



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

**BIOACUMULAÇÃO DE ELEMENTOS-TRAÇO EM LORICARIIDAE (TELEOSTEI:
SILURIFORMES) EM CÓRREGOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SUCURIÚ,
CENTRO-OESTE DO BRASIL**

Martha da Rocha Pereira

Dissertação apresentada à Fundação
Universidade Federal de Mato Grosso
do Sul, como requisito à obtenção do
título de Mestre em Biologia Animal.
Área de concentração: Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp

Campo Grande, MS

Fevereiro, 2025

Martha da Rocha Pereira

**Bioacumulação de elementos-traço em Loricariidae (Teleostei: Siluriformes)
em córregos na bacia hidrográfica do rio Sucuriú, Centro-Oeste do Brasil**

Dissertação apresentada à Fundação
Universidade Federal de Mato Grosso
do Sul, como requisito à obtenção do
título de Mestre em Biologia Animal.
Área de concentração: Zoologia.

Campo Grande, MS
2025

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Leila e Vicente, irmã Tezinha e irmão Mateus, os quais, mesmo sem entenderem completamente, fizeram questão de estarem presentes durante todo o processo deste importante momento da minha vida. Agradeço por relevarem a distância geográfica que a realização dos meus sonhos implicou e por ter me feito entender que vocês são a minha *casa*.

Ao meu orientador Luiz Ubiratan Hepp, expresse minha profunda gratidão por sua paciência e ensinamentos, no laboratório e durante todas as atividades de campos. Você é uma figura fundamental para o meu crescimento enquanto pessoa e pesquisadora.

Aos meus amigos de graduação carinhosamente intitulados de “desajustados”, Marilaine, Aylton, Beatryz, Eduardo, Rarumaki, Isadora, Felipe e Danilo, mesmo seguindo rumos diferentes, continuarem presentes em minha trajetória em especial agradeço ao meu amigo peixólogo José Vitor. Ao Gabriel e ao Caíque, por estarem comigo desde o ensino médio. Aos amigos feitos no Laboratório de Indicadores Ambientais, em especial a Mariana Nunes, Guilherme, Matheus e Maria Eduarda, agradeço pelos bons momentos, dentro e fora do laboratório. Por fim, mas não menos importante, agradeço a Amanda, Bruna, Cristiano e Letícia, por surgirem na minha vida a partir de atividades desenvolvidas no mestrado.

Ao professor Juliano Corbi e ao técnico Júlio Trofino, do Departamento de Hidráulica e Saneamento da USP São Carlos, agradeço pela paciência, ensinamentos e pelo suporte técnico oferecido. Ambos foram essenciais para que este trabalho fosse concretizado.

À Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), em especial ao Campus de Três Lagoas, por proporcionar os recursos necessários para a realização desta dissertação, e pelo ambiente acadêmico que possibilitou o meu desenvolvimento científico. A CNPq, pela concessão da bolsa de estudos (Processo 132291/2024-0), e à FUNDECT (Projeto nº 71/032.774/2022), pelo suporte financeiro que viabilizou a realização desta pesquisa.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	6
LISTA DE TABELA.....	7
INTRODUÇÃO GERAL	10
OBJETIVOS E ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	14
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	15
Bioacumulação de Zinco e Cádmio em estruturas biológicas de Loricariidae (Teleostei: Siluriformes) em riachos do Cerrado brasileiro	21
Introdução	22
Material e métodos.....	24
Resultados	28
Discussão	36
Considerações Finais.....	39
Referências bibliográficas	40
CONCLUSÃO GERAL DA DISSERTAÇÃO	47
ANEXO 1	48
ANEXO 2	50

LISTA DE FIGURAS

Fig. 1. Localização geográfica dos riachos amostrados na bacia hidrográfica do Rio Sucuriú localizada no estado de Mato Grosso do Sul (MS), Centro-Oeste do Brasil. SA: Riachos da zona alta da bacia; SM: zona média; SB: zona Baixa. A área de drenagem da bacia hidrográfica está destacada pela linha preta. 25

Fig. 2. Análise de Componentes Principais das variáveis limnológicas mensuradas nos riachos estudados nas três zonas da bacia hidrográfica do rio Sucuriú, Centro-Oeste do Brasil. SA: riachos da zona alta; SM: riachos da zona média; SB: riachos da zona baixa; Temp: temperatura da água; Cond: Condutividade elétrica; OD: Oxigênio Dissolvido; TDS: Sólidos Dissolvidos Totais; Alc: Alcalinidade; Fosf: Fósforo; Amon: Amônia. 30

LISTA DE TABELA

- Tabela 1.** Valores médios \pm desvio padrão das variáveis limnológicas mensuradas nos riachos estudados nas três zonas da bacia hidrográfica do Rio Sucuriú, Centro-Oeste do Brasil. Letras diferentes indicam diferença significativa ($p < 0,05$) pelo teste TukeyHSD. 29
- Tabela 2.** Concentrações de Zn e Cd na água (média \pm desvio padrão) mensuradas nos riachos estudados nas três zonas da bacia hidrográfica do rio Sucuriú, Centro-Oeste do Brasil. Valores máximos estabelecidos pela Legislação Brasileira (CONAMA 430/2011) para água de classe II. 31
- Tabela 3.** Concentrações de Zn e Cd (Média \pm Desvio Padrão) nos tecidos biológicos (Hepático e Muscular) de espécies de Loricariidae coletadas em riachos da bacia hidrográfica do Rio Sucuriú, Centro-Oeste do Brasil. n: número de indivíduos de cada espécie coletados; x: número de indivíduos analisados. L/D: limite de detecção, sendo, Zn = 0,002 mg g⁻¹ e Cd = 0,0006 mg g⁻¹..... 28
- Tabela 4.** Correlações lineares entre as concentrações de Zn e Cd nos tecidos das espécies de Loricariidae e variáveis ambientais mensuradas nos riachos da bacia hidrográfica do Rio Sucuriú, Centro-Oeste do Brasil. As concentrações de Cd no tecido hepático ficaram abaixo do LD ($< 0,0006$)..... 35

Bioacumulação de elementos-traço em Loricariidae (Teleostei: Siluriformes) em córregos na bacia hidrográfica do rio Sucuriú, Centro-Oeste do Brasil

RESUMO

Popularmente conhecidos como “metais pesados”, os elementos-traço, são compostos químicos naturalmente disponibilizados em diferentes ambientes. Embora sua disponibilidade possa ser natural, a intensa antropização (e.g., agricultura, mineração, pecuária), potencializa a disponibilidade dos elementos-traço, sobretudo em ecossistemas aquáticos. Os elementos-traço podem ser classificados de acordo com importância fisió-metabólica em essenciais e não essenciais. Entretanto mesmo os elementos-traço essenciais, os quais apresentam rotas fisió-metabólicas, quando em altas concentrações, podem ser altamente tóxicos assim como os não essenciais. Dessa maneira, a crescente preocupação da comunidade científica acerca da intensificação dos elementos-traço, se dá em função dos inúmeros riscos para as comunidades aquáticas, as quais são afetadas de forma direta ou indiretamente. Neste sentido, a presente dissertação busca avaliar a presença de Zn e Cd em riachos do Cerrado e averiguar se há acumulação desses elementos por espécies de Loricariidae. Ademais, esta dissertação busca identificar a eficiência do uso de espécies de Loricariidae no monitoramento de elementos-traço. Para isso amostramos tecidos hepáticos e musculares de cinco espécies de Loricariidae e junto com amostras de água, quantificamos a concentração de Zn e Cd a partir de métodos espectrofotométricos. Observamos nas amostras de água, concentrações de Zn e Cd acima do limite estabelecido pela legislação brasileira ($0,18 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,001 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente). Observamos concentrações de Zn e Cd em cinco das seis espécies de Loricariidae coletadas. Notamos uma tendência de o Zn ser acumulado no tecido hepático, enquanto, o Cd acumulou em maior quantidade no tecido muscular dos animais. Assim, embora as espécies de Loricariidae tenham apresentado potencial bioindicador de contaminação por elementos-traço, recomendamos o uso de *Hypostomus ancistroides* e *H. nigromaculatus* como organismo modelo, por terem maior distribuição ao longo da bacia hidrográfica. Em suma, com os resultados desta dissertação, será possível sinalizar um potencial contaminação dos riachos na bacia hidrográfica do Rio Sucuriú, a qual, a longo prazo tende a comprometer as populações, sobretudo as posicionadas em níveis tróficos elevados, como a humana.

Palavra-chave:

Metais pesados; Cascudos; Zinco; Cádmio; Biomonitoramento.

Bioaccumulation of Trace Elements in Loricariidae (Teleostei: Siluriformes) in Sucuriú River Hydrographic Basin streams, Central-Western Brazil

ABSTRACT

Commonly known as "heavy metals," trace elements are chemical compounds naturally available in different environments. Trace elements can be classified according to their physiological and metabolic importance into essential and non-essential categories. However, even essential trace elements, which have physiological and metabolic pathways, can become highly toxic at elevated concentrations, similar to non-essential elements. Thus, the growing concern of the scientific community about the intensification of trace elements arises from numerous risks they pose to aquatic communities, which are directly or indirectly affected. In this context, the present dissertation aims to evaluate the presence of Zn and Cd in Cerrado streams and investigate whether these elements accumulate in Loricariidae species. Furthermore, it seeks to assess the efficiency of using Loricariidae species in trace elements monitoring. To achieve this, we sampled liver and muscle tissues from five Loricariidae species and, alongside water samples, quantified the concentrations of Zn and Cd using spectrophotometric methods. In the water samples, Zn and Cd concentrations were found to exceed the limits established by Brazilian legislation (0.18 mg L^{-1} and 0.001 mg L^{-1} , respectively). We also detected Zn and Cd in five of Loricariidae species collected. A trend was observed in which Zn accumulated predominantly in the liver, while Cd accumulated more significantly in the muscle tissue of the animals. Although all Loricariidae species studied demonstrated potential as bioindicators of trace element contamination, we recommend the use of *Hypostomus ancistroides* and *H. nigromaculatus* as model organisms due to their broader distribution throughout the hydrographic basin. In summary, the findings of this dissertation highlight potential contamination of streams in the Sucuriú River hydrographic basin, which, over time, could compromise populations, particularly those positioned at higher trophic levels, including humans.

Keywords:

Heavy metals; Armored catfish; Zinc; Cadmium; Biomonitoring.

INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas aquáticos são ambientes que desempenham importantes serviços para manutenção da vida (Costanza et al. 1997). Embora sejam fundamentais, esses ambientes são constantemente ameaçados por diferentes formas de contaminação, dentre elas, por elementos-traço (Pereira et al. 2010). A intensificação da disponibilidade dos elementos-traço é proporcional ao crescimento da população mundial (Giguère et al. 2004; Paschoalini & Bazzoli 2021). Os diferentes usos e ocupação do solo, vinculados a conversão da vegetação nativa para atividades antrópicas como a utilização excessiva de defensivos agrícolas, pecuária, industrialização, mineração, urbanização, queima de combustíveis fósseis, são apontadas como atividades que agravam a disponibilidade dos elementos-traço em ecossistemas aquáticos (Martin et al. 2006; Ehiemere et al. 2022). Com isso, efeitos como diminuição da qualidade da água, desaparecimento de comunidades aquáticas sensíveis e potencial contaminação ao ser humano, são problemas resultantes do aumento constante da disponibilidade dos elementos-traço (Magalhães et al. 2015; López-Barrera & Barragán-Gonzalez 2016).

