáticos em riachos da região norte do Rio Grande do Sul

	gl	SQ	F	p
<b>Cobre (Cu)</b>				
Níveis da Cadeia Trófica	2	0,0153	7,823	0,002
Riacho	5	0,0028	1,443	0,245
Níveis da Cadeia Trófica:Riacho	6	0,0025	1,302	0,293
<b>Cádmio (Cd)</b>				
Níveis da Cadeia Trófica	2	0,0108	3,901	0,034
Riacho	5	0,0012	0,450	0,809
Níveis da Cadeia Trófica:Riacho	6	0,0025	0,913	0,502
<b>Cromo (Cr)</b>				
Níveis da Cadeia Trófica	2	0,9327	17,239	<0,001
Riacho	5	0,0626	1,157	0,359
Níveis da Cadeia Trófica:Riacho	6	0,0704	1,301	0,294

## Discussão

Neste estudo, as concentrações dos metais acumulados pelos três níveis da cadeia trófica não variaram entre os riachos, demonstrando que, mesmo em riachos com alto percentual de vegetação ripária na área de drenagem, as

atividades antrópicas desenvolvidas ao longo da bacia podem colaborar com a contaminação dos ambientes aquáticos. Embora os metais pesados possam estar presentes devido a processos naturais (*e.g.* intemperismo das rochas) (MAGALHÃES et al., 2015), na região de estudo cerca de 90% dos usos do

solo são destinados a cultivos de culturas agrícolas, principalmente a cultura da soja (ROVANI et al., 2019). Os riachos localizados em regiões com intensa atividade antrópica se tornam vulneráveis à contaminação de metais, expondo assim a biodiversidade aquática presente nesses ambientes.

As concentrações dos três metais pesados estudados apresentaram-se inferiores nos detritos foliares em relação aos fragmentadores. Em ecossistemas aquáticos heterotróficos, a principal fonte de energia é o aporte de matéria orgânica alóctone, proveniente da vegetação ripária (VANNOTE et al., 1980; SCHALLER et al., 2011), a qual possui importante função na retenção de contaminantes oriundos das áreas adjacentes aos riachos (DESCHENES et al., 2003). Para os fragmentadores, a entrada de matéria orgânica alóctone é a principal fonte de recursos (GONÇALVES et al., 2014). Sendo assim, podemos sugerir que os fragmentadores estão acumulando metais também a partir do consumo do material alóctone (*i.e.* detritos foliares). Ainda, as baixas concentrações de metais observadas nos detritos foliares podem estar relacionadas ao processo de decomposição foliar, uma vez que este processo libera contaminantes ao ambiente aquático.

Além disso, podemos ressaltar que os efeitos dos metais pesados sobre a rota alimentar dos fragmentadores foram pouco abordados até o momento na literatura. Hepp et al. (2017), em um estudo laboratorial, observaram que larvas do fragmentador *Sericostoma vittatum* (Trichoptera: Sericostomatidae), alimentadas com discos foliares contaminados com Arsênio (As), acumularam 22 vezes mais deste metal do que as larvas alimentadas com discos foliares não contaminados. Por outro lado, Loureiro et al. (2018) observaram que as concentrações de Zinco (Zn) em insetos fragmentadores foram maiores em riachos com influência agrícola quando comparados a riachos naturais, indicando que práticas agri-

colas podem contribuir para a contaminação desses organismos. Estas fontes de poluição têm intensificado os impactos ambientais, mediante a liberação de metais no ambiente, gerando problemas para a biodiversidade aquática (SOW et al., 2013).

As concentrações de Cu, Cd e Cr nos fragmentadores e predadores diferiram em relação ao detrito foliar, mas não entre si. O acúmulo de metais em invertebrados aquáticos ocorre por contato direto com os sedimentos ou por ingestão de alimentos (MAGALHÃES et al., 2015) e, assim, com base nos hábitos alimentares, algumas espécies de invertebrados aquáticos podem acumular mais metais do que outras (POURANG, 1996). Em virtude disto, neste estudo os predadores, que possuem hábitos alimentares mais generalizados, não estão acumulando metais a partir da alimentação de fragmentadores, demonstrando que não observamos biomagnificação. Além disso, podemos sugerir que os insetos aquáticos excretam os metais ou que há retenção destes tecidos dos insetos, e que são liberados em função das mudas durante o seu desenvolvimento larval. Em complemento a isto, Mogren et al. (2013) observaram que *Chironomus riparius* excreta arsênio (As) juntamente com o exoesqueleto. Dessa forma, a diminuição da concentração de metais ao longo dos níveis tróficos indica a eficiência na eliminação de contaminantes por parte dos organismos durante seu período de vida nos riachos (WATANABE, 2008).

