



Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Câmpus de Três Lagoas
Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas



**CHIRONOMIDAE: COMPOSIÇÃO E ALTERAÇÕES MORFOLÓGICAS NO
MENTO ASSOCIADAS ÀS VARIÁVEIS AMBIENTAIS AO LONGO DE UM
GRADIENTE LONGITUDINAL EM RIACHOS DO CERRADO**

Aluna: Juliana Isabella Menezes Teixeira da Silva
Orientadora: Silvia Vendruscolo Milesi
Corientadora: Mariana Nunes Menegat

Três Lagoas – MS
2025

CHIRONOMIDAE: COMPOSIÇÃO E ALTERAÇÕES MORFOLÓGICAS NO MENTO ASSOCIADAS ÀS VARIÁVEIS AMBIENTAIS AO LONGO DE UM GRADIENTE LONGITUDINAL EM RIACHOS DO CERRADO

RESUMO

Objetivos: o trabalho tem como objetivo avaliar a influência de variáveis ambientais sobre a assembleia de Chironomidae em riachos, distribuídos ao longo de um gradiente longitudinal de uma bacia hidrográfica. **Métodos:** O estudo foi realizado em 15 riachos distribuídos nas zonas alta, média e baixa da bacia hidrográfica do Rio Sucuriú, localizada no Mato Grosso do Sul. As coletas dos organismos foram realizadas utilizando uma rede-D. Os organismos foram coletados e fixados em álcool 70% e identificados até o nível taxonômico de gênero. A variação ambiental (temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, sólidos dissolvidos totais, alcalinidade, fósforo, amônia, Cádmio e Zinco) entre zonas foram analisadas por PCA, enquanto diferenças na abundância e riqueza de gêneros foram analisadas por ANOVA com teste de Tukey HSD. As relações entre variáveis ambientais e gêneros com deformidades foram analisadas por correlação de Spearman. **Resultados:** A composição da assembleia da família Chironomidae variou ao longo do gradiente longitudinal. A alcalinidade, temperatura e condutividade elétrica foram maiores nos riachos das zonas média e baixa, enquanto os valores de oxigênio dissolvido e condutividade elétrica foram mais altos nos riachos da zona alta. A incidência de deformidades no mento de Chironomidae apresentou associação com as concentrações de cádmio e zinco na água e com a alcalinidade. A incidência de deformidades no gênero *Rheotanytarsus* correlacionou-se positivamente com zinco ($r_s = 0,62$; $p = 0,01$), *Cricotopus* com cádmio ($r_s = 0,56$; $p = 0,02$), enquanto, o *Polypedilum* apresentou correlação negativa com zinco e alcalinidade ($r_s = 0,55$; $p = 0,03$). **Conclusão:** Conclui-se que a composição da assembleia da família Chironomidae e a incidência de deformidades no mento foram diretamente associadas a alcalinidade e as concentrações de cádmio e zinco. Sendo assim, os gêneros *Cricotopus* e *Rheotanytarsus* demonstraram seu potencial uso como indicadores da qualidade ambiental.

Palavras-chave: insetos aquáticos, deformidades, metais pesados, qualidade ambiental.

¹Este trabalho está formatado conforme as normas da revista Acta Limnologica Brasiliensia. Disponível em: <https://actalb.org/instructions#nav0>

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a degradação dos ecossistemas aquáticos tem se intensificado em decorrência das atividades antrópicas, resultando na deposição de contaminantes no leito dos rios e variações nas características limnológicas (Mundahl e Mundahl, 2022). Atividades antrópicas, como mineração, uso de herbicidas, pesticidas e descarte de efluentes industriais, contribuem para o aumento da concentração de metais pesados e, consequentemente, de seus efeitos tóxicos sobre os ecossistemas aquáticos (Aziz et al., 2023). O zinco, embora seja um elemento essencial para processos metabólicos de diversos organismos aquáticos, pode tornar-se tóxico em concentrações elevadas (Esteves, 2021; Trenfield et al., 2023;). O cádmio, é considerado um metal não essencial e sua origem pode ser proveniente de fontes naturais ou antrópicas, e sua presença no ambiente está frequentemente associada a efeitos tóxicos sobre uma ampla diversidade de organismos (Cullen & Maldonado, 2013; Esteves, 2021). Segundo Cullen & Maldonado (2013) a biodisponibilidade e o potencial tóxico do Cádmio em ambientes de água doce, estão diretamente relacionados à forma química em que esse metal se encontra no meio ambiente. Cullen & Maldonado (2013), também afirmam que ambientes com águas mais ácidos tendem a aumentar a toxicidade do cádmio, uma vez que o baixo valor do pH favorece a liberação de formas mais tóxicas do metal, como o íon Cd^{2+} . Tais impactos podem alterar a composição e a morfologia de organismos da família Chironomidae (Deliberalli et al., 2018). Nesse contexto, torna-se fundamental a busca por ferramentas eficazes de avaliação da qualidade ambiental, e os Chironomidae têm sido amplamente utilizados como bioindicadores por serem organismos abundantes e responderem às alterações ambientais (Odume & Muller, 2011). No entanto, nem todos os táxons da família apresentam eficiência no biomonitoramento (Odume & Muller, 2011).

A família Chironomidae constitui-se como a mais abundante da ordem Diptera nos ecossistemas aquáticos continentais (Hamada et al., 2019). Alguns táxons da família Chironomidae, apresentam hábitos detritívoros contribuindo para a ciclagem de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, além de desempenharem papel essencial na cadeia alimentar de diversos peixes (Marques et al., 1999). A família Chironomidae apresenta ampla distribuição geográfica e são conhecidos por sua tolerância a ambientes impactados (Machado et al., 2015). Nunes et al. (2020) registraram maior abundância de Chironomidae no córrego impactado pelo aporte de matéria orgânica em relação ao córrego natural. Neste mesmo estudo, Nunes et al. (2020) observaram que o maior aporte de matéria orgânica influenciou a composição de gêneros, resultando na predominância de *Chironomus* e *Goeldichironomus* nas áreas

impactadas, táxons reconhecidos por sua tolerância ao enriquecimento orgânico. Segundo Marziali et. (2024), espécies *Diamesa zernyi* e *Diamesa tonsa* são organismos tolerantes a elevados níveis de mercúrio, entretanto, são sensíveis a altas concentrações de dicloro-difenil-tricloroetano.