Os elementos-traço são popularmente conhecidos como “metais pesados”, ainda que muitos dos assim classificados, não apresentem propriedades de um metal (Banfalvi 2011). Para ser considerado um metal, o elemento em questão necessariamente precisa conduzir eletricidade, possuir brilho metálico, ser maleável e dúctil, formar cátions, ter óxidos básicos (Atkins & Jones 1997). Neste sentido, elementos tidos como “metais pesados” como Arsênio (Ar) e o Selênio (Selênio) não seriam compreendidos no termo, sendo recomendado o uso de outros termos como “elementos-traço” (Ali & Khan 2018). Desta forma, elementos-traço são considerados todos os compostos químicos inorgânicos encontrados na natureza em diferentes concentrações (Esteves 2011; Santos et al. 2024). Tais tipos de elementos, possuem diferentes propriedades químicas e tem seu grau de toxicidade dependente de tais propriedades e sua concentração no ambiente (Esteves 2011). Os elementos-traço podem ser disponibilizados nos ambientes a partir de fontes naturais ou antrópicas. Quando de forma natural, sua disponibilidade ocorre a partir de intemperismo rochoso, resíduos atmosféricos ou da decomposição de matéria orgânica (Ancion et al. 2012; Jeffree et al. 2014; Paschoalini & Bazzoli 2021). Por sua vez, as fontes antrópicas de elementos-traço são todas as atividades que geram resíduos com estas características (Ehiemere et al. 2022). Em complemento, a

presença dos elementos-traço, torna-se um problema quando ocorre a intensificação de sua disponibilidade no ambiente, sobretudo por vias antrópicas (Cantanhêde & Montag 2024).

Os elementos-traço se diferem em elementos essenciais (e.g. Ferro, Fe; Cobre, Cu; Zinco, Zn) e não-essenciais (e.g. Cádmio, Cd; Cromo total, Cr; Chumbo, Pb; Mercúrio, Hg) (Paschoalini & Bazzoli 2021). Esta classificação divide os elementos-traço de acordo com a concentração para toxicidade, rotas de excreção e regulação (Esteves 2011). Os elementos-traço essenciais são moléculas que desempenham papel fisiológico e para estas, existe rota metabólica, fazendo com que sejam biodegradáveis após a execução da rota (Leite et al. 2023). Entretanto, quando os elementos-traço essenciais estão disponíveis em altas concentrações, ocorre a saturação das rotas e a intoxicação do sistema biológico (Damodharan & Reddy 2013; Rosso et al. 2022). Por outro lado, os não-essenciais não desempenham papéis fisiológicos conhecidos, logo não são biodegradáveis e excretados (Savassi et al. 2016). Diferente dos elementos-traço essenciais, os não-essenciais, são altamente tóxicos, mesmo em pequenas concentrações, acarretando inúmeros problemas aos organismos aquáticos a eles expostos (Abdel-Halim et al. 2022).

O acúmulo desses elementos nas estruturas biológicas, leva ao processo conhecido como bioacumulação (Silva et al. 2023). A falta de rotas fisiológicas para excretar e degradar o elemento-traço, promove o acúmulo nas estruturas biológicas, sobretudo nos metabolicamente ativos (e.g., fígado, brânquias e rins) de organismos aquáticos (Arantes et al. 2016). A bioacumulação pode acarretar a biomagnificação, o qual é um processo em que há transferência e aumento de concentração dos elementos-traço ao longo dos níveis tróficos (Gupta et al. 2009; Mapenzia et al. 2020; Pantoja-Echevarría et al. 2023). Com isso, os níveis tróficos superiores vinculados a ecossistemas contaminados (e.g. predadores), tendem a ser afetados, seja de forma direta ou não, pelos elementos-traço disponíveis na cadeia alimentar (Martín et al. 2006; Ardeshir et al. 2017). Embora saibamos os efeitos causados nos organismos em função da exposição aos elementos-traço, cada organismo irá reagir de forma particular a estes diferentes elementos (Esteves 2011). Bolognesi & Hayashi (2011) e Lacerda et al. (2020) ressaltam como a variação de habitat, nicho ecológico e grau de tolerância ao estresse dentre os diferentes organismos aquáticos, resultam em diferentes tipos de respostas em cada organismo. De forma complementar, as diferentes propriedades químicas e formas de disponibilidade dos elementos-traço, fazem com que estes, se comportem de forma singular, no organismo e ecossistemas aquáticos (Esteves 2011). Neste sentido, abordagens que buscam identificar a presença, incorporação, acumulação e até biomagnificação dos elementos-traço, recomenda-se o uso de diferentes tipos de elementos-traço, grupos modelos, guildas tróficas e estruturas biológico (e.g., tecidos e órgãos) (Viana et al. 2018; Habib et al. 2024).

Ainda que os peixes apresentem adaptações fisiomorfológicas, como aumento de micronúcleos, para regular a disponibilidade de elementos-traço no organismo, a exposição a longo prazo resulta em diversos efeitos fisio-metabólicos negativos ao animal (Magalhães et al. 2015; Viana et al. 2018; Paschoalini & Bazzoli 2021). Alguns dos efeitos causados por esta exposição é a hipertrofia, hiperplasia e necrose de células epiteliais branquiais e em fibras musculares (Dalzochio et al. 2018; Beegam et al. 2020). Ainda, podem ocorrer alterações morfológicas e numéricas nas células sanguíneas (Corredor-Santamaría et al. 2016), aumento de macrófagos e degeneração do tecido hepático (Beegam et al. 2020; Paschoalini & Bazzoli 2021), além de alterações nas gônadas, comprometendo diretamente a reprodução (Savassi et al. 2016). Em virtude dos efeitos negativos da exposição dos elementos-traço que não se restringem à biota aquática, o ser humano também desenvolve uma série de danos metabólicos associados à exposição crônica a elementos-traço (Moraes & Jordão 2002; Ardeshir et al. 2017). Dessa maneira, aumento de casos de câncer, deficiência hepática, apoptose celular, degeneração do sistema nervoso e ósseo, são algumas das consequências do contato com os elementos-traço (Ehiemere et al. 2022; Leite et al. 2023; Pandit et al. 2023). Ademais, aumento de casos de aborto, agravamento de quadros depressivos e óbitos, são comuns em locais de intensa contaminação por elementos-traço (Wu et al. 2024).

A ordem Siluriformes é a mais rica em espécies no Brasil (Dagosta et al. 2024). A ordem Siluriformes se divide em 15 famílias, sendo a Loricariidae a maior em número de espécies (Cardoso et al. 2012). Com uma diversidade destacada nos riachos neotropicais, a Loricariidae é uma das famílias com maior riqueza de espécies no Brasil (Toussaint et al. 2016; Dagosta et al. 2024). A Loricariidae é atualmente composta por 1.058 espécies, pertencentes a 115 gêneros e seis subfamílias, todas endêmicas de água doce (Castro & Polaz 2020; Fricke et al. 2024). A Loricariidae é diagnosticada por características singulares as quais incluem: simetria ventre-lateralmente achatada, boca adaptada em forma de disco e presença de placas ósseas, dando ao grupo, rigidez (Chiachio et al. 2008). Devido a tal rigidez, os loricarídeos, são popularmente conhecidos como “cascudos”. Embora haja alto grau de especialização para ocupar diferentes habitats, estudos apontam preferência ambientes (Gamarra et al. 2019; Krings et al. 2023). Dessa maneira, no geral, espécies de Loricariidae habitam meso e micro habitat com água límpida, oxigenada, sedimento rígido (e.g. pedra e troco) e fluxo intenso de água (Mattos et al. 2018; Roxo et al. 2018). Ademais, apresentam hábito bentônico e se alimentam do perifíton associado ao sedimento. Em função do sedimento ser um depósito natural de contaminantes, os loricarídeos são suscetíveis à exposição por contato direto (i.e. por via dérmica e branquial) e indireto (i.e. gastrointestinal) (Burger et al. 2002; Corbi et al. 2010; Esteves 2011). Com isso, perturbações ambientais que

refletem na qualidade do substrato, podem ser identificadas a partir de estudos que usam a Loricariidae como grupo modelo (Casatti et al. 2009).

Embora a Loricariidae tende a expressar potencial para servir de grupo modelo em estudos para indicar e quantificar a presença de elementos-traço em função do seu habitat, nicho ecológico e ampla distribuição, não é comumente utilizado dentre os demais Siluriformes (Paschoalini & Bazzoli 2021). Estudos com abordagens que buscam monitoramento de elementos-traço em Siluriformes, utilizam principalmente bagres-africanos (*Chrysichthys* sp.) e bagre-europeu (*Silurus* sp.) como organismos modelos, em função de seu valor comercial e ampla distribuição (Orajiaka-Uchegbu et al. 2020; Simionov et al. 2021; Khalefa et al. 2024). Em contrapartida, espécies de Loricariidae são menos utilizadas como organismos modelos, uma vez que não apresentam o mesmo valor comercial de outros táxons de Siluriformes, como os grandes bagres da família Pimelodidae (Embrapa 2020). Embora menos utilizada, há indícios na literatura da eficiência da família Loricariidae em abordagens de biomonitoramento de elementos-traço.

Vários estudos com diferentes espécies de Loricariidae foram realizados (Meche et al. 2010; Paredes del Puerto et al. 2021; Rolon et al. 2022) , entre eles Vianna et al. (2018), utilizaram três espécies, sendo *Hypostomus ancistroides* e *Rhamdia quelen*, duas delas. A partir de amostras de sangue e tecido muscular das espécies de peixes observaram maior acúmulo dos sete elementos (Cd, Pb, Cr, Cu, Fe, Zn e Ni). Junto a isso, identificaram o aumento de biomarcadores (e.g., bionúcleos) nos eritrócitos de *Hypostomus ancistroides*, sendo, portanto, eficiente na indicação do enriquecimento de Cu e Cr no estudo. Burghausen et al. (2023), utilizam como organismo modelo a *Ancistrus brevipinnis* e analisam o efeito da bioacumulação de três elementos-traço na modificação morfológica de brânquias. Observaram haver predominância de lamelas normais, mas apontam acúmulo de Cr em no intestino de *Ancistrus brevipinnis*. Campos et al. (2018) utilizaram *Hypostomus lisbrueckeri* e observaram haver maior incorporação de Cd, Mn e Fe em tecido branquial e muscular. No estudo, maiores acúmulos foram encontrados nas espécies de Siluriformes (*Hypostomus lisbrueckeri* e *Pimelodus maculatus*). Sendo assim, ainda que a Loricariidae não seja a família mais utilizada em abordagens de monitoramento de elementos-traço, apresenta forte potencial para estudos com este objetivo (Pinto & Araújo 2007; Meche et al. 2010; Amaral et al. 2020).

OBJETIVOS E ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Dado ao intenso potencial de contaminação dos elementos-traço, risco para saúde ambiental e humana, torna-se importante a avaliação da presença destes compostos químicos em ecossistemas aquáticos. Ademais, é de interesse público o conhecimento de uma possível contaminação de peixes, visto que representa importante comprometimento no valor nutricional e econômico em inúmeras regiões do país (Rosso et al. 2022). Em função disso, a presente dissertação tem como objetivos (i) avaliar a disponibilidade de Zn e Cd na água da bacia hidrográfica do Rio Sucuriú, Mato Grosso do Sul, (ii) indicar se esses mesmos elementos Zn e Cd estão sendo bioacumulados no tecido muscular e hepático por espécies de Loricariidae, (iii) indicar em qual estrutura biológica (i.e. tecido hepático ou tecido muscular) ocorre maior acúmulo destes compostos em espécies de Loricariidae, e além de (iv) avaliar o potencial de bioindicação de espécies de Loricariidae.

A bacia hidrográfica do rio Sucuriú apresenta diferentes usos e ocupação do solo. Neste sentido, a intensa ocupação da paisagem por atividades como agricultura, pecuária e silvicultura, é apontada como potencial fonte de disponibilidade Cd e Zn (Acioly et al. 2024; Quintela et al. 2024). Assim, utilizamos como organismos modelo, indivíduos da família Loricariidae, uma vez que possuem ampla distribuição pelos ambientes aquáticos. Dessa maneira, esperamos observar que as condições ambientais das áreas adjacentes aos riachos (e.g., conversão da vegetação nativa para atividades agropecuárias, silviculturais) apresentam relações com a disponibilidade de Zn e Cd nos ambientes estudados.