## Conclusão

Concluimos que os insetos aquáticos fragmentadores acumularam mais facilmente os metais pesados estudados (Cu, Cd e Cr) a partir da alimentação por detritos foliares. Além disso, foi possível concluir que os detritos orgânicos que entram nos riachos

possuem capacidade de acumulação de metais, mesmo sendo tecidos mortos e, assim, acabam contaminando a cadeia trófica de detritívoros. Ainda, os metais estudados, mesmo sendo caracterizados por alta capacidade de bioacumulação, não biomagnificaram na cadeia trófica estudada. Por fim, os grupos

tróficos de insetos estudados, sobretudo os fragmentadores, demonstraram potencial de acumulação de metais e podem ser usados como bioindicadores da contaminação dos ambientes aquáticos por esses elementos químicos.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Mayara Breda e Maiane Bury de Oliveira pelo auxílio nas análises de campo e laboratoriais. MNM agradece ao programa BIC/FAPERGS pela concessão de bolsa de iniciação científica. RCL recebe bolsa da PROSUP/CAPES. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. LUH recebe apoio financeiro do CNPq (421632/2016-0 e 305203/2017-7).

## REFERÊNCIAS

- ALVARES, C.A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.
- ATAFAR, Z.; MESDAGHINA, A.; NOURI, J.; HOMAEI, M.; YUNESIAN, M.; AHMADIOGHADDAM, M.; MAHVI, A. H. Effect of fertilizer application on soil heavy metal concentration. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 160, n. 1, p. 83-89, 2010.
- BANAT, K.; FÖRSTNER, U.; MÜLLER, G. Experimental mobilization of metals from aquatic sediments by nitrilotriacetic acid. **Chemical Geology**, v. 14, n. 3, p. 199-207, 1974.
- BURCHARD, L.A.; LIUS S. M.; VINCE, F. Drinking water source contamination early warning system and modeling in China: a review. **International Journal of Environmental Pollution and Remediation**, v. 1, n. 1, p. 13-19, 2012.
- CHOPPALA, G.; SAIFULLAH; BOLAN, N.; BIBI, S.; IQBAL, M.; RENGEL, Z.; KUNHIKRISHNAN, A.; ASHWATH, N.; OK, Y. S. Cellular mechanisms in higher plants governing tolerance to cadmium toxicity. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 33, n. 5, p. 374-391, 2014.
- CONNOLLY, N. M.; PEARSON, R. G.; LOONG, D.; MAUGHAN, M.; BRODIE, J. Water quality variation along streams with similar agricultural development but contrasting riparian vegetation. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 213, p. 11-20, 2015.
- CORBI, J.J.; FROEHLICH, C.G. Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams located in areas with sugar cane cultivation. **Química Nova**, v. 33, n. 3, p. 644-648, 2010.
- COURTNEY, L.A.; CLEMENTS, W.H. Assessing the influence of water and substratum quality on benthic macroinvertebrate communities in a metal-polluted stream: an experimental approach. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 9, p. 1766-1778, 2002.



- DELIBERALLI, W.; CANSIAN, R. L.; PEREIRA, A. A.; LOUREIRO, R. C.; HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. The effects of heavy metals on the incidence of morphological deformities in Chironomidae (Diptera). **Zoologia**, v. 35, p. 1-7, 2018.
- DESCHENES, M.; BELANGER, L.; GIROUX, J.F. Use of farmland riparian strips by declining and crop damaging birds. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 95, n. 2-3, p. 567-577, 2003.
- GONÇALVES Jr, J. F.; DE SOUZA REZENDE, R.; GREGÓRIO, R. S.; VALENTIN, G. C. Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. **Limnologia**, v. 44, p. 40-48, 2014.
- GONÇALVES, J.F. Jr.; FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 49, p. 967-973, 2006.
- HAMIDIAN, M. H.; EDKINS, S. D.; JOO, S. H.; KOSTIN, A.; EISAKI, H.; UCHIDA, S.; LAWLER, M. J.; KIM, A. E.; MACKENZIE, P. A.; FUJITA, K.; LEE, J. Detection of a Cooper-pair density wave in Bi 2 Sr 2 CaCu 2 O 8+ x. **Nature**, v. 532, n. 7599, p. 343, 2016.
- HEPP, L. U.; PRATAS, J. A.; GRAÇA, M. A. Arsenic in stream waters is bioaccumulated but neither biomagnified through food webs nor biodispersed to land. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 139, p. 132-138, 2017.
- HEPP, L.U.; URBIM, F. M.; TONELLO, G.; LOUREIRO, R. C.; SAUSEN, T. L.; FORNEL, R.; RESTELLO, R. M. Influence of land-use on structural and functional macroinvertebrate composition communities associated on detritus in Subtropical Atlantic Forest streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, n. 3, p. 1-10, 2016.
- HUNT, L. BONETTO, C., MARROCHI, N., SCALISE, A., FANELLI, S., LIESS, M.; LYDY, M. J.; CHIU, M. C.; RESH, V. H. Species at Risk (SPEAR) index indicates effects of insecticides on stream invertebrate communities in soy production regions of the Argentine Pampas. **Science of the Total Environment**, v. 580, p. 699-709, 2017.
- LEFCORT, H.; VANCURA, J.; LIDER, E. L. 75 years after mining ends stream insect diversity is still affected by heavy metals. **Ecotoxicology**, v. 19, n. 8, p. 1416-1425, 2010.
- LOUREIRO, C. R.; MENEGAT, M. N.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Incorporation of zinc and copper by insects of different functional feeding groups in agricultural streams. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 18, p. 17402-17408, 2018.
- LUOMA, S.N.; RAINBOW, P.S. Critical Review Why Is Metal Bioaccumulation So Variable Biodynamics as a Unifying Concept. **Environmental Science & Technology**, v. 39, n. 7, p. 1921-1931, 2005.
- MAGALHÃES, D. P.; DA COSTA MARQUES, M. R.; BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F. Metal bioavailability and toxicity in freshwaters. **Environmental Chemistry Letters**, v. 13, n. 1, p. 69-87, 2015.
- MOGREN, C. L.; WEBB, S. M.; WALTON, W. E.; TRUMBLE, J. T. Micro x-ray absorption spectroscopic analysis of arsenic localization and biotransformation in *Chironomus riparius* Meigen (Diptera: Chironomidae) and *Culex tarsalis* Coquillett (Culicidae). **Environmental Pollution**, v. 180, p. 78-83, 2013.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. L. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Technical Books Editora, 2010.
- NORDBERG, F. G.; NOGAWA, K.; NORDBEG, M. **Handbook on the Toxicology of Metals**. Fourth Edition, 2014.

- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; EISENLOHR, P. V.; NEVES, D. R. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, v. 8, n. 3, p. 1-23, 2015.
- ONTUMBI, G.; OBANDO, J.; ONDIEKI, C. The influence of Agricultural Activities on the Water Quality of the River Sosiani in Uasin Gishu County, Kenya. **International Journal of Research in Agricultural Sciences**, v. 2, p. 34-40, 2015.
- PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A.B. **Trace Elements from Soil to Human**. Berlin: Springer-Verlag, 2007.
- POURANG, N. Heavy metal concentrations in surficial sediments and benthic macroinvertebrates from Anzali wetland, Iran. **Hydrobiologia**, v. 331, n. 1, p. 53-61, 1996.
- QU, X.; WU, N.; TANG, T.; CAI, Q.; PARK, Y. S. Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate communities in high mountain streams. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v. 46, p. 291-302, 2010.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org>.
- ROVANI, I. L.; DOS SANTOS, J. E.; DECIAN, V. S.; ZANIN, E. M. Assessing Naturalness Changes Resulting from a Historical Land Use in Brazil South Region: An Analysis of the 1986-2016 Period. **Journal of environmental protection (PRINT)**, v. 10, p. 149-163, 2019.
- SALLES, F.F.; DA-SILVA, E. R.; HUBBARD, M. D.; SERRÃO, J. E. As espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil. **Biota Neotropica**, v. 4, n. 2, p. 1-34, 2004.
- SCHALLER, J.; BRACKHAGE, C.; MKANDAWIRE, M.; DUDEL, E. G. Metal/metalloid accumulation/remobilization during aquatic litter decomposition in freshwater: a review. **Science of the Total Environment**, v. 09, p. 4891-4898, 2011.
- SCHULZ, R. Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: a review. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, p. 419-448, 2004.
- SOW, A. Y.; ISMAIL A.; ZULKIFLI S. Z. An assessment of heavy metal bioaccumulation in Asian swamp eel, *Monopterus albus*, during plowing stages of a paddy cycle. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, p. 1-7, 2013.
- STRECK, E.V.; KAMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLAMT, E.; DO NASCIMENTO, P. C.; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E.; PINTO, L. F. S. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2. ed. Porto Alegre: Emater/RS-Ascar, 2008.
- TOMANOVA, S.; GOITIA, E.; HELESIC, J. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. **Hydrobiologia**, v. 556, n. 1, p. 251-264, 2006.
- TONELLO, G.; NAZILOSKI, L. A.; TONIN, A. M.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Effect of *Phylloicus* on leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnetica**, v. 35, n. 1, p. 243-252, 2016.
- TONIN, A. M.; HEPP, L. U., RESTELLO, R. M., & GONÇALVES, J. F. Understanding of colonization and breakdown of leaves by invertebrates in a tropical stream is enhanced by using biomass as well as count data. **Hydrobiologia**, p. 79-88, 2014.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 137, p. 130-137, 1980.
- WATANABE, K.; MONAGHAN, M. T.; TAKEMON, Y.; OMURA, T. Biodilution of heavy metals in a stream macroinvertebrate food web: evidence from stable isotope analysis. **Science of the total environment**, v. 394, n. 1, p. 57-67, 2008.

ZHOU, Q.; ZHANG, J.; FU, J.; SHI, J.; JIANG, G. Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. **Analytica Chimica Acta**, v. 606, n. 2, p. 135-150, 2008.

ZHU, F.; QU, L.; FAN, W.; WANG, A.; HAO, H.; LI, X.; YAO, S. Study on heavy metal levels and its health risk assessment in some edible fishes from Nansi Lake, China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, p. 1-13, 2015.