As larvas de Chironomidae apresentam diferentes níveis de tolerância a essas variações ambientais, as quais podem gerar deformidades morfológicas no mento (Odume et al., 2016). Por exemplo, Nakanishi et al. (2025) descreveram que a espécie *Polypedilum sp.* como altamente tolerante a ecossistemas aquáticos ácidos, com limite de tolerância ao pH que pode chegar a até 2,0. Em relação as deformidades, o gênero *Chironomus*, por exemplo, é descrito como sensível a ambientes impactados, apresentando deformidades morfológicas no mento em resposta à contaminação de ecossistemas aquáticos (Montaño-Campaz et al., 2019). Youbi et al. (2020) descreveram que a presença das deformidades no mento de larvas de *Chironomus*, apresentaram correlações significativas com o chumbo. Por sua vez, Deliberalli et al. (2018) observaram maior incidência de deformidades no mento de *Chironomus* associado com maiores concentrações de Cobre e Zinco. Al-Shami et al. (2010) descreveram em seu estudo que a incidência de deformidades no mento e na epifaringe de Chironomidae apresentou correlação positiva com o aumento das concentrações de sólidos suspensos totais, de alumínio total e de nitrogênio amoniacal, e com diminuição do pH e o oxigênio dissolvido.

Além de mudanças oriundas de alterações antrópicas, os padrões da estrutura da comunidade de Chironomidae podem variar ao longo de um gradiente longitudinal da bacia hidrográfica. Ao longo do gradiente longitudinal da bacia hidrográfica, as comunidades de Chironomidae tendem a refletir as variações ambientais entre os trechos alto, médio e baixo curso. Em cabeceiras, predominam espécies adaptadas a águas frias, correntes rápidas e elevada oxigenação, enquanto nos trechos médios ocorre uma transição, com aumento da heterogeneidade de habitats e presença de táxons mais tolerantes (Vannote et al., Tomanova et al., 2007; Roque et al., 2010). Nas porções inferiores do rio, a comunidade é dominada por espécies oportunistas, associadas a maiores taxas de sedimentação e acúmulo de matéria orgânica (Vannote et al., Tomanova et al., 2007 Roque et al., 2010). Por exemplo, organismos da subfamília Orthocladiinae são frequentemente registrados em riachos de cabeceira, onde apresentam adaptações às condições típicas desses ambientes (Floss et al., 2012). No entanto, representantes da subfamília Chironominae tendem a ocorrer com maior frequência nas partes inferiores dos cursos d'água, refletindo sua preferência e tolerância às características presentes nesses ecossistemas (Floss et al., 2012). Avaliar o padrão longitudinal da bacia permite

compreender como fatores ambientais moldam as comunidades de Chironomidae (Yanygina & Schletterer, 2025).

Com isso, o trabalho tem como objetivo avaliar a influência de variáveis ambientais sobre a assembleia de Chironomidae em riachos, distribuídos ao longo de um gradiente longitudinal de uma bacia hidrográfica. As hipóteses propostas são: (I) a zona baixa da bacia hidrográfica apresentará maior abundância e riqueza de Chironomidae; e (II) a incidência de deformidades no mento será maior na zona baixa; e (III) em relação às variáveis limnológicas, apresentará incidência de deformidades em locais com menores concentrações de oxigênio dissolvido e maiores valores de metais pesados.

Metodologia

Área de estudo

O estudo foi realizado em 15 riachos (<4ª ordem), distribuídos em três zonas (alta, média e baixa) da Bacia Hidrográfica do Rio Sucuriú (Centro-Oeste do Brasil; 18°12'36" e 20°49'1,6" S; 51°38'2,79" e 53°31'27,96" O; Figura 1). A bacia hidrográfica está localizada no domínio do Cerrado, caracterizado predominantemente por vegetação do tipo savana (Capoane & Fushimi, 2024). O clima é tropical, com pluviosidade média mensal variando de 30 a 250 mm e temperaturas mensais iguais ou superiores a 18°C (Rocha, 2020). A vegetação natural vem sendo progressivamente substituída por monoculturas, refletida nos diferentes tipos de uso e ocupação das zonas da bacia hidrográfica (Benini, 2015; Capoane & Fushimi, 2024). A zona alta da bacia hidrográfica possui sua área, ocupada, principalmente por atividades agrícolas, a zona média por pecuária e a zona baixa por plantio de eucalipto (Benini, 2015; Rocha, 2020).

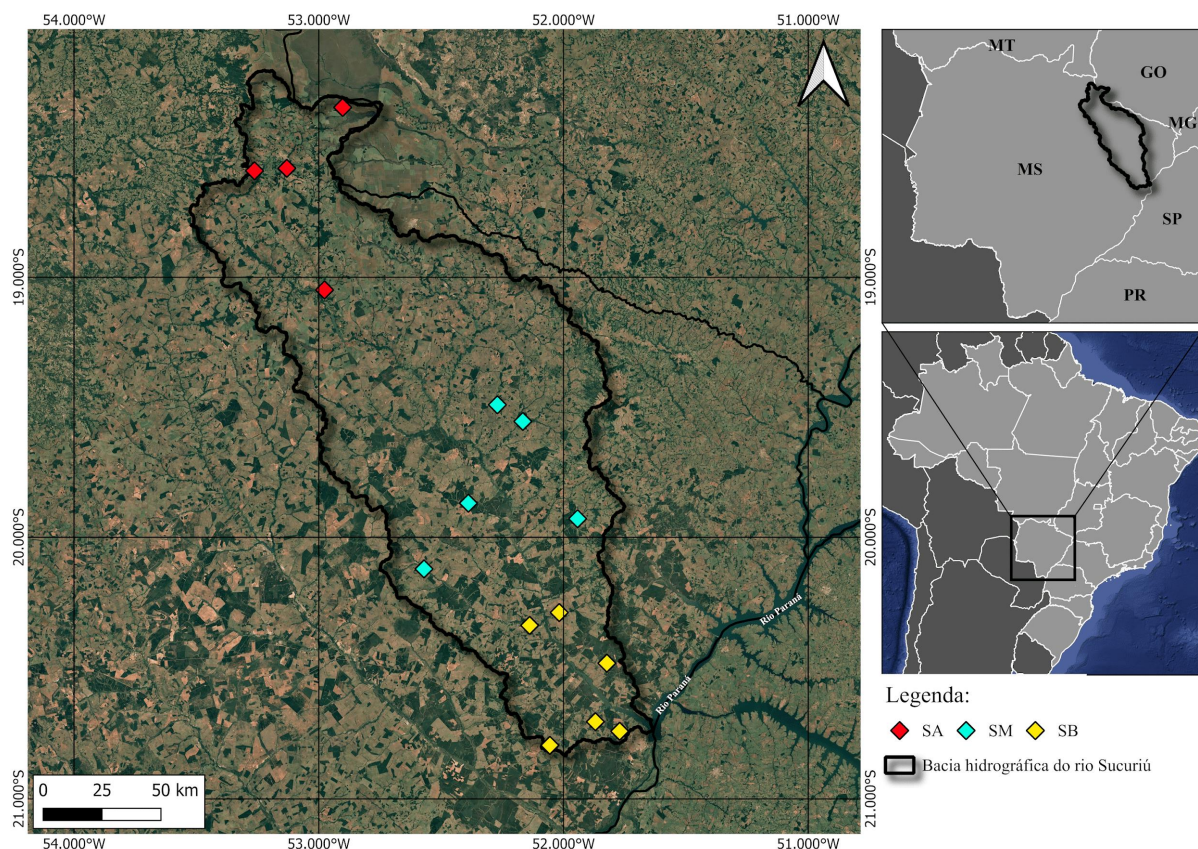


Figura 1. Localização geográfica dos riachos amostrados na bacia hidrográfica do Rio Sucuriú, Mato Grosso do Sul (MS). SA: Riachos da zona alta da bacia; SM: Riachos da zona média; SB: Riachos da zona Baixa.