Esta dissertação está organizada em uma introdução geral, contendo uma breve revisão da literatura e uma conceitualização dos principais termos abordados no estudo. Além disso, os resultados principais são apresentados em forma de um manuscrito, contendo resultados sobre uma análise das concentrações de Zn e Cd incorporados por diferentes espécies de Loricariidae coletados em riachos distribuídos ao longo da bacia hidrográfica do Rio Sucuriú. Este manuscrito será submetido ao periódico *Environmental Monitoring and Assessment* (Fator de Impacto: 2,9/2023; Anexo 2). Por fim, serão apresentadas considerações finais contendo percepções sobre o trabalho e perspectivas de desdobramento do mesmo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel-Halim KY., Abd El-Monem SA., Wanas AA., Mostafa NA. (2022). Bioaccumulation profiles of heavy metals in fish collected from Rosetta branch of Nile River, Egypt: A case study for organ's responsibility. *Egyptian Journal of Chemistry* 65 (13), 501–518.
- Acioly TMS., Francisco, MS., Iannacone J., Viana DC. (2024). Levels of potentially toxic and essential elements in Tocantins River sediment: health risks at Brazil's Savanna-Amazon interface. *Scientific Reports* 14 (18037), 1–14.
- Ali H. Khan E. (2018) What are heavy metals? Long standing controversy over the scientific use of the term 'heavy metals' – proposal of a comprehensive definition. *Toxicological & Environmental Chemistry* 100 (1), 6-19.
- Amaral AMB., Moura L K., Pellegrin D., Guerra LJ., Cerezer FO., Saibt N., Prestes OD., Zanella R., Loro VL., Clasen B. (2020). Seasonal factors driving biochemical biomarkers in two fish species from a subtropical reservoir in southern Brazil: An integrated approach. *Environmental Pollution* 266 (115168), 1–10.
- Ancion PY., Lear G., Dopheide A., Lewis GD. (2013). Metal concentrations in stream biofilm and sediments and their potential to explain biofilm microbial community structure. *Environmental Pollution* 173 (e91371), 117–124.
- Arantes FP., Savassi LA., Santos HB., Gomes MVT., Bazzoli N. (2016). Bioaccumulation of mercury, cadmium, zinc, chromium, and lead in muscle, liver, and spleen tissues of a large commercially valuable catfish species from Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 88 (1), 137–147.
- Ardeshir RA., Movahedinia A., Rastgar S. (2017). Fish liver biomarkers for heavy metal pollution: A review article. *American Journal of Toxicology* 2 (1), 1–8.
- Atkins P., Jones L. (1997). *Chemistry: Molecules, Matter and Change* (3rd ed., pp.480–495). WHFreeman.
- Bánfalvi G. (2011). Heavy Metals, Trace Elements and Their Cellular Effects. Em G Banfalvi (Eds.), *Cellular Effects of Heavy Metals* (1^a ed., pp. 3–18). Springer.
- Beegam A., Lopes M., Fernandes T., Jose J., Barreto A., Oliveira M., Soares AMVM., Trindade T., Thomas S., Pereira ML. (2020). Multiorgan histopathological changes in the juvenile seabream *Sparus aurata* as a biomarker for zinc oxide particles toxicity. *Environmental Science and Pollution Research* 27 (1), 30907–30917.
- Bolognesi C., Hayashi M. (2011). Micronucleus assay in aquatic animals. *Mutagenesis* 26 (1), 205–213.
- Burger J., Gaines KF., Boring CS., Stephens WL., Snodgrass J., Dixon C., McMahon M., Shukla S., Shukla T., Gochfeld M. (2002). Metal levels in fish from the Savannah River: potential hazards to fish and other receptors. *Environmental Research Section A* 89 (1), 85–97.

- Burghausen JH., Rodrigues GZP., Mentges LB., Staudt JM., Kayser JM., Souza MS., Borba DJ., Estação A., Schneider A., Linden R., Gehlen G., Stumm AJ. (2023). Avaliação do uso de *Ancistrus brevipinnis* (Loricariidae) como bioindicador da qualidade da água do rio Ilha, RS, Brasil. *Jornal de Ciências Biológicas* 45 (e62305),
- Campos SAB., Dal-Magro J., Souza-Franco GM. (2018). Metals in fish of different trophic levels in the area of influence of the AHE Foz do Chapecó reservoir, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research* 25 (1), 26330–26340.
- Cantanhêde LG., Montag LFA. (2024). Effects of deforestation on environmental heterogeneity and its role in the distribution of fish species and functional groups in Amazonian streams. *Hydrobiologia* 851 (1), 327–341.
- Cardoso YP., Almirón A., Casciotta J., Aichino D., Lizarralde MS., Montoya-Burgos JI. (2012). Origin of species diversity in the catfish genus *Hypostomus* (Siluriformes: Loricariidae) inhabiting the Paraná River basin, with the description of a new species. *Zootaxa* 3453 (1), 69–83.
- Casatti L., Ferreira CPF., Langeani F. (2009). A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 623 (1), 173–189.
- Castro RMC., Polaz CNM. (2020). Small-sized fish: the largest and most threatened portion of the megadiverse neotropical freshwater fish fauna. *Biota Neotropica* 20 (e20180683), 1–12.
- Chiachio MC., Oliveira C., Montoya-Burgos JI. (2008). Molecular systematic and historical biogeography of the armored Neotropical catfishes Hypoptopomatinae and Neoplecostominae (Siluriformes: Loricariidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 49 (1), 606–617.
- Corbi JJ., Froehlich CG. (2010). Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams located in areas with sugar cane cultivation. *Química Nova* 33 (3), 644–648.
- Corredor- Santamaría W., Gómez MS., Velasco- Santamaría YM. (2016). Using genotoxic and haematological biomarkers as evidence of environmental contamination in the Ocoa River native fish, Villavicencio—Meta, Colombia. *SpringerPlus* 5 (351), 1–10.
- Costanza R., D’Arge R., Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem, O’Neill RV., Paruelo J., Raskin RG., Sutton P., Van den Belt M. (1997). The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(1), 253–260.
- Dagosta FCP., Monção MS., Nagamatsu BA., Pavanelli CS., Carvalho FR., Lima FCT., Langeani F., Dutra GM., Ota RR., Seren TJ., Tagliacollo V., Menezes NA., Britski HA., Pinna M. (2024). Fishes of the upper rio Paraná basin: diversity, biogeography and conservation. *Neotropical Ichthyology* 22 (e230066), 1–109.
- Dalzochio T., Rodrigues GZP., Simões LA., Souza MS., Petry IE., Andriqueti NB., Silva GJH., da Silva LB., Gehlen G. (2018). In situ monitoring of the Sinos River, southern Brazil: water

- quality parameters, biomarkers, and metal bioaccumulation in fish. *Environmental Science and Pollution Research* 25 (1), 9485–9500.
- Damodharan U., Reddy MVR. (2013). Heavy metal bioaccumulation in edible fish species from an industrially polluted river and human health risk assessment. *Archives of Polish Fisheries* 21 (1), 19–27.
- Ehiemere VC., Ihedioha JN., Ekere NR., Ibeto CN., Abugu HO. (2022). Pollution and risk assessment of heavy metals in water, sediment and fish (*Clarias gariepinus*) in a fish farm cluster in Niger Delta region, Nigeria. *Journal of Water and Health* 20 (6), 927–945.
- Embrapa. (2020). O mercado de peixes da piscicultura no Brasil: estudo do segmento de supermercados. Em MX Pedroza-Filho (Eds.), *Boletim de pesquisa de desenvolvimento* 25 (1ª ed., pp. 6–40) Embrapa Pesca e Aquicultura.
- Esteves FA. (2011). Elementos-traço. Em FA Esteves (Eds.), *Fundamentos de Limnologia* (3ª ed., pp. 323–334). Interciência.
- Fricke R., Eschmeyer WN., Van der Laan R. (eds). (2024). *Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species, References*. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed 03 Jan 2024.
- Gamarra SP., Calegari BB., Reis RE. (2019). A new species of *Curculionichthys* (Siluriformes: Loricariidae) from the north edge of the Brazilian Shield, lower Amazon basin. *Neotropical Ichthyology* 17 (2), e190001.
- Giguère A, Campbell PGC., Hare L., Rasmussen J. (2004). Influence of lake chemistry and fish age on cadmium, copper, and zinc concentrations in various organs of indigenous yellow perch (*Perca flavescens*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61 (9), 1702–1716.
- Gupta A., Rai DK., Pandey RS., Sharma B. (2009). Analysis of some heavy metals in the riverine water, sediments and fish from river Ganges at Allahabad. *Environmental Monitoring and Assessment* 157 (1), 449–458.
- Habib SS., Naz S., Fazio F., Cravana C., Ullah M., Rind KH., Attaullah S., Filiciotto F., Khayyam K. (2024). Assessment and Bioaccumulation of Heavy Metals in Water, Fish (wild and Farmed) and Associated Human Health Risk. *Biological Trace Element Research* 202 (1), 725–735.
- Jeffrey RA., Markich SJ., Twining JR. (2014). Diminished metal accumulation in riverine fishes exposed to acid mine drainage over five decades. *Plos One* 9 (e91371), 1–13.
- Khalefa HS., AbuBakr HO., Aljuaydi SH., Kotp YH., Al-Mokaddem AK., Abdel-moneam DA. (2024). Aquatic assessment of the chelating ability of Silica-stabilized magnetite nanocomposite to lead nitrate toxicity with emphasis to their impact on hepatorenal, oxidative stress, genotoxicity, histopathological, and bioaccumulation parameters in *Oreochromis niloticus* and *Clarias gariepinus*. *BMC Veterinary Research* 20 (262), 1–19.

- Krings W., Konn- Vetterlein D., Hausdorf B., Gorb SN. (2023). Holding in the stream: convergent evolution of suckermouth structures in Loricariidae (Siluriformes). *Frontiers in Zoology* 20 (37), 1–16.
- Lacerda D., Vergílio CS., Souza TS., Costa LHV., Rangel TP., Oliveira BCV., Almeida DQR., Pestana IA., Almeida M.G., Rezende C.E. (2020). Comparative metal accumulation and toxicogenetic damage induction in three neotropical fish species with distinct foraging habits and feeding preferences. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 195 (110449), 1–9.
- Leite LAR., Pedreira-Filho WR., Azevedo RK., Abdallah VD. (2023). Bioaccumulation and health risk assessment of trace metal contamination in the musculature of the trahira fish (*Hoplias malabaricus*) from two neotropical rivers in southeastern Brazil. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 78 (127185), 1–8.
- López-Barrera EA., Barragán-Gonzalez RG. (2016). Metals and Metalloid in Eight Fish Species Consumed by Citizens of Bogota D.C., Colombia, and Potential Risk to Humans. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 79 (1), 1–13.
- Magalhães DP., Marques MRC., Baptista DF., Buss DF. (2015). Metal bioavailability and toxicity in freshwaters. *Environmental Chemistry Letters* 13 (1), 69–87.
- Mapenzi LL., Shimba MJ., Moto EA., Maghembe RS., Mmochi AJ. (2020). Heavy metals bioaccumulation in tilapia and catfish species in Lake Rukwa ecosystem Tanzania. *Journal of Geochemical Exploration* 208 (106413), 1–6.
- Martín JAR., Arias ML., Corbí JMG. (2006). Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geochemical methods to study spatial variations. *Environmental Pollution* 144 (1), 1001–1012.
- Mattos TM., Carvalho DR., Brito MS., Araújo FG. (2018). Occurrence of phoresy between *Ancistrus multispinis* (Actinopterygii: Siluriformes) and *Ichthyocladus* sp. (Diptera: Chironomidae) in Atlantic forest streams, Southeastern Brazil. *Zoologia* 35 (e13255), 1–6.
- Meche A., Martins MC., Lofrano BESN., Hardaway CJ., Merchant M., Verdade L. (2010). Determination of heavy metals by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry in fish from the Piracicaba River in Southern Brazil. *Microchemical Journal* 94 (1), 171–174.
- Moraes DSL., Jordão BQ. (2002). Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. *Revista Saúde Pública* 36 (3), 370–374.
- Orajiaka-Uchegbu C., Patrick-Iwuanyanwu KC., Ogbo AB., Egbuna C. (2020). Bioaccumulation of heavy metals and potential health risk through consumption of seafoods from selected creeks in Rivers State, Nigeria. *Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries* 24 (7), 1033–1053.
- 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.