Material Biológico

Os insetos aquáticos foram coletados com o auxílio de uma rede em D (malha de 500 μ m), onde foram realizadas três sub-amostragens em cada riacho. No campo, as larvas foram fixadas em álcool 70% e posteriormente encaminhadas ao laboratório para identificação. No laboratório, os indivíduos da família Chironomidae foram separados dos demais insetos e identificados até nível taxonômico de gênero (Hamada et al., 2019). Para a avaliação de deformidades no mento dos gêneros identificados, foram confeccionadas lâminas semipermanentes, utilizando meio de Hoyer (Trivinho-Strixino e Strixino, 1995).

Variáveis Limnológicas e Metais pesados

Nos riachos, foram mensuradas as variáveis limnológicas temperatura da água ($^{\circ}$ C), pH, condutividade elétrica (μ S/cm), oxigênio dissolvido (mg/L) e sólidos dissolvidos totais (g L) utilizando um analisador multiparâmetro (HORIBA® U-52). Foram coletadas amostras de água para análise da alcalinidade, amônia, fósforo total, Zinca (Zn) e Cádmio (Cd). A alcalinidade (mg/L) foi determinada por meio da titulação das amostras utilizando H_2SO_4 0,02 N. As concentrações de amônia (mg/L) e fósforo total (mg/L) foram determinadas por métodos

espectrofotométricos, utilizamos um espectrômetro digital UV/VIS (Logen, modelo LS 7022). Para a quantificação de Zn e Cd nas amostras de água, realizou-se uma sequência de três digestão com HNO₃ e HCl, seguida da análise em espectrofotômetro de absorção atômica (Varian™, modelo 240 FS). As análises foram realizadas de acordo com os métodos estabelecidos no Standard Methods (APHA, 2017).

Análises de dados

Todas as variáveis ambientais (temperatura da água, pH, Condutividade Elétrica, Oxigênio Dissolvido, Sólidos Dissolvidos Totais, Alcalinidade, Fósforo Total, Amônia, Cádmio, Zinco) foram padronizados utilizando a função *scale*. A variação ambiental entre os riachos das zonas (alta, média e baixa) foram resumidas por Análise de Componentes Principais (PCA) utilizando a função PCA do pacote FactoMineR (Josse et al., 2008). Diferenças entre zonas quanto à abundância (log10-transformada) e à riqueza de gêneros foram avaliadas por Análise de Variância (ANOVA) com teste Tukey HSD *a posteriori*. As relações entre variáveis ambientais e abundância de gêneros com deformidades foram avaliadas pela Correlação de Spearman. As análises foram realizadas no software R (R CORE TEAM, 2022).

RESULTADOS

A alcalinidade foi maior nos riachos das zonas média ($9.90 \pm 4.09 \text{ mg L}^{-1}$) e baixa ($8.08 \pm 0.34 \text{ mg L}^{-1}$) em relação a zona alta ($4.5 \pm 1.6 \text{ mg L}^{-1}$). Os riachos das zonas média ($29.9 \pm 1.7^\circ\text{C}$) e baixa ($25.2 \pm 0.69^\circ\text{C}$) apresentaram maior temperatura da água em comparação aos riachos zona alta ($22.0 \pm 0.6^\circ\text{C}$). Os valores de oxigênio dissolvidos foram maiores nos riachos da zona alta ($7.2 \pm 0.9 \text{ mg L}^{-1}$) em relação aos riachos da zona média ($6.7 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$) e baixa ($6.8 \pm 1.1 \text{ mg L}^{-1}$). Os riachos da zona alta ($0.002 \pm 0.001 \text{ mScm}^{-1}$) apresentaram menor condutividade elétrica em relação aos riachos da zona média ($0.09 \pm 0.06 \text{ mScm}^{-1}$) e baixa ($0.07 \pm 0.01 \text{ mScm}^{-1}$). As demais variáveis ambientais apresentaram similaridade em suas concentrações ao longo dos riachos das zonas na bacia hidrográfica (Tabela 1).

Tabela 1. Média e desvio padrão das variáveis ambientais mensuradas nos riachos localizados nas zonas alta, média e baixa da bacia hidrográfica do Rio Sucuriú.

Variáveis Ambientais	Zonas da Bacia Hidrográfica		
	Alta	Média	Baixa
Temperatura da água (°C)	22,0±0,6	25,2±0,6	29,9±1,7
pH	6,2±0,3	7,2±0,2	6,80±0,2
Condutividade Elétrica (mScm ⁻¹)	0.002±0.001	0,090±0,060	0,070±0,010
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	7,2±0,9	6,7±0,7	6,8±1,1
Sólidos Dissolvidos Totais (g L ⁻¹)	0,009±0,001	0,06±0.04	0,046±0,007
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	4,5±1,6	9,9±4,0	8,0±0,3
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	0,015±0,002	0,016±0,001	0,020±0,011
Amônia (mg L ⁻¹)	0,09±0,01	0.09±0,07	0.09±0,01
Cádmio (mg L ⁻¹)	0±0	0,007±0,001	0,013±0,006
Zinco (mg L ⁻¹)	0,18±0,11	0,17±0,09	0,18±0,06

Os dois primeiros eixos da PCA explicaram 63% da variabilidade total dos dados (PCA1 = 42,9% e PC2=20,1%) (Figura 1). Os riachos localizados na zona alta formaram um grupo onde eles se correlacionam negativamente com a temperatura da água, pH, alcalinidade, condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais. Enquanto os riachos das zonas média e baixa se correlacionam positivamente com os mesmos preditores ambientais. Portanto, as zonas alta, média e baixa apresentaram variações limnológicas. (Figura 1).