- Pantoja-Echevarría LM., Marmolejo-Rodríguez AJ., Galván-Magaña F., Elorriaga-Verplancken FR., Tripp-Valdéz A., Tamburin E., Lara A., Jonathan MP., Sujitha SB., Delgado-Huertas A., Arreola-Mendoza L. (2023). Trophic structure and biomagnification of cadmium, mercury and selenium in brown smooth hound shark (*Mustelus henle*) within a trophic web. *Food Webs* 34 (e00263), 1–8.
- Paredes del Puerto JM., Paracampo AH., García ID., Maiztegui T., Garcia de Souza JR., Maroñas ME., Colautti DC. (2021). Fish assemblages and water quality in Pampean streams (Argentina) along an urbanization gradient. *Hydrobiologia* 848, 4493–4510.
- Paschoalini AL., Bazzoli N. (2021). Heavy metals affecting Neotropical freshwater fish: A review of the last 10 years of research. *Aquatic Toxicology* 237 (105906), 1–11.
- Pereira HM., Leadley PW., Proença V., Alkemade R., Scharlemann JPW., Fernandez-Manjarrés JF., Araújo MB., Balvanera P., Biggs R., Cheung WWL., Chini L., Cooper HD., Gilman EL., Guénette S., Hurtt GC., Huntington HP., Mace GM., Oberdorff T., Revenga C., Rodrigues P., Scholes RJ., Sumaila UR., Walpole M. (2010) Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* 330 (1),1496–1501.
- Pinto BCT., Araújo FG. (2007). Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. *Environmental Biology of Fishes* 50 (3), 489–502.
- Quintela FM., Silva FA., Correa F., Carvalho FR., Galiano D., Pires MCO., Galatti U. (2024). Essential and Non- Essential Elements Levels in Fish Species Highly Consumed in the Middle Miranda River, Brazilian Pantanal. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 87 (1), 16–33.
- Rolón E., Avigliano E., Rosso J. J., Tripodi P., Bavio M., Bidone C., Volpedo A. V. (2021). Metals and metalloids in a first-order stream of the Atlantic Rainforest: Abiotic matrices, bioaccumulation in fishes and human health risk assessment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 68 (1), 1–14.
- Rosso JJ., Avigliano E., Cirelli AF. (2022). Essential and non-essential metals in three lowland rivers of temperate South America (Argentina): Distribution and accumulation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 73 (127016), 1–10.
- Roxo FF., Silva GSC., Melo BF. (2018). *Hisonotus deidei*, a new species from the São Francisco basin, Brazil (Siluriformes: Loricariidae). *Journal of Fish Biology* 92 (1), 1687–1701.
- Santos WP., Acuña- Guzman SF., Oliveira PTS., Beniaich A., Cardoso DP., Silva MLN., Curi N., Avanzi JC. (2024). CA- Markov prediction modeling for the assessment of land use/land cover change in two sub- basins of the Tocantins- Araguaia River Basin. *Environmental Monitoring and Assessment* 196 (499), 1–18.
- Savassi LA., Arantes FP., Gomes MVT., Bazzoli N. (2016). Heavy metals and histopathological alterations in *Salminus franciscanus* (Lima & Britski, 2007) (Pisces: Characiformes) in the

Paraopeba River, Minas Gerais, Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 96 (1), 478–483.

Silva SC., Medeiros LS., Bezerra Neto MF., Silva MJ., Ramos TPA., Lima FCT., Lima SMQ. (2023). Ichthyofauna of the nascentes do rio Parnaíba National Park: watershed divide in the main agricultural encroachment area in the Brazilian Cerrado. *Biota Neotropica* 23 (e20221414), 1–13.

Simionov IA., Cristea DS., Petrea SM., Mogodan A., Nicoara M., Plavan G., Baltag ES., Jijie R., Strungaru SA. (2021). Preliminary investigation of lower Danube pollution caused by potentially toxic metals. *Chemosphere* 264 (128496), 1–13.

Toussaint A., Charpin N., Brosse S., Villéger S. (2016). Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific Reports* 6 (22125), 1–9.

Viana LF., Suárez YR., Cardoso CAL., Crispim BDA., Cavalcante DNC., Grisolia AB., Lima-Junior SEL. (2018). The Response of Neotropical Fish Species (Brazil) on the Water Pollution: Metal Bioaccumulation and Genotoxicity. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 75 (1), 476–485.

Wu YS., Osman AI., Hosny M., Elgarahy AM., Eltaweil AS., Rooney DW., Chen Z., Rahim NS., Sekar M., Gopinath SCB., Mat Rani NNI., Batumalaie K., Yap PS. (2024). The Toxicity of Mercury and Its Chemical Compounds: Molecular Mechanisms and Environmental and Human Health Implications: A Comprehensive Review. *ACS Omega* 9 (1), 5100–5126.

Bioacumulação de Zinco e Cádmio em estruturas biológicas de Loricariidae (Teleostei: Siluriformes) em riachos do Cerrado brasileiro

Martha da Rocha Pereira^{1,2,*}, Juliano José Corbi³, Luiz Ubiratan Hepp^{1,2}

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso do Sul, Brazil.

² Laboratório de Indicadores Ambientais, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso do Sul, Brazil.

³ Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brazil.

* Autor correspondente: martha.rocha@ufms.br

Resumo

Os elementos-traço possuem elevado potencial de contaminação e toxicidade para os ambientes aquáticos. Embora sejam naturalmente disponibilizadas, a intensidade das ações antrópicas potencializa a contaminação dos ambientes aquáticos por elementos-traço. O objetivo deste estudo foi avaliar a bioacumulação de Zn e Cd em espécies de Loricariidae coletadas em riachos de pequena ordem no Cerrado brasileiro. A quantificação dos elementos-traço foi realizada com uso de espectrofotometria de absorção atômica, a partir de amostras dos tecidos muscular e hepático dos peixes amostrados. Adicionalmente, foram coletadas amostras de água para quantificação dos mesmos elementos-traço. Coletamos 40 indivíduos, distribuídos em seis espécies de Loricariidae em 15 riachos. Observamos a presença de Zn e Cd na água dos riachos e nos tecidos das espécies de Loricariidae. Na água a média de Zn foi de $0,234 \pm 0,161 \text{ mg}^{-1}$, enquanto Cd apresentou valores $\leq 0,007 \text{ mg}^{-1}$. Todas as espécies analisadas incorporaram Zn e Cd. Entre os tecidos, observamos maior acúmulo de Zn no tecido hepático ($40,4 \pm 52,9 \text{ mg g}^{-1}$), enquanto que as maiores concentrações de Cd foram quantificadas no tecido muscular ($0,9 \pm 1,1 \text{ mg g}^{-1}$). Neste sentido, a presença de Zn e Cd no ambiente e nos animais pode indicar potencial contaminação nos riachos amostrados, a qual se expande a outras comunidades que

fazem uso do recurso hídrico, sobretudo as que estão posicionadas em níveis tróficos superiores, como o ser humano.

Palavras chaves: Metais pesados; Zinco; Cádmio; Qualidade ambiental; Cascudo.

Introdução

Os corpos hídricos têm sido constantemente ameaçados pelas atividades antrópicas realizadas em suas bacias de drenagens (Ellis, 2021). As alterações nos usos e ocupação da terra acarretam a remoção da vegetação nativa, compactação do solo, assoreamento e aporte de inúmeras substâncias químicas para os corpos hídricos (e.g., nutrientes e metais) (Loureiro et al., 2021). Embora o Cerrado seja um hotspot mundial, estima-se que mais da metade tenha sido desmatado e, atualmente, ocorre principalmente pela intensificação de atividades agrícolas no bioma (Lopes & Guimalhães, 2016). Neste sentido, as sucessivas modificações nos usos e ocupação do solo afetam diretamente a biodiversidade aquática, provocando a perda da diversidade e de serviços ecossistêmicos (Philip et al., 2023). Dentre as substâncias químicas que mais afetam a estrutura e o funcionamento dos ambientes aquáticos, os elementos-traço têm chamado atenção da comunidade científica devido ao seu alto potencial de contaminação (Loureiro & Hepp, 2020; Abdel-Halim et al., 2022; Arumugam et al., 2024).

Uma vez disponíveis no ambiente, os elementos-traço podem ser facilmente incorporados pelos organismos, seja pela alimentação ou pelo contato com o ambiente contaminado (e.g. água ou sedimento) (Magalhães et al., 2015). O zinco (Zn), embora apresente rotas biológicas definidas, quando em altas concentrações, pode ser acumulado nos tecidos e causar danos toxicológicos aos organismos (Tuzen, 2009; Ehiemere et al., 2022). Dentre a série de efeitos adversos à saúde e estrutura das comunidades aquáticas, nos peixes, foram registrados hipocalcemia, fusão das lamelas secundárias em brânquias, degeneração de fibras musculares até a necrose (Bánfalvi, 2011; Beegam et al., 2019). Por sua vez, o Cádmio (Cd) não possui rotas biológicas de excreção e apresenta elevado potencial de acumulação em tecidos animais mesmo em baixas concentrações (Simionov et al., 2021). Efeitos como degeneração vascular, infertilidade, anemia, distúrbios ósseos e desenvolvimento de

cânceres foram registrados (Abdel et al., 2019; Kumar et al., 2024) De modo geral, estudos relatam a incorporação e a bioacumulação de Zn e Cd por organismos aquáticos como algas (Bhuyan et al., 2024), zooplâncton (Singaram et al., 2023), invertebrados (Loureiro et al., 2021), anfíbios (Mani et al., 2022) e peixes (Arantes et al., 2016).

Em peixes, o tecido hepático e o tecido muscular são tecidos biológicos promissores para indicar a contaminação por elementos-traço nos ambientes aquáticos (Siraj et al., 2016; Li et al., 2018; Leite et al., 2023). O tecido hepático apresenta a função de desintoxicação, sendo rico em moléculas que se conectam a alguns elementos-traço (Beheary et al., 2015; Ardeshir et al., 2017). Com isso, o tecido hepático tende a acumular maiores concentrações de elementos-traço, sendo, portanto, um dos principais órgãos para análise com tal abordagem (Savassi et al., 2016). Por outro lado, o tecido muscular tende a acumular menos elementos-traço (Squadrone et al., 2013), pois é menos metabolicamente ativo quando comparado ao tecido hepático (Begum et al., 2012). Ainda, o tecido muscular não possui moléculas que se conectam facilmente aos elementos-traço, o que dificulta o acúmulo dessas substâncias (Squadrone et al., 2013). Embora não seja um tecido-alvo, estudos com abordagens que buscam detectar a contaminação por elementos-traço, costumam utilizar o tecido muscular por dois principais motivos: (i) pode indicar poluição crônica por elementos-traço e (ii) por ser a região do peixe que normalmente é consumida pelo homem (Crafford & Avenant-Oldewage, 2010). Estudos mostraram a presença e o acúmulo de Zn e Cd a partir do tecido hepático e tecido muscular de diferentes grupos de peixes (e.g., Cichlidae, Cypriniformes e Siluriformes), deixando evidências da eficiência de ambas as estruturas biológicas para estudos com abordagens de monitoramento de elementos-traço (Arantes et al., 2016; Li et al., 2018; Quintela et al., 2024).

Neste contexto, Loricariidae é a família mais rica em espécies dentre os Siluriformes, com seis subfamílias, 115 gêneros e 1060 espécies (Fricke et al., 2024; Dagosta et al., 2024). Os Loricariidae apresentam ampla distribuição ecológica, o que lhes confere um alto potencial bioindicador de contaminação ambiental por elementos-traço (Toussaint et al., 2016). No entanto, são poucos os estudos com abordagens que utilizam a Loricariidae como organismos modelo. Paschoalini & Bazzoli (2021) revisaram a literatura e evidenciaram a ausência de Loricariidae em estudos que

monitoram a bioacumulação de elementos-traço nos últimos 10 anos. A ausência de abordagens usando Loricariidae como organismo modelo, subestima o potencial deste grupo como indicador da contaminação de ambientes aquáticos por elementos-traço. Neste estudo utilizamos espécies de Loricariidae para avaliar a bioacumulação de Zn e Cd presentes em riachos de uma bacia hidrográfica no Cerrado Sulmatogrossense. Selecionamos Zn e Cd como elementos-traço modelo neste estudo, por serem facilmente detectados em locais com diferentes usos e ocupações do solo na área de estudo (e.g. defensivos agrícolas, rações de gado e outras atividades vinculadas à pecuária). Desta forma, com este estudo, esperamos responder às seguintes perguntas: (1) Os Loricariidae tendem acumular Zn e Cd? (2) Qual estrutura biológica (tecidos hepático ou muscular) acumulará maiores concentrações de Zn e Cd? (3) A família Loricariidae apresenta potencial como organismo monitor para estudos de monitoramento ambiental? Suponhamos que o Zn e Cd sejam acumulados pelas espécies de Loricariidae, especialmente no tecido hepático, por ser um órgão relevante no processo metabólico dos indivíduos. Em adição, pode ser que haja uma associação entre as concentrações de Zn e Cd nos tecidos dos peixes e nas características ambientais dos riachos nas diferentes zonas da bacia hidrográfica.

Material e métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado na 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; Fig 1). A bacia hidrográfica possui uma área de aproximadamente 25 mil km² e está inserida em domínios do Cerrado, com solo caracterizado por ser argissolo e latossolo (Pott et al., 2014). A vegetação varia entre diferentes domínios do Cerrado (i.e., Cerradão, Floresta estacional semidecidual) (Silva et al., 2011). O clima é do tipo tropical quente, com temperaturas mensais iguais ou maiores a 18°C e pluviosidade média mensal variando de 30 a 250 mm (Rocha, 2020). De modo geral, a paisagem da bacia hidrográfica é composta por um mosaico de usos e ocupação do solo, sendo que a pastagem é a principal classe de uso (~58%), enquanto a vegetação nativa corresponde a ~28% da cobertura do solo (Benini, 2015). A zona alta da bacia

hidrográfica (>490 m a.n.m.) tem como atividade principal a agricultura, enquanto a zona média (cota altimétrica 320 a 490 m a.n.m.) tem a pecuária com a principal atividade antrópica (Benini, 2015). Por fim, a zona baixa da bacia hidrográfica (< 320 m a.n.m.) é predominantemente ocupada por plantios de eucalipto (Benini, 2015; Rocha, 2020). Na bacia foram selecionados 15 riachos de pequena ordem (<4ª ordem, sensu Strahler; Fig. 1S – Anexo 1) para amostragem dos peixes e água.

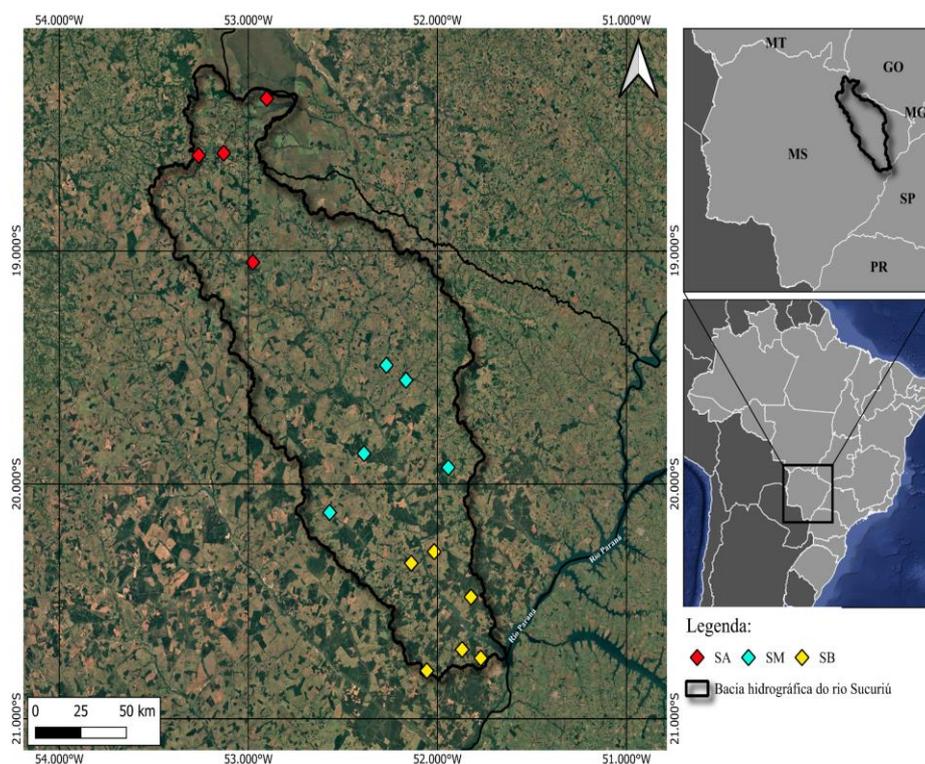


Fig. 1. Localização geográfica dos riachos amostrados na bacia hidrográfica do Rio Sucuriú localizada no estado de Mato Grosso do Sul (MS), Centro-Oeste do Brasil. SA: Riachos da zona alta da bacia; SM: zona média; SB: zona Baixa. A área de drenagem da bacia hidrográfica está destacada pela linha preta.

Variáveis limnológicas e concentrações de Zn e Cd na água

Realizamos duas expedições nos meses de setembro de 2023 e 2024. Em cada riacho mensuramos as variáveis temperatura da água, pH, turbidez, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e sólidos dissolvidos totais utilizando um analisador multiparâmetro HORIBA® U-50. Ainda, coletamos amostras de água para análises laboratoriais de alcalinidade, amônia e fósforo total, Zn e Cd. Determinamos a alcalinidade a partir da titulação das amostras com H_2SO_4 0,02 N. Para a quantificação das concentrações de amônia e fósforo total utilizamos métodos espectrofotométricos utilizando um Espectrômetro digital UV/VIS (Logen modelo LS 7022). Para análise das concentrações de Zn e Cd nas amostras de água, digerimos com HNO_3 e HCl e posteriormente analisamos em um Espectrofotômetro de Absorção Atômica (Varian™, modelo 240 FS). Todos os procedimentos analíticos seguiram os protocolos descritos em Standard Methods (APHA, 2017).

Coleta e identificação dos exemplares de peixes

Para a coleta dos exemplares utilizamos rede de arrasto e peneira de malha 2,5 mm, com esforço amostral de aproximadamente 30 minutos em um trecho de aproximadamente 100 m em cada riacho. Os trechos amostrados compreenderam meso- e microhábitats (i.e., áreas de corredeira e remansos, substrato pedregoso, folhas, e entre outros.), variando de acordo com cada riacho. Após coletados, mantivemos os peixes em temperaturas $\sim 20^\circ\text{C}$ e encaminhados para o laboratório onde os mesmos foram expostos a baixa temperatura ($\sim 10^\circ\text{C}$) para eutanásia. Identificamos os exemplares de peixes de acordo com a chave taxonômica de Ota et al. (2018) e Thereza & Langeani (2019). Após a identificação, removemos e congelamos as amostras dos tecidos muscular e hepático até o momento da análise das concentrações de Zn e Cd. Após a identificação e remoção dos tecidos, tombamos os exemplares na Coleção de Ictiologia de Três Lagoas (CITL). As coletas foram autorizadas pelo SisBio (nº 15044-1) e certificadas pela CEUA/CPER/COMIS (SEI nº 3334419).

Concentrações de Zn e Cd nos tecidos

Para análise das concentrações de Zn e Cd nas amostras de tecido hepático e muscular dos peixes, removemos de indivíduos com tamanho maior que 15 mm. Tomamos esta atitude devido a biomassa de tecido necessária para a realização das análises. Após removidos, secamos as amostras dos tecidos muscular e hepático em estufa (30°C/24h), pesamos e posteriormente digerimos com 10 mL de HNO₃ concentrado sob aquecimento (~200°C). Após três processos de digestão, o material foi diluído em 50 mL de água deionizada e encaminhados para determinação das concentrações de Zn e Cd no Espectrofotômetro de Absorção Atômica (VarianTM, modelo 240 FS). O protocolo de análise dos elementos seguiu as recomendações do Standard Methods (APHA, 2017). Os limites de quantificação de cada elemento-traço foram determinados a partir de padrões de material de referência certificados (Limites de detecção: Cd = 0,0006 mg g⁻¹ e Zn = 0,002 mg g⁻¹; Limites de quantificação: Cd = 0,007 mg g⁻¹ e Zn = 0,006 mg g⁻¹).

Análise dos dados

Avaliamos a variação das variáveis ambientais entre as três zonas da bacia hidrográfica a partir de uma Análise de Variância (one way ANOVA) com teste TukeyHSD a posteriori após a verificação dos pressupostos exigidos pela análise. Após, realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) para avaliar a ordenação dos riachos com base nas características limnológicas. Em seguida, realizamos uma correlação linear de Pearson para verificar a associação entre as concentrações de Zn e Cd nos tecidos dos peixes com as variáveis ambientais mensuradas na água. Por fim, avaliamos a variação nas concentrações de Zn e Cd entre as espécies de Loricariidae (dois níveis categóricos), tecidos (dois níveis categóricos) e locais na bacia hidrográfica (três níveis categóricos), utilizando um Modelo Linear Generalizado (GLM). Nesta análise, consideramos apenas as espécies *Hypostomus nigromaculatus* e *H. ancistroides*, em virtude de serem as espécies com maior ocorrência nos riachos estudados e encontradas em todas as zonas da bacia hidrográfica. Todas as análises foram realizadas no software R. 4.2.3 (R Core Team, 2023).

Resultados

Variáveis limnológicas e elementos-traço nas amostras de água

A temperatura da água e o pH foram menores nos riachos da zona alta em comparação com as demais ($F_{2;12}=4,3$, $p = 0,03$; $F_{2;12}=10,8$, $p = 0,002$, respectivamente; Tabela 1). A condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais e a alcalinidade foram maiores em riachos da zona média ($F_{2;12}=3,7$, $p = 0,05$; $F_{2;12}=4,8$, $p = 0,02$; $F_{2;12}=4,1$, $p = 0,04$, respectivamente; Tabela 1). Por outro lado, oxigênio dissolvido, fósforo total e amônia foram semelhantes entre os riachos nas três zonas da bacia hidrográfica ($p > 0,05$; Tabela 1). De modo geral, os riachos foram ordenados pelas concentrações de sólidos dissolvidos totais, condutividade elétrica, alcalinidade e fósforo total. Os dois primeiros componentes principais explicaram 69,4% da variação total dos dados limnológicos (PC1 = 49,7%, PC2 = 19,7%; Figura 2).

Tabela 1. Valores médios \pm desvio padrão das variáveis limnológicas mensuradas nos riachos estudados nas três zonas da bacia hidrográfica do Rio Sucuriú, Centro-Oeste do Brasil. Letras diferentes indicam diferença significativa ($p < 0,05$) pelo teste TukeyHSD.

Variáveis limnológicas	Riachos e zonas da bacia hidrográfica		
	Alta (n=4)	Média (n=5)	Baixa (n=6)
Temperatura da água (°C)	22,8 \pm 0,7 ^a	25,2 \pm 0,7 ^b	24,9 \pm 1,8 ^b
pH	6,2 \pm 0,3 ^a	7,2 \pm 0,2 ^b	6,8 \pm 0,3 ^b
Condutividade Elétrica (mS cm ⁻¹)	0,021 \pm 0,017 ^a	0,099 \pm 0,070 ^b	0,071 \pm 0,012 ^b
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	7,2 \pm 1,1 ^a	6,7 \pm 0,8 ^a	6,8 \pm 1,2 ^a
Sólidos dissolvidos Totais (g L ⁻¹)	0,009 \pm 0,002 ^a	0,064 \pm 0,046 ^b	0,046 \pm 0,008 ^{a,b}
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	4,5 \pm 1,900 ^a	9,9 \pm 4,500 ^b	8,0 \pm 0,300 ^{a,b}
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	0,015 \pm 0,003 ^a	0,016 \pm 0,002 ^a	0,020 \pm 0,013 ^a
Amônia (mg L ⁻¹)	0,099 \pm 0,017 ^a	0,097 \pm 0,082 ^a	0,099 \pm 0,016 ^a