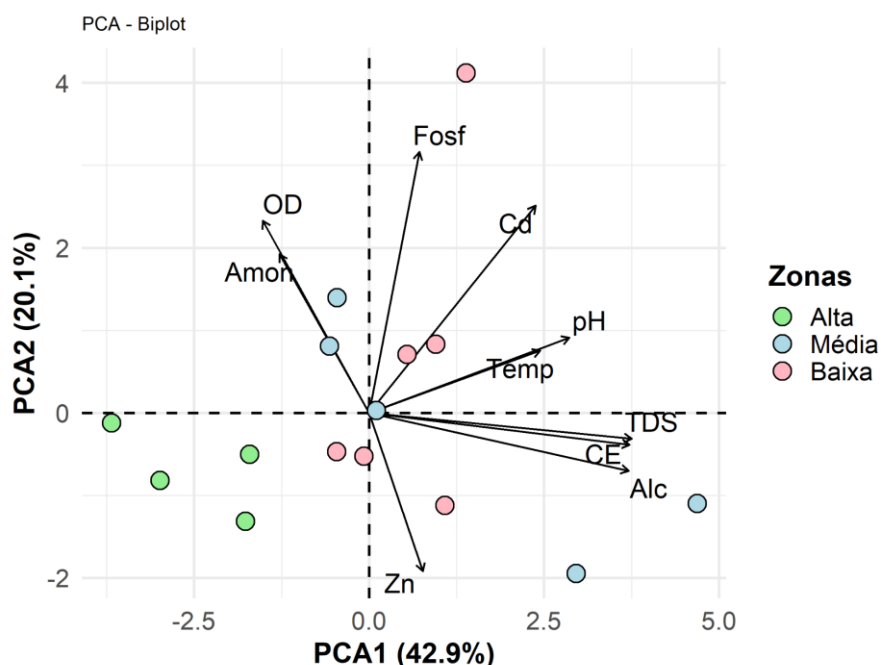


Figura 2. Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis limnológicas mensuradas nos riachos distribuídos ao longo do gradiente longitudinal da Bacia hidrográfica do Rio Sucuriú (riachos das zonas alta, média e baixa). Temperatura (temp), pH, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), sólidos dissolvidos totais (TDS), alcalinidade (Alc), fósforo (Fost), amônia (Amon), Cádmio (Cd) e Zinco (Zn).

Foram coletados um total de 1.171 Chironomidae ao longo da bacia hidrográfica (Tabela 2). Os organismos foram distribuídos em 38 gêneros, sendo *Cricotopus* o gênero mais abundante (28,8%) da zona alta, *Chironomus* (40,8%) na zona média e *Rheotanytarsus* (41,5%) o mais abundante da zona baixa. A zona alta apresentou 7 gêneros da subfamília Chironominae, 8 da subfamília Orthoclaadiinae e 1 da Taypodinae. A zona média apresentou Chironominae (11), Orthoclaadiinae (7) e da Taypodinae (4). A zona baixa apresentou as subfamílias Chironominae (18), Orthoclaadiinae (8) e da Taypodinae (6).

Tabela 2. Composição taxônomica de Chironomidae nos riachos localizados nas zonas alta, média e baixa da bacia hidrográfica do Rio Sucuriú.

Gêneros	Zonas da Bacia Hidrográfica		
	Alta	Média	Baixa
Chironominae			
<i>Beardius</i> (Reiss & Sublette, 1985)	3	3	7
<i>Caladomyia</i> (Sawedal, 1981)	0	0	10
<i>Chironomus</i> (Meigen, 1803)	0	116	3
<i>Constempelina</i> (Brundin, 1947)	0	0	1
<i>Cryptochironomus</i> (Kieffer, 1918)	0	1	3
<i>Dicrotendipes</i> (Kieffer, 1913)	0	0	1
<i>Endotribelos</i> (Grodhaus, 1987)	1	3	30
<i>Parachironomus</i> (Lenz, 1921)	0	0	1
<i>Paratanytarsus</i> (Thienemann & Bause, 1913)	0	0	6
<i>Paratendipes</i> (Kieffer, 1911)	0	6	0
<i>Phaenopsectra</i> (Kieffer, 1921)	0	0	2
<i>Polypedilum</i> (Kieffer, 1912)	11	30	69
<i>Riethia</i> (Kieffer 1917)	3	2	3
<i>Rheotanytarsus</i> (Thienemann & Bause, 1913)	5	48	349
<i>Stempellina</i> (Thienemann & Bause, 1913)	0	0	1
<i>Stempellinella</i> (Brundin, 1947)	0	1	1
<i>Stenochironomus</i> (Kieffer, 1919)	2	5	7
<i>Tanytarsus</i> (v.d. Wulp 1874)	1	18	23
<i>Xestochironomus</i> (Borkent, 1984)	0	0	1
Orthoclatiinae			
<i>Corynoneura</i> (Winnertz, 1846)	1	4	12
<i>Cricotopus</i> (v. d. Wulp 1874)	13	7	73
<i>Limnophyes</i> (Eaton, 1875)	1	0	0
<i>Lopesclaudius</i> (Oliveira, 1967)	5	11	64
<i>Nanoclaudius</i> (Kieffer, 1913)	0	3	0
<i>Onconeura</i> (Andersen & Sæther, 2005)	2	13	59
<i>Orthoclatodiinae. sp</i>	1	0	1
<i>Parametriocnemus</i> (Goetghebuer, 1932)	0	1	21
<i>Paraclaudius</i> (Hirvenoja, 1973)	1	0	0
<i>Rheocricotopus</i> (Thienemann & Harnish, 1932)	0	3	0
<i>Thienemanniella</i> (Kieffer, 1911)	1	0	3
<i>Ubatubaneura</i> (Wiedenbrug & Trivinho-Strixino, 2009)	0	0	1
Tanypodinae			
<i>Ablabesmyia</i> (Johannsen)	1	6	3
<i>Hudsonimyia</i> (Roback, 1979)	0	0	1
<i>Larsia</i> (Fittkau, 1962)	0	1	38
<i>Monopelopia</i> (Fittkau, 1962)	0	0	1
<i>Paramerina</i> (Fittkau, 1962)	0	0	1
<i>Pentaneura</i> (Philippi, 1865)	0	1	16
<i>Proclaudius</i> (Skuse, 1889)	0	1	0

A abundância de organismos diferiu entre as zonas da bacia ($F_{2;12}=8,43$; $p=0,005$), sendo maior na zona baixa e menor na zona alta ($p=0,003$; Figura 3A). Os riachos da zona baixa 835 (71,3%) apresentaram maior abundância, seguido dos riachos da zona média 284 (24,2%) e os riachos da zona alta apresentou um total de 52 (4,4%) de organismos. Em relação à riqueza de gêneros, os resultados diferiram entre os riachos das zonas da bacia ($F_{2;12}=4,30$; $p=0,039$). Sendo que a zona alta apresentou menor riqueza de gêneros (16), enquanto, a zona baixa apresentou maior riqueza de gêneros (32) ($p=0,031$; Figura 3B). Cabe ressaltar, que para ambas as métricas os riachos localizados nas zonas altas foram similares aos localizados nas zonas médias, porém diferentes das zonas baixas (Figura 03).