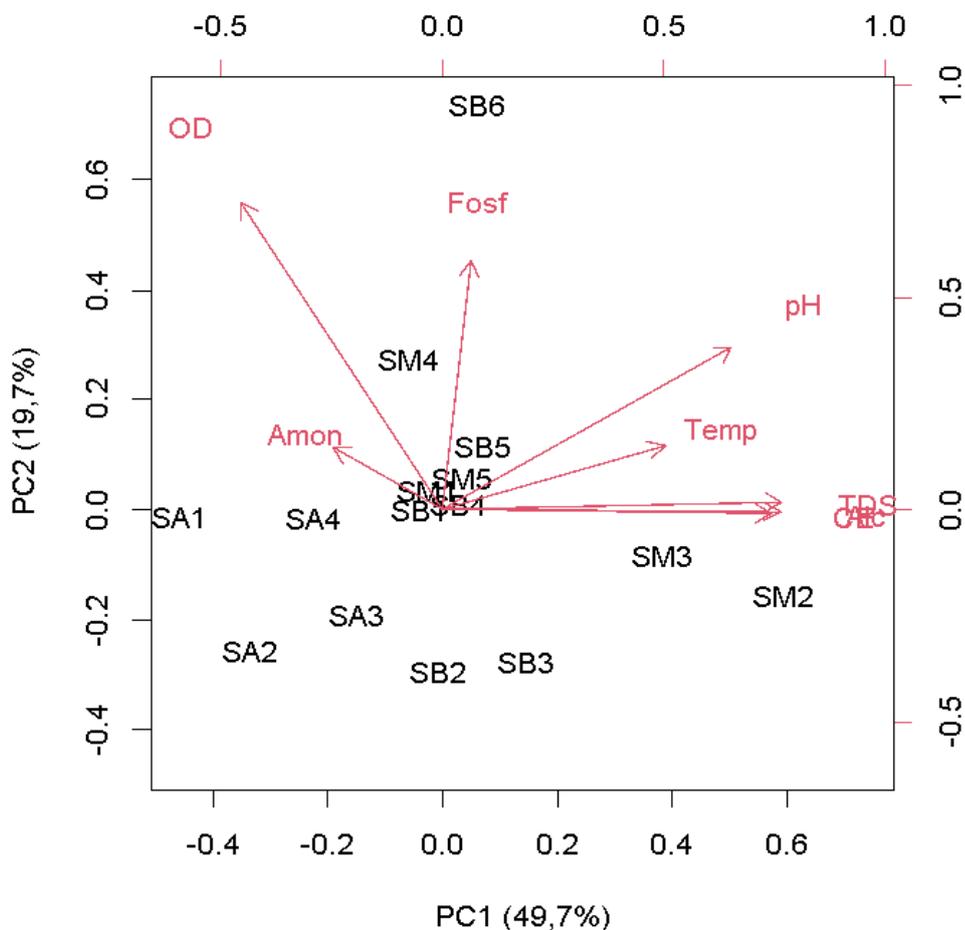


Fig. 2. Análise de Componentes Principais das variáveis limnológicas mensuradas nos riachos estudados nas três zonas da bacia hidrográfica do rio Sucuriú, Centro-Oeste do Brasil. SA: riachos da zona alta; SM: riachos da zona média; SB: riachos da zona baixa; Temp: temperatura da água; Cond: Condutividade elétrica; OD: Oxigênio Dissolvido; TDS: Sólidos Dissolvidos Totais; Alc: Alcalinidade; Fosf: Fósforo; Amon: Amônia.

A concentração de Cd presente na água da bacia variou entre as zonas ($F_{2;12}=10,0$; $p = 0,002$; Tabela 2). Na água dos riachos da zona alta, o Cd esteve abaixo do limite de detecção, enquanto que nos riachos da zona baixa, apresentou concentrações elevadas (Tabela 2). O Zn apresentou concentrações semelhantes nas águas dos riachos nas três zonas da bacia hidrográfica ($p > 0,05$; Tabela 2).

Tabela 2. Concentrações de Zn e Cd na água (média ± desvio padrão) mensuradas nos riachos estudados nas três zonas da bacia hidrográfica do rio Sucuriú, Centro-Oeste do Brasil. Valores máximos estabelecidos pela Legislação Brasileira (CONAMA 430/2011) para água de classe II.

Elementos-traço	Riachos e zonas da bacia hidrográfica			CONAMA
	Alta (n=4)	Média (n=5)	Baixa (n=6)	
Cd (mg L ⁻¹)	<L/D ^a	0,007±0,002 ^b	0,013±0,007 ^b	0,001
Zn (mg L ⁻¹)	0,361±0,225 ^a	0,033±0,056 ^a	0,011±0,027 ^a	0,18

Letras diferentes indicam diferença significativa ($p < 0,05$) pelo teste TukeyHSD. L/D: limite de detecção (Cd = 0,0006 mg L⁻¹ e Zn = 0,002 mg L⁻¹).

Loricariidae e bioacumulação de Zn e Cd

Coletamos 40 indivíduos de seis espécies de Loricariidae (Tabela 1S – Anexo 2). Deste total, extraímos amostras dos tecidos hepático e muscular de 24 indivíduos, em virtude do tamanho de alguns exemplares (<15 mm). As espécies *H. nigromaculatus* e *H. ancistroides* foram as mais frequentes, sendo que a última, amostrada em riachos das três zonas da bacia hidrográfica. As espécies *H. hermanni*, *H. variipictus* tiveram apenas um indivíduo coletado em todos os riachos (Tabela 3). Dos sete exemplares de *Otothyropsis polyodon* coletados, somente um obteve tamanho >15mm (Tabela 3). Em decorrência dos dois exemplares de *Curculionichthys insperatus* serem <15mm, não analisamos suas estruturas biológicas (Tabela 3).

As concentrações médias de Zn nos indivíduos foram de $27,75 \pm 39,87$ mg g⁻¹, enquanto a de Cd foi de $0,44 \pm 0,87$ mg g⁻¹. Os peixes acumularam maiores concentrações de Zn no tecido hepático em comparação com o tecido muscular (Figura 3). No tecido muscular, o acúmulo médio foi de $0,9 \pm 1,1$ mg g⁻¹ para Cd e $15,1 \pm 10,9$ mg g⁻¹ para Zn. No tecido hepático, o Zn apresentou um acúmulo médio de $40,4 \pm 52,9$ mg g⁻¹, enquanto o Cd não foi detectado (Figura 3). A espécie *H. nigromaculatus* acumulou maior concentração de Zn no tecido hepático, enquanto a espécie *H. ancistroides* no tecido muscular (Tabela 3). O Cd por sua vez, foi encontrado com maior concentração no tecido muscular de *H. nigromaculatus* e esteve abaixo do limite de detecção em todas as espécies (Tabela 3).

Coletamos indivíduos de *H. nigromaculatus* nos riachos das zonas média e baixa (15 indivíduos), enquanto, *H. ancistroides* foi coletado em riachos das três zonas (14 indivíduos). Quando avaliamos as concentrações de Zn e Cd nestas duas espécies, observamos que as concentrações de ambos os elementos-traço foram maiores no tecido muscular (Zn: $p = 0,01$, AIC = 103,5; Cd: $p < 0,001$, AIC = 37,6). Por outro lado, não observamos variação nas concentrações dos elementos-traço entre as espécies e as zonas da bacia hidrográfica ($p > 0,05$).

Tabela 3. Concentrações de Zn e Cd (Média±Desvio Padrão) nos tecidos biológicos (Hepático e Muscular) de espécies de Loricariidae coletadas em riachos da bacia hidrográfica do Rio Sucuriú, Centro-Oeste do Brasil. n: número de indivíduos de cada espécie coletados; x: número de indivíduos analisados. L/D: limite de detecção, sendo, Zn = 0,002 mg g⁻¹ e Cd = 0,0006 mg g⁻¹.

Espécies	n (x)	Zinco (mg g ⁻¹)		Cádmio (mg g ⁻¹)	
		Hepático	Muscular	Hepático	Muscular
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	15 (12)	35,8±47,9	12,3±7,5	<L/D	1,5±1,3
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	14 (9)	29,9±26,9	16,5±13,5	<L/D	0,3±0,4
<i>Hypostomus hermanni</i> (Ihering, 1905)	1 (1)	2,8	4,7	<L/D	0,08
<i>Hypostomus variipictus</i> (Ihering, 1911)	1 (1)	52,2	33,7	<L/D	<L/D
<i>Otothyropsis polyodon</i> Calegari, Lehmann & Reis, 2013	7 (1)	21,5	26,9	<L/D	1,1
<i>Curculionichthys insperatus</i> (Britski & Garavello, 2003)	2 (0)	*	*	*	*

*Devidos os exemplares amostrados terem tamanho <15mm, não foram analisadas as estruturas biológicas da espécie.

As concentrações de Cd no tecido muscular foram correlacionadas com a concentração de Cd na água ($r = 0,57$ e $p = 0,003$), pH ($r = 0,54$ e $p = 0,005$) e oxigênio dissolvido ($r = 0,42$ e $p = 0,03$) (Tabela 4). Por sua vez, as concentrações de Zn no tecido muscular apresentaram correlação somente com a concentração de Zn na água ($r = 0,63$ e $p = 0,001$) (Tabela 4). No tecido hepático, as concentrações de Zn apresentaram correlações com a condutividade elétrica ($r = 0,40$ e $p = 0,04$), sólidos dissolvidos totais ($r = 0,40$ e $p = 0,04$) e alcalinidade ($r = 0,39$ e $p = 0,05$) (Tabela 4). As concentrações de Cd no tecido hepático estavam abaixo do limite de detecção, portanto, não foram observadas correlações deste elemento com as variáveis limnológicas.

Tabela 4. Correlações lineares entre as concentrações de Zn e Cd nos tecidos das espécies de Loricariidae e variáveis ambientais mensuradas nos riachos da bacia hidrográfica do Rio Sucuriú, Centro-Oeste do Brasil. As concentrações de Cd no tecido hepático ficaram abaixo do LD ($< 0,0006$).

Variáveis limnológicas	tecido hepático		tecido muscular	
	Zn	Cd	Zn	Cd
Cádmio	0,11	-	-0,32	0,57
Zinco	0,01	-	0,63	-0,36
Temperatura	0,25	-	0,12	0,28
pH	0,05	-	-0,32	0,54
Condutividade elétrica	0,41	-	-0,06	0,01
Oxigênio Dissolvido	-0,20	-	-0,05	0,48
Sólidos Dissolvidos Totais	0,41	-	-0,06	0,01
Alcalinidade	0,40	-	-0,05	0,12

Valores em negrito: $p < 0,05$.

Discussão

Os riachos localizados na zona alta mostraram-se limnologicamente distintos dos riachos das zonas média e baixa, com valores baixos de temperatura, pH, condutividade elétrica e alcalinidade. Águas levemente ácidas na zona alta podem estar sendo influenciados pela formação rochosa do Cerrado a qual promove acidez da água e menor alcalinidade (Zhang et al., 2014; Pandit et al., 2023). Por outro lado, riachos que apresentam alta carga de matéria orgânica, proveniente de atividades antrópicas (e.g. urbanização ou agricultura), tendem a apresentar maiores valores de condutividade elétrica, uma vez que aumentam a disponibilidade de íons livres no meio (Correia et al., 2015; Lafuente et al., 2023). Com a maior disponibilidade de íons livres, valores de pH e alcalinidade são alterados (O'Sullivan et al., 2019; Horak et al., 2024). Alterações nas variáveis limnológicas, não influenciam somente na perda de qualidade da água, uma vez que pode potencializar também a toxicidade dos elementos-traço disponíveis (Pereira et al., 2010; Toussaint et al. 2016; Paredes del Puerto et al. 2021). O aumento do pH e alcalinidade tendem a liberar formas tóxicas de Cd (Cd^{2+}) (Erten-Unal et al., 1998). Em adição, o aumento da temperatura e diminuição do oxigênio dissolvido potencializam a toxicidade dos elementos-traço, levando a maior mobilidade e acúmulo de Cd e Cr em tecidos biológicos de peixes (Gupta et al., 2009; Aksari1 et al., 2015; Paschoalini & Bazzoli, 2021; Martinez et al., 2023). Portanto, alterações nas condições ambientais (i.e., variáveis limnológicas) podem estar diretamente relacionadas com a maior disponibilidade de contaminantes como os elementos-traço nos riachos.

Segundo a Legislação Brasileira (CONAMA 430/2011) o limite máximo para Zn em águas superficiais do tipo classe II. é $0,18 \text{ mg L}^{-1}$, indicando que os valores médios encontrados nos riachos nas zonas alta e média estão acima do limite máximo estabelecido pela lei. Por sua vez, a legislação estabelece que o limite máximo para o Cd é de $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ em águas superficiais do tipo classe II, o qual esteve acima do limite máximo estabelecido pela legislação nas zonas média e baixa. As concentrações Cd e Zn acima do limite máximo são preocupantes, uma vez que ambos os elementos-traço apresentam potencial tóxico e comprometem a manutenção das comunidades aquáticas (Watanabe et al., 2003; Esteves, 2011).