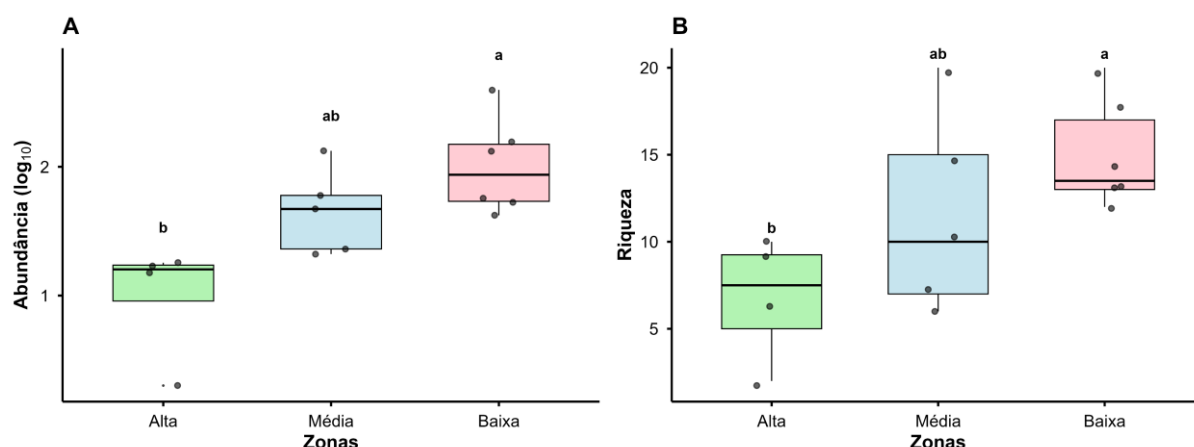


Figura 3. Box plot das ANOVA para (A) abundância e (B) riqueza de Chironomidae coletados em riachos da bacia hidrográfica do Rio Sucuriú. Letras distintas (a e b) indicam diferenças significativas entre grupos segundo o teste de Tukey ($p < 0.05$). Grupos que compartilham a mesma letra (ab) não diferem entre si.

A incidência de organismos com deformidades no mento não foi significativa entre os riachos das zonas alta, média e baixa ($F_{2;12}=0,46$; $p=0,64$). De maneira geral, a incidência de deformidades no mento na assembleia de Chironomidae foi de 6% do total de indivíduos (1.171). Nos riachos zona alta, a incidência de deformidades no mento foi de 9,6% do total indivíduos desta zona. Os riachos da zona média apresentaram 3,1% de deformidade do total de indivíduos e os riachos da zona baixa apresentaram 6,7% de deformidade.

Tabela 3. Presença de deformidades no mento de Chironomidae nas zonas alta, média e baixa da bacia hidrográfica do Rio Sucuriú.

	Zonas da Bacia Hidrográfica		
	Alta	Média	Baixa
<i>Endotribelos</i>	0	0	6
<i>Rheotanytarsus</i>	1	0	3
<i>Stenochironomus</i>	1	0	0
<i>Cricotopus</i>	0	1	6
<i>Polypedilum</i>	2	2	1
<i>Limnophyes</i>	1	0	0
<i>Beardius</i>	0	1	0
<i>Onconeura</i>	0	1	17
<i>Tanytarsus</i>	0	1	0
<i>Chironomus</i>	0	2	0
<i>Pentaneura</i>	0	0	1
<i>Parametriocnemus</i>	0	1	21
<i>Monopelopia</i>	0	0	1

Os resultados não evidenciaram maior incidência de deformidades de mento nos riachos da zona baixa, conforme inicialmente proposto pela hipótese ($F_{2;12}=0,46$; $p=0,64$), porém, as deformidades responderam aos fatores abióticos. A incidência de deformidades no mento foi correlacionada pelas concentrações de metais pesados na água, e a alcalinidade. Dentre os organismos que apresentaram deformidades no mento, os do gênero *Rheotanytarsus* correlacionaram-se positivamente com zinco ($rS=0,62$; $p=0,01$), enquanto, os do gênero *Polypedilum* apresentaram correlação negativa com zinco ($rS=0,55$; $p=0,03$). No entanto, os do gênero *Cricotopus* correlacionaram-se positivamente com cádmio ($rS=0,56$; $p=0,02$). O *Polypedilum* também apresentou correlações negativas com a alcalinidade ($rS=0,55$; $p=0,03$). Os demais gêneros não apresentaram correlações significativas (Figura 4).

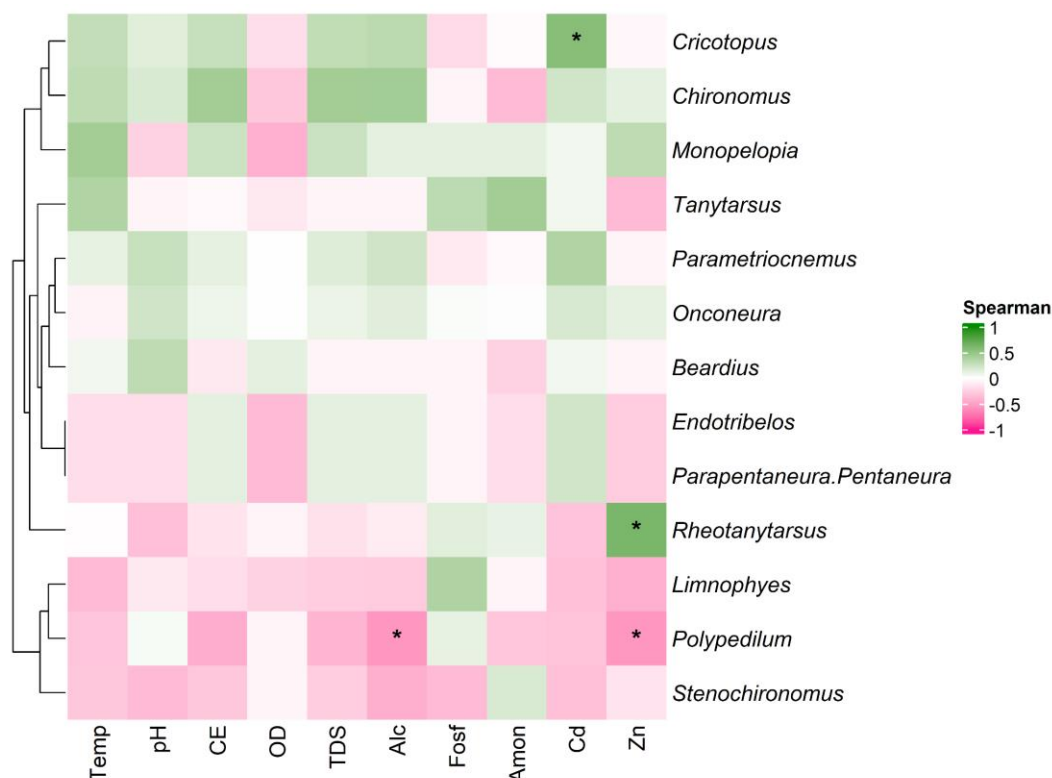


Figura 4. Correlações de Spearman com a incidência de deformidades a fatores abióticos: temperatura (temp), pH, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), sólidos dissolvidos totais (TDS), alcalinidade (Alc), fósforo (Fosf), amônia (Amon), Cádmiio (Cd) e Zinco (Zn). * = significativo $p < 0,05$

DISCUSSÃO

Este estudo demonstrou condições limnológicas distintas ao longo do gradiente longitudinal da bacia. Os riachos situados na zona alta apresentaram características limnológicas distintas das zonas média e baixa, evidenciando menores valores de temperatura, pH, condutividade elétrica e alcalinidade e maiores valores de oxigênio dissolvidos. Segundo Esteves (2011), baixas temperaturas são cruciais para maior dissolução de oxigênio, isso pode explicar as maiores concentrações de oxigênio dissolvido na zona alta e menores nas zonas média e baixa. A menor alcalinidade observada nas águas da zona alta pode estar associada à composição geológica típica do Cerrado, cujas formações rochosas podem favorecer ambientes naturalmente ácidos e com baixa alcalinidade (Zhang et al., 2014; Pandit et al., 2023).

Foi corroborada a hipótese de que a maior abundância e riqueza seria observada nos riachos da zona baixa. A maior abundância e, conseqüentemente, a maior riqueza de gêneros observadas nos riachos da zona baixa podem estar relacionadas ao fato de que as coletas foram realizadas em seis riachos, além disso, podem estar relacionadas à composição taxonômica dessa zona, onde predominam representantes da subfamília Chironominae. Essa subfamília é

frequentemente associada a ambientes com temperaturas elevadas e baixa concentração de oxigênio dissolvido (Floss et al., 2012), condições as quais caracterizam os riachos da zona baixa. No entanto, a menor abundância e riqueza registradas nos riachos da zona alta podem estar associados ao número reduzido de pontos amostrados, em vista que, as coletas foram realizadas apenas em quatro riachos, bem como às condições limnológicas dessa zona, caracterizada por temperaturas mais baixas e maiores concentrações de oxigênio dissolvido. Como diversos táxons de Chironomidae apresentam elevada tolerância a ambientes mais quentes e com baixa oxigenação, tais atributos podem reduzir sua dominância nesses locais (Trivinho-Strixino e Strixino, 1995; Marziali & Rossaro, 2013). Nesse caso, ambientes mais oxigenados tendem a favorecer a ocorrência de organismos mais sensíveis a alterações ambientais, como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (Pastore et al., 2024), geralmente associados a águas mais limpas e bem oxigenadas (Bispo et al., 2006). Assim, os resultados demonstram que o gradiente longitudinal da bacia hidrográfica influencia a abundância e a riqueza da família Chironomidae.

A predominância do gênero *Cricotopus* na zona alta da bacia hidrográfica pode estar relacionada ao aumento da disponibilidade de matéria orgânica. Embora áreas de cabeceira sejam comumente associadas a menor influência antrópica, o uso e ocupação ao entorno dos riachos por meio da agricultura observado nessa região, favorece o aporte de material orgânico para os riachos, criando condições propícias para a colonização deste gênero (Benini; 2015; Rae, 1989). A maior abundância do gênero *Chironomus* registrada na zona média pode estar relacionada ao fato de que essa porção da bacia representa uma área de transição, onde tendem a ocorrer táxons mais tolerantes. O gênero *Chironomus* é citado em estudos que evidenciam sua resistência a condições ambientais adversas e sua capacidade de persistir em áreas sujeitas a alterações físico-químicas e orgânicas (Marques et al, 1999; Roque et al., 2010). Em relação a zona baixa, a predominância do gênero *Rheotanytarsus* pode estar atribuída ao fato de que esse gênero ser denominado como tolerante, podendo estar associado a diferentes substratos, como rochas, macrófitas e troncos (Roque et al., 2000; Hamada et al., 2019).

A incidência de deformidades no mento dos Chironomidae avaliados não superou 6% do total de organismos analisados. Goretti et al. (2020) encontraram resultados similares, 7% de incidência de deformidades em Chironomidae. Neste mesmo estudo, Goretti et al. (2020) discutem que a referência de incidência de deformidades nos ecossistemas aquáticos corresponde a 8%. Os resultados obtidos no presente estudo podem estar associados à baixa incidência de deformidades registrada ao longo do gradiente. Entretanto, mesmo com valores

inferiores a 8%, observou-se influência das variáveis abióticas sobre a assembleia, sugerindo que as variações abióticas podem ser detectadas mesmo em baixos percentuais de deformidades.

A hipótese de que a zona baixa apresentaria maior incidência de Chironomidae com deformidades no mento, não foi corroborada, sugerindo que os impactos provenientes dos riachos dessa zona não foram suficientes para provocarem maior incidência de alterações morfológicas no mento. Porém, as deformidades responderam aos fatores abióticos. Sendo que dos fatores abióticos analisados as correlações significativas foram relacionadas com as concentrações de Cádmio e Zinco, e alcalinidade, mostrando que os organismos não responderam ao gradiente, mas sim ao impacto dessas variáveis. A hipótese de que a família Chironomidae se correlacionaria positivamente com as menores concentrações de oxigênio dissolvido, também não foi corroborada. Esses resultados podem estar relacionados ao fato de que a família Chironomidae apresenta táxons tolerantes a ambientes com menores concentrações de oxigênio dissolvido (Floss et al., 2012). Entretanto, Al-Shami et al. (2010) encontraram resultados ao contrário, onde a correlação da incidência de deformidades no mento foi positiva com a menor concentração de oxigênio dissolvido. Os resultados neste estudo obtidos são consistentes com outros estudos que também relacionam a incidência de deformidades no mento as variáveis limnológicas. Por exemplo, Odume et al. (2016) descrevem que a incidência de deformidades no mento de Chironomidae no Rio Swartkops (África do Sul) apresentou correlação positiva com as seguintes variáveis abióticas: concentrações de oxigênio dissolvido, nitrogênio inorgânico total, ortofosfato-fósforo, condutividade elétrica e turbidez. Weeraprapana et al. (2017) descrevem que a incidência de deformidades no mento dos Chironomidae mostrou correlação positiva com o Cádmio, resultado similar ao encontrado para *Cricotopus* neste estudo. Di Veroli et al. (2014) mostram que o surgimento de deformidades no mento da espécie *Chironomus riparius* é atribuída ao alto nível de poluição por metais pesados nos sedimentos, como Cobre e Zinco. No presente estudo, também foram observados resultados semelhantes, onde a incidência de deformidades no mento do gênero *Rheotanytarsus* apresentou correlação positiva com o Zinco, corroborando com a hipótese. No entanto, os resultados do presente estudo não demonstraram a mesma associação positiva do Zinco com o gênero *Polypedilum*.