Todos os indivíduos de Loricariidae analisados acumularam Zn e Cd. Dentre as cinco espécies encontradas, *H. nigromaculatus* e *H. ancistroides* apresentou maior acúmulo de Zn e Cd. Além disso, observamos que as demais espécies acumularam concentrações maiores de Zn em comparação ao Cd. No presente estudo o elemento mais acumulado foi o mesmo com maior disponibilidade na água dos riachos (i.e., Zn). Neste sentido, acreditamos que a maior disponibilidade facilitou o acúmulo de Zn nas estruturas biológicas das espécies de Loricariidae. Embora todas as espécies amostradas ocupem a mesma posição trófica (i.e., detritívoros) e tenham hábito bentônico, fatores não mensurados como tempo de exposição, sazonalidade, gênero do indivíduo, idade, peso, coloração podem ter influência direta na diferença de acúmulo dos elementos-traço entre as espécies (Kehrig et al., 2013; Aksari et al., 2015; Rosso et al., 2022).

Concentrações elevadas de elementos-traço no ambiente, aumentam a exposição dos organismos a estas substâncias, o que consiste em uma das principais causas de alterações histopatológicas (Kumar et al., 2024). No tecido hepático de peixes, os elementos-traço estão associados a casos de hipertrofia e atrofia, degeneração nuclear dos hepatócitos, levando a necrose do tecido hepático (Corredor-Santamaria et al., 2016; Abdel et al., 2019; Kumar et al., 2024). Por outro lado, no tecido muscular, o acúmulo de elementos-traço causa degeneração de fibras musculares, múltiplos edemas e necrose do tecido (Beegam et al., 2020; Kumar et al., 2024). Ainda, Choudhury et al. (2021) registraram o comprometimento de genes-alvo no tecido hepático de peixes a exposição de elementos-traço, potencializando quadros de óbitos. Contudo, os efeitos dos elementos-traço, podem alcançar comunidades que dependem indiretamente de recursos hídricos contaminados, como ser humano (He et al., 2024).

O tecido hepático foi a estrutura biológica que acumulou maiores concentrações dos elementos-traço analisados. Em decorrência do tecido hepático possuir função de desintoxicação do organismo, contém diversas adaptações biológicas (i.e., presença maior de proteínas metalotioneína, porfirinas e enzimas) para reverter possíveis contaminações do organismo (Subotić et al., 2013). Com as múltiplas adaptações, amplia-se a superfície de contato do tecido hepático com os elementos-traço, fazendo com haja maior interação entre estes (Magalhães et al., 2015). Assim, como resultado de sua função biológica, o tecido hepático é um dos principais órgãos-alvo e passível de maiores contaminações por elemento-traço

(Fletcher et al., 2014). A ausência do Cd no fígado, ratifica a existência de órgãos-alvos para diferentes elementos-traço (Magalhães et al., 2015). Análises de Squadrone et al. (2013), utilizaram diferentes estruturas biológicas (e.g., tecido hepático, rins, tecido muscular) e observou haver maiores associações de Cd com os rins dos peixes, do que em qualquer outra estrutura analisada. Portanto, o tecido hepático por promover a regulação de elementos-traço essenciais como Zn, tende a ter maior associação ao elemento. Enquanto isso, outros órgãos e tecidos, como o muscular, armazenam elementos-traço essenciais em elevadas concentrações e os não excretados (i.e., não essenciais), como Cd (Burghausen et al., 2023). Ainda que no tecido muscular não apresente adaptações biológicas para regulação dos contaminantes como no tecido hepático, tende a armazenar a longo prazo os elementos-traço não assimilados ou excretados (Subotić et al., 2013; Beheary et al., 2015). Estudos anteriores que utilizaram outros Siluriformes, convergem com nossos resultados. Gupta et al. (2009) encontraram maiores concentrações de Zn no tecido muscular de *Aorichthys aor* (Bagre-asiático), enquanto Barbieri et al. (2010), encontraram maiores concentrações de Zn no tecido muscular de *Cathorops spixii* (Bagre-amarelo). De maneira semelhante, Subotić et al. (2013), encontraram maiores concentrações de Zn no tecido muscular de *Silurus glanis* (Bagre-africano), nos levando a acreditar que a tendência de acumular elementos-traço não-essenciais (i.e., Cd) e excesso do essencial (i.e., Zn) também ocorra com os Loricariidae analisados no presente estudo. Embora reconheçamos a importância da utilização do tecido muscular em abordagens de bioacumulação, em decorrência de ser uma estrutura que indica acúmulo crônico e ser altamente consumida, faz-se necessário o uso em conjunto com outras estruturas biológicas (Fletcher et al., 2014; Rosso et al., 2015; He et al., 2024). Assim, o uso de escamas, epiderme, osso, gônadas, intestino, baço e sangue, são promissores em análises com abordagens de monitoramento de elementos-traço (Alquezar et al., 2006; Rauf et al., 2009; Siraj et al., 2016; Habib et al., 2023).

O acúmulo de Zn e Cd nas estruturas biológicas, apresentou relação com as características limnológicas específicas de cada local em particular. De forma geral, o maior acúmulo de Cd pelos peixes foi associado a maiores concentrações de Cd na água, embora pH e oxigênio dissolvido também tenham demonstrado relação positiva. Por outro lado, o maior acúmulo de Zn pelos peixes esteve relacionado a maiores valores de condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais e alcalinidade. Erten-Unal

et al. (1998) indicam que pH levemente alcalino (i.e., ~8), favorece a liberação de Cd^{2+} , uma forma de Cd altamente tóxica e de fácil assimilação pelos peixes. De forma semelhante, a liberação de íons no meio, eleva a condutividade elétrica e a alcalinidade (Esteves, 2011). He et al. (2024) destacam que o Zn é fortemente adsorvido à matéria orgânica em locais com maiores valores de alcalinidade. Portanto, acreditamos que o maior acúmulo de Zn, esteja relacionada a adsorção do deste elemento-traço ao recurso alimentar das espécies de Loricariidae, fazendo com que seja incorporado via alimentação. Diferentemente do Cd, o qual pode ter sido incorporado, sobretudo, via contato direto com a água e esteja acumulado em outras estruturas biológicas, facilitadora deste contato, como as brânquias (Rosso et al., 2015).

Considerações Finais

Observamos que as espécies de Loricariidae amostradas nos riachos da bacia hidrográfica do rio Sucuriú acumularam concentrações de Zn e Cd. Ademais, observamos que o acúmulo de Zn e Cd em estruturas biológicas, teve relação com as condições limnológicas dos riachos, demonstrando que as características das áreas adjacentes ao corpo hídrico têm influência sobre suas condições físicas e químicas. Dentre as duas estruturas biológicas estudadas, os elementos-traço se acumularam de forma diferentes nas estruturas biológicas analisadas O Zn acumulou em maior quantidade no tecido hepático enquanto Cd no tecido muscular. Com isso, nossa hipótese é parcialmente corroborada, uma vez que no presente estudo, somente Zn se acumulou no tecido hepático. Concluimos ainda, que a família Loricariidae apresenta potencial como organismo bioindicador, porém, as espécies *H. nigromaculatus* e *H. ancistroides* possuem destaque, por sua ampla distribuição e alto potencial de acúmulo Zn e Cd. Dessa maneira, para futuros estudos, se faz necessário a adição e comparação com outras estruturas biológicas (e.g., brânquias, estômago, rins, intestino e gônadas) e ambientais (e.g., sedimento).

Referências bibliográficas

- Abdel-Halim KY., Abd El-Monem SA., Wanas AA., Mostafa NA. (2022). Bioaccumulation profiles of heavy metals in fish collected from Rosetta branch of Nile River, Egypt: A case study for organ's responsibility. *Egyptian Journal of Chemistry* 65 (13), 501–518.
- Abdel-Rahman AN., ElHadya M., Hassanina ME., Mohamed AAR. (2019). Alleviative effects of dietary Indian lotus leaves on heavy metals-induced hepato-renal toxicity, oxidative stress, and histopathological alterations in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.). *Aquaculture* 509 (1), 198–208.
- Aksari YD., Perwitasari D., Butet NA. (2015). Kandungan logam berat (Cd, Hg, and Pb) pada ikan sapu-sapu, *Pterygoplichthys pardalis* (Castelneau, 1855) di Sungai Ciliwung. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 15 (3), 257–266.
- Alquezar R., Markich SJ., Booth DJ. (2006). Metal accumulation in the smooth toadfish, *Tetractenos glaber*, in estuaries around Sydney, Australia. *Environmental Pollution* 142 (1), 123–131.
- Arantes FP., Savassi LA., Santos HB., Gomes MVT., Bazzoli N. (2016). Bioaccumulation of mercury, cadmium, zinc, chromium, and lead in muscle, liver, and spleen tissues of a large commercially valuable catfish species from Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 88 (1), 137–147.
- Ardeshir RA., Movahedinia A., Rastgar S. (2017). Fish liver biomarkers for heavy metal pollution: A review article. *American Journal of Toxicology* 2 (1), 1–8.
- Arumugam S., Sakthivadivel S., Ibrahim SSM., Murugan P., Ramaiah S., Ramaiah M., Chinnathambi A., Alharbi SA. (2024). Evaluation of the toxic metals, proximate composition and length–weight relationships of selected fish species from the Gadanathi River, Southern Tamil Nadu. *Environmental Monitoring and Assessment* 196 (446), 1–13.
- Bánfalvi G. (2011). Heavy Metals, Trace Elements and Their Cellular Effects. Em G Bánfalvi (Eds.), *Cellular Effects of Heavy Metals* (x^a ed., pp. 3–18). Springer.
- Barbieri E., Passos EA., Aragão KA. S., Santos DB., Garcia CAB. (2010). Assessment of trace metal levels in catfish (*Cathorops spixii*) from Sal River Estuary, Aracaju, State of Sergipe, Northeastern Brazil. *Water Environment Research* 82 (12), 2301–2305.
- Beegam A., Lopes M., Fernandes T., Jose J., Barreto A., Oliveira M., Soares AMVM., Trindade T., Thomas S., Pereira ML. (2020). Multiorgan histopathological changes

- in the juvenile seabream *Sparus aurata* as a biomarker for zinc oxide particles toxicity. *Environmental Science and Pollution Research* 27 (1), 30907–30917.
- Begum A., Mustafa Al., Amin MN., Chowdhury TR., Quraishi SB., Banu N. (2013). Levels of heavy metals in tissues of shingi fish (*Heteropneustes fossilis*) from Buriganga River, Bangladesh. *Environmental Monitoring and Assessment* 185 (1), 5461–5469.
- Beheary MS., Abu-Almaaty AH., El-matary FA. (2015). Genetic polymorphism and changes in the concentration of heavy metals in catfish *Clarias gariepinus* from different sites as a result of environmental contamination. *Advances in Environmental Biology* 9(18), 20–32.
- Benini SM. (2015). Uso de sistemas de informação geográfica na avaliação do estado de conservação da bacia hidrográfica do rio Sucuriú/MS. Em SM Benini (Eds.), *Uso de sistemas de informação geográfica na análise ambiental em bacias hidrográficas* (1ª ed., pp. 1–139). ANAP.
- Bhuyan MS., Kunda M., Bakar MA., Senapathi V., Husain SA., Chowdhury E., Ali MM., Pandit D. (2024). Heavy metal and mineral analysis of cultivated seaweeds from Cox's Bazar Coast, Bay of Bengal, Bangladesh: a human health risk implication. *Discover Oceans* 1 (11), 1–15.
- Brasil. (2011). CONAMA: Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília.
- Burghausen JH., Rodrigues GZP., Mentges LB., Staudt JM., Kayser JM., Souza MS., Borba DJ., Estação A., Schneider A., Linden R., Gehlen G., Stumm AJ. (2023). Avaliação do uso de *Ancistrus brevipinnis* (Loricariidae) como bioindicador da qualidade da água do rio Ilha, RS, Brasil. *Jornal de Ciências Biológicas* 45 (e62305), 1–14.
- Choudhury C., Mazumder R., Kumar R., Dhar B., Sengupta M. (2021). Cadmium induced oxystress alters Nrf2-Keap1 signaling and triggers apoptosis in piscine head kidney macrophages. *Aquatic Toxicology* 231 (105739), 1–11.
- Coordinator P, Gottler RA. (2017). Metals. Em RB Baird, AD Eaton, EW Rice (Eds.), *Methods for the Examination of Water and Wastewater*. APHA (American Public Health Association).
- Corredor- Santamaría W., Gómez MS., Velasco- Santamaría YM. (2016). Using genotoxic and haematological biomarkers as an evidence of environmental contamination in the Ocoa River native fish, Villavicencio—Meta, Colombia. *SpringerPlus* 5 (351), 1–10.