CONCLUSÃO

Conclui-se que a incidência de deformidades no mento da família Chironomidae, foram diretamente associadas a alcalinidade e aos metais pesados, cádmio e zinco. Além disso, o gradiente longitudinal da bacia hidrográfica (alta, média e baixa) influenciou na riqueza e abundância dos organismos, mostrando que esta assembleia reflete as variações limnológicas dos riachos. Em relação as deformidades, pode-se concluir que o gênero *Polypedilum* mostrou-se tolerante às maiores concentrações de Cádmio e alcalinidade. No entanto, os gêneros *Cricotopus* e *Rheotanytarsus* demonstraram-se sensíveis às maiores concentrações de cádmio e zinco. Sendo assim, os gêneros *Cricotopus* e *Rheotanytarsus* demonstraram seu potencial uso como indicadores da qualidade ambiental. Assim evidenciando que o uso de deformidades no mento em Chironomidae pode constituir uma ferramenta importante para o biomonitoramento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Al-Shami, S., Rawi, C. M., Nor, S. A. M., Ahmad, A. H. & Ali, A., 2010. Morphological deformities in *Chironomus* spp. (Diptera: Chironomidae) larvae as a tool for impact assessment of anthropogenic and environmental stresses on three rivers in the Juru River System, Penang, Malaysia. *Environmental Entomology*, 39(1), 210–222.

<https://doi.org/10.1603/EN09109>

Aziz, K. H. H., Mustafa, F. S., Omer, K. M., Hama, S., Hamarawfa, R. F. & Rahman, K. O., 2023. Heavy metal pollution in the aquatic environment: efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: a review. *RSC Advances*, 13, 12345–12367.

<https://doi.org/10.1039/d3ra00723e>

Benini, S. M., 2015. Uso de sistemas de informação geográfica na avaliação do estado de conservação da bacia hidrográfica do rio Sucuriú/MS. In: Benini, S. M. (Ed.), *Uso de sistemas de informação geográfica na análise ambiental em bacias hidrográficas*. 1ª ed. ANAP, pp. 1–139.

Bispo, P. C., Oliveira, L. G., Bini, L. M. & Sousa, K. G., 2006. 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*, 66(2B), 611–622.

Capoane, V. & Fushimi, M., 2024. Devastation of the cerrado of Mato Grosso do Sul and the advance of arenization in the Pardo River watershed. *Discover Environment*, 2:111.

<https://doi.org/10.1007/s44274-024-00150-1>

Cullen, J. T. & Maldonado, M. T., 2013. Biogeochemistry of cadmium and its release to the environment. *Metals Ions in Life Sciences*, 11, 31–62.

https://doi.org/10.1007/978-94-007-5179-8_2

Deliberalli, W., Cansian, R. L., Pereira, A. A. M., Loureiro, R. C., Hepp, L. U. & Restello, R. M., 2018. The effects of heavy metals on the incidence of morphological deformities in Chironomidae (Diptera). *Zoologia*, 35, e12947.

<https://doi.org/10.3897/zoologia.35.e12947>

Di Veroli, A., Goretti, E., Paumen, M. L., Kraak, M. H. S. & Admiraal, W., 2012. Induction of mouthpart deformities in chironomid larvae exposed to contaminated sediments. *Environmental Pollution*, 166, 212–217.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.03.029>

Esteves FA., 2011. Elementos-traço. Em FA Esteves (Eds.), *Fundamentos de Limnologia* (3^a ed., pp. 323–334). Interciência.

Floss, E. C. S.; Kotzian, C. B.; Spies, M. R. & Secretti, E., 2012. Diversity of non-biting midge larvae assemblages in the Jacuí River basin, Brazil. *Journal of Insect Science*, 12: 121.

<https://doi.org/10.1673/031.012.12101>

Goretti, E., Pallottini, M., Pagliarini, S., Catasti, M., La Porta, G., Selvaggi, R., Gaino, E., Di Giulio, A. M. & Ali, A., 2020. Use of larval morphological deformities in *Chironomus plumosus* (Chironomidae: Diptera) as an indicator of freshwater environmental contamination (Lake Trasimeno, Italy). *Water*, 12, 1.

<https://doi.org/10.3390/w12010001>

Odume, O.N., Muller, W.J., Palmer, C.G. & Arimoro, F.O., 2012. Mentum deformities in Chironomidae communities as indicators of anthropogenic impacts in Swartkops River. *Physics and Chemistry of the Earth*, 50–52, 140–148. *Physics and Chemistry of the Earth*, 50–52: 140–148.

<https://doi.org/10.1016/j.pce.2012.08.005>

Hamada, N.; Nessimian, J. L.; Querino, R. B., 2019 *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus: Editora do INPA.

Hudson, L. A. & Ciborowski, J. J. H., 1996. Teratogenic and genotoxic responses of larval *Chironomus salinarius* group (Diptera: Chironomidae) to contaminated sediment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(8), 1375–1381.

<https://doi.org/10.1002/etc.5620150817>

Le, S., Josse, J. & Husson, F. 2008. FactoMineR: An R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1), 1–18.

<https://www.jstatsoft.org/v25/i01/>

Machado, N. G., Nassarden, D. C. S., Santos, F., Boaventura, I. C. G., Perrier, G., Souza, F. S. C., Martins, E. L. & Biudes, M. S., 2015. *Chironomus* larvae (Chironomidae: Diptera) as water quality indicators along an environmental gradient in a neotropical urban stream. *Rev. Ambient. Água*, 10(2), 299–309.

<https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1533>

Marques, M.M.G.S.M., Barbosa, F.A.R. & Callisto, M., 1999. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in South-East Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(4), 553–561.

Marziali, L., Pirola, N., Schiavon, A. & Rossaro, B., 2024. Response of Chironomidae (Diptera) to DDT, Mercury, and Arsenic legacy pollution in sediments of the Toce River (Northern Italy). *Insects*, 15, 148.

<https://doi.org/10.3390/insects15030148>

Marziali, L. & Rossaro, B., 2013. Response of chironomid species (Diptera, Chironomidae) to water temperature: effects on species distribution in specific habitats. *Journal of Entomological and Acarological Research*, 45, e14.

<http://dx.doi.org/10.4081/jear.2013.e14>

Mousavi, S. K.; Primicerio, R. & Amundsen, P.-A. 2003. Diversity and structure of Chironomidae (Diptera) communities along a gradient of heavy metal contamination in a subarctic watercourse. *The Science of the Total Environment*, 307: 93–110.

Montaño-Campaz, M. L., Gomes-Dias, L., Toro Restrepo, B. E. & García-Merchán, V. H., 2019. Incidence of deformities and variation in shape of mentum and wing of *Chironomus columbiensis* (Diptera, Chironomidae) as tools to assess aquatic contamination. *PLOS ONE*, 14(1): e0210348.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210348>

Mundahl, N. D. & Mundahl, E. D., 2022. Aquatic community structure and stream habitat in a karst agricultural landscape. *Ecological Processes*, 11, 18.

<https://doi.org/10.1186/s13717-022-00365-1>

Nakanishi, E.; Cornette, R.; Shimura, S. & Kikawada, T., 2025. Microbiome associated with *Polypedilum* sp. (Diptera; Chironomidae), a midge adapted to an extremely acidic environment. *Microbes and Environment*, 40(2).

<https://doi.org/10.1264/jsme2.ME24090>

Nunes, N. S. P., Carvalho, E. M. & Nakagaki, J. M., 2020. Are Chironomidae (Diptera) good indicators of impact in lotic environments? *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 11(4), 113–125.

<https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.004.0010>

Odume, O. N. & Muller, W. J., 2011. Diversity and structure of Chironomidae communities in relation to water quality differences in the Swartkops River. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36, 929–938.

<https://doi.org/10.1016/j.pce.2011.07.063>

Odume, O. N., Palmer, C. G., Arimoro, F. O. & Mensah, P. K., 2016. Chironomid assemblage structure and morphological response to pollution in an effluent-impacted river, Eastern Cape, South Africa. *Ecological Indicators*, 67, 391–402.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.001>

Pandit, P., Saini, A., Sahu, N. & Mehra, R., 2023. Geochemical evaluation and environmental risk assessment of heavy metals: a case study from Ireland using Tellus stream sediment data (2011–2017). *Groundwater for Sustainable Development*, 23, 100974, 1–16.

<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.100974>

Pastore, B. L.; Ebling, L. A. & Restello, R. M. 2024. OS USOS E COBERTURA DA TERRA INFLUENCIAM A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RIACHOS? *Revista Vivências*, 20(40): 461–483.

<https://doi.org/10.31512/vivencias.v20i40.985>

Rae, J. G., 1989. Chironomid midges as indicators of organic pollution in the Scioto River Basin, Ohio. *The Ohio Journal of Science*, 89(1), 5–9.

Roque, F. O., Corbi, J. J. & Trivinho-Strixino, S., 2000. Considerações sobre a utilização de larvas de Chironomidae (Diptera) na avaliação da qualidade da água de córregos do estado de São Paulo. *Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI*, p. 564.

Roque, F. O., Siqueira, T., Bini, L. M., Ribeiros, M. C., Tambosis, L. R., Ciocheti, G. & Trivinho-Strixino, S., 2010. Untangling associations between chironomid taxa in Neotropical streams using local and landscape filters. *Freshwater Biology*, 55, 847–865.

Rocha F., 2020. UPG Sucuriú - Avaliação Ambiental Integrada (AAI). Em T Alencar (Eds.), Unidade de planejamento e gestão – UPG Sucuriú Avaliação Ambiental Integrada (AAI). Ferreira Rocha – Gestão de Projetos Sustentáveis.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02314.x>

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Retrieved from [http:// www.R- project.org](http://www.R-project.org). 2021.

Souiki, L., 2020. Potential use of morphological deformities in *Chironomus* (Diptera: Chironomidae) as a bioindicator of heavy metals pollution in North-East Algeria. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 8611–8620.

<https://doi.org/10.1007/s11356-019-07459-y>

Tabassum, S., Kotnala, C. B., Salman, M., Tariq, M., Khan, A. H. & Khan, N. A., 2024. The impact of heavy metal concentrations on aquatic insect populations in the Asan Wetland of Dehradun, Uttarakhand. *Scientific Reports*, 14, 4824.

<https://doi.org/10.1038/s41598-024-52522-5>

Tomanova, S., Goitia, E., & Helešic, J., 2007. Headwater–stream macroinvertebrate assemblages in the tropical Andes, Bolivia: Altitudinal and longitudinal distribution patterns. *Archiv für Hydrobiologie*, 170, 243–261.

Trenfield, M. A., Walker, S. L., Tanneberger, C. & Harford, A. J., 2023. Toxicity of zinc to aquatic life in tropical freshwaters of low hardness. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 42(3), 679–683.

Trivinho-Strixino, S. & Strixino, G., 1995. Larvas de *Chironomidae* (Diptera) do estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose dos gêneros. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Hidrobiologia, Laboratório de Entomologia Aquática, 229 p.

<https://doi.org/10.4322/978-65-00-62449-6>

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130–137.

Weeraprapana, P., Chantara, S., Kawashima, M., Roongruangwong, W., Tagun, R. & Phalaraksh, C., 2018. Mouthpart deformities in non-biting midge larvae from a cadmium contaminated stream in Northern Thailand. *ScienceAsia*, 44, 67–73.

<https://doi.org/10.2306/scienceasia1513-1874.2018.44.067>

Yanygina, L. V. & Schletterer, M., 2025. Macroinvertebrates reveal environmental gradients: methods and method development in the Ob River basin. *Hydrobiologia*, 852, 4771–4781.

<https://doi.org/10.1007/s10750-023-05335-y>

Youbi, A., Zerguine, K., Houilia, A., Farfar, K., Soumati, B., Berrebbah, H., Djebar, M. R. & Souiki, L., 2020. Potential use of morphological deformities in *Chironomus* (Diptera:

Chironomidae) as a bioindicator of heavy metals pollution in North-East Algeria. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 8611–8620.

<https://doi.org/10.1007/s11356-019-07459-y>

Zhang, C., Yu, Z.-g., Zeng, G.-m., Jiang, M., Yang, Z.-z., Cui, F., Zhu, M.-y., Shen, L.-q. & Hu, L., 2014. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International*, 73, 270–281.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.010>