- Correia W., Silva AFG., Batista-Silva VF., Bailly D., Ruaro R., Helfenstein ALZ. (2015). Water quality of a stream subject to the release of industrial effluent in an environmental protected area. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente* 8 (Edição Especial), 9–25.
- Crafford D., Avenant-Oldewage A. (2010). Bioaccumulation of non-essential trace metals in tissues and organs of *Clarias gariepinus* (sharp-toothed catfish) from the Vaal River system – strontium, aluminium, lead and nickel. *Water SA* 36 (5), 621–640.
- Dagosta FCP., Monção MS., Nagamatsu BA., Pavanelli CS., Carvalho FR., Lima FCT., Langeani F., Dutra GM., Ota RR., Seren TJ., Tagliacollo V., Menezes NA., Britski HA., Pinna M. (2024). Fishes of the upper rio Paraná basin: diversity, biogeography and conservation. *Neotropical Ichthyology* 22 (e230066), 1–109.
- Ehiemere VC., Ihedioha JN., Ekere NR., Ibeto CN., Abugu HO. (2022). Pollution and risk assessment of heavy metals in water, sediment and fish (*Clarias gariepinus*) in a fish farm cluster in Niger Delta region, Nigeria. *Journal of Water and Health* 20 (6), 927–945.
- Ellis EC. (2021). Land Use and Ecological Change: A 12,000-Year History. *Annual Review of Environment and Resources* 46 (1), 1–33.
- Erten-Unal M., Wixson BG., Gale N., Pitt JL. (1998). Evaluation of toxicity, bioavailability, and speciation of lead, zinc, and cadmium in mine/mill wastewaters. *Chemical Speciation and Bioavailability* 10 (2), 37–46.
- Esteves FA. (2011). Elementos-traço. Em FA Esteves (Eds.), *Fundamentos de Limnologia* (3ª ed., pp. 323–334). Interciência.
- Fletcher DE., Lindell AH., Stillings GK., Mills GL., Blas SA., McArthur JV. (2014). Variation in trace-element accumulation in predatory fishes from a stream contaminated by coal combustion waste. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 66 (1), 341–360.
- Fricke R., Eschmeyer WN., Van der Laan R. (eds). (2024). Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species, References. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed 03 Jan 2024.
- Gupta A., Rai DK., Pandey RS., Sharma B. (2009). Analysis of some heavy metals in the riverine water, sediments and fish from river Ganges at Allahabad. *Environmental Monitoring and Assessment* 157 (1), 449–458.
- Habib SS., Naz S., Fazio F., Cravana C., Ullah M., Rind KH., Attaullah S., Filiciotto F., Khayyam K. (2024). Assessment and Bioaccumulation of Heavy Metals in Water,

- Fish (wild and Farmed) and Associated Human Health Risk. *Biological Trace Element Research* 202 (1), 725–735.
- He M., Liu G., Shi X., Wu L., Chen Q. (2024). Distribution, bioaccumulation, trophic transfer and risk assessment of trace elements in fish from a typical shallow outflow lake basin, China. *Frontiers in Environmental Science and Engineering* 18 (7), 1–16.
- Horak CN., Assef YA., Quinteros CP., Dromaz WM., Miserendino ML. (2024). How do different modalities of land use practices impact the environmental features and macroinvertebrates? An assessment of mountain streams from Patagonia, Argentina. *Environmental Advances* 15 (100511), 1–12.
- Kehrig HA., Seixas TG., Malm O., Di Benedetto APM., Rezende CE. (2013). Mercury and selenium biomagnification in a Brazilian coastal food web using nitrogen stable isotope analysis: A case study in an area under the influence of the Paraíba do Sul River plume. *Marine Pollution Bulletin* 75 (1), 283–290.
- Kumar M., Singh S., Jain A., Yadav S., Dubey A., Trivedi S. P. (2024). A review on heavy metal-induced toxicity in fishes: Bioaccumulation, antioxidant defense system, histopathological manifestations, and transcriptional profiling of genes. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 83 (127377) 1–13.
- Lafuente W., Carpio AJ., Alcácer C., Moreno JL. (2023). Spatio-temporal variability of physicochemical conditions in the headwaters of neotropical streams. *Journal of South American Earth Sciences* 126 (104361), 1–8.
- Leite LAR., Pedreira-Filho WR., Azevedo RK., Abdallah VD. (2023). Bioaccumulation and health risk assessment of trace metal contamination in the musculature of the trahira fish (*Hoplias malabaricus*) from two neotropical rivers in southeastern Brazil. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 78 (127185), 1–8.
- Li J., Yan Y., Yue N., Luo Q., Li W., Xie X. (2018). Comparative study of metal accumulation in three fish species (*Silurus asotus*, *Cyprinus carpio*, and *Carassius auratus auratus*) from the Jinsha and Tuo Rivers located upstream of the Yangtze River, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 101 (1), 26–32.
- Lopes AS., Guimelhães LRG. (2016). A career perspective on soil management in the Cerrado region of Brazil. *Advances in Agronomy* 137 (1), 1–72.
- Loureiro RC., Calisto JF., Magro JD., Restello RM., Hepp LU. (2021). The influence of the environment in the incorporation of copper and cadmium in scraper insects. *Environmental Monitoring and Assessment* 193 (215), 1–13.

- Loureiro RC., Hepp LU. (2020). Stream contamination by trace elements: biota incorporation and phytoremediation. *Acta Limnologica Brasiliensia* 32 (e201) 1–9.
- Magalhães DP., Marques MRC., Baptista DF., Buss DF. (2015). Metal bioavailability and toxicity in freshwaters. *Environmental Chemistry Letters* 13 (1), 69–87.
- Mani M., Altunışık A., Gedik K. (2022). Bioaccumulation of trace elements and health risk predictions in edible tissues of the marsh frog. *Biological Trace Element Research* 200 (1), 4493–4504.
- Martinez AEJ., Galoski CE., Figueira RCL., Ferreira PAL., Froehner S. (2023). 136 years of variation of sediment-associated metals in a subtropical reservoir in southern Brazil: Implications for environmental change. *Catena* 231 (107315), 1–13.
- O'Sullivan M., Ó hUallacháin D., Antunes PO., Jennings E., Kelly-Quinn M. (2019). The impacts of cattle access points on deposited sediment levels in headwater streams in Ireland. *River Research and Applications* 335 (2), 1–13.
- Ota R., Deprá GC., Graça WJ., Pavanelli CS. (2018). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revisado, anotado e atualizado. *Neotropical Ichthyology* 16 (2), 1–111.
- 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.
- Paredes del Puerto JM., Paracampo AH., García ID., Maiztegui T., Garcia de Souza JR., Maroñas ME., Colautti DC. (2021). Fish assemblages and water quality in Pampean streams (Argentina) along an urbanization gradient. *Hydrobiologia* 848, 4493–4510.
- Paschoalini AL., Bazzoli N. (2021). Heavy metals affecting Neotropical freshwater fish: A review of the last 10 years of research. *Aquatic Toxicology* 237 (105906), 1–11.
- Pereira HM., Leadley PW., Proença V., Alkemade R., Scharlemann JPW., Fernandez-Manjarrés JF., Araújo MB., Balvanera P., Biggs R., Cheung WWL., Chini L., Cooper HD., Gilman EL., Guénette S., Hurtt GC., Huntington HP., Mace GM., Oberdorff T., Revenga C., Rodrigues P., Scholes RJ., Sumaila UR., Walpole M. (2010). Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* 330 (1), 1496–1501.
- Philip S., Noweg GT., Tuen AA., Grinang J. (2023). Fish communities of tropical headwater streams under multiple land-use influence. *Borneo Journal of Resource Science and Technology* 13 (1), 62–71.

- Pott VJ., Pott A., Moreira SN. (2014). Vegetação da Unidade de Planejamento e Gerenciamento da Bacia do Rio Sucuriú. *Revista GeoPantanal* 16 (1), 221–233.
- Quintela FM., Silva FA., Correa F., Carvalho FR., Galiano D., Pires MCO., Galatti U. (2024). Essential and Non- Essential Elements Levels in Fish Species Highly Consumed in the Middle Miranda River, Brazilian Pantanal. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 87 (1), 16–33.
- Rauf A., Javed M., Ubaidullah M. (2009). Heavy metal levels in three major carps (*Catla catla*, *Labeo rohita* and *Cirrhina mrigala*) from the River Ravi, Pakistan. *Pakistan Veterinary Journal* 29 (1), 24–26.
- Rocha F. (2020). UPG Sucuriú - Avaliação Ambiental Integrada (AAI). Em T Alencar (Eds.), *Unidade de planejamento e gestão – UPG Sucuriú Avaliação Ambiental Integrada (AAI)* (1ªed., pp. 1–369). Ferreira Rocha – Gestão de Projetos Sustentáveis.
- Rosso JJ., Avigliano E., Cirelli AF. (2022). Essential and non-essential metals in three lowland rivers of temperate South America (Argentina): Distribution and accumulation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 73 (127016), 1–10.
- Savassi LA., Arantes FP., Gomes MVT., Bazzoli N. (2016). Heavy metals and histopathological alterations in *Salminus franciscanus* (Lima & Britski, 2007) (Pisces: Characiformes) in the Paraopeba River, Minas Gerais, Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 96 (1), 478–483.
- Silva SC., Medeiros LS., Bezerra Neto MF., Silva MJ., Ramos TPA., Lima FCT., Lima SMQ. (2023). Ichthyofauna of the Nascentes do Rio Parnaíba National Park: watershed divide in the main agricultural encroachment area in the Brazilian Cerrado. *Biota Neotropica* 23 (e20221414), 1–13.
- Simionov IA., Cristea DS., Petrea SM., Mogodan A., Nicoara M., Plavan G., Baltag ES., Jijie R., Strungaru SA. (2021). Preliminary investigation of lower Danube pollution caused by potentially toxic metals. *Chemosphere* 264 (128496), 1–13.
- Singaram P., Retnamma J., Cheruparambil R., Nagarathinam A., Loganathan J., Thangaraj JR., Radhakrishnan SS. (2023). Heavy metals concentration in zooplankton (copepods) in the western Bay of Bengal. *Environmental Science and Pollution Research* 30 (1), 101565–101584.
- Siraj M., Khisroon M., Khan A. (2016). Bioaccumulation of heavy metals in different organs of *Wallago attu* from River Kabul Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *Biological Trace Element Research* 172 (1), 242–250.

- Squadrone S., Prearo M., Brizio P., Gavinelli S., Pellegrino M., Scanzio T., Guarise S., Benedetto A., Abete MC. (2013). Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italian rivers. *Chemosphere* 90 (1), 358–365.
- Subotić S., Višnjić Jeftić Ž., Spasić S., Hegediš A., Krpo-Ćetković J., Lenhardt M. (2013). Distribution and accumulation of elements (As, Cu, Fe, Hg, Mn, and Zn) in tissues of fish species from different trophic levels in the Danube River at the confluence with the Sava River (Serbia). *Environmental Science and Pollution Research* 20 (1), 5309–5317.
- Thereza MR, Langeani F. (2019). Loricariidae. Em R Moura (Eds.), *Bagres e Cascudos do Rio Grande, Alto Rio Paraná*. Editora CRV.
- Toussaint A., Charpin N., Brosse S., Villéger S. (2016). Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific Reports* 6 (22125), 1–9.
- Tuzen M. (2009). Toxic and essential trace elemental contents in fish species from the Black Sea, Turkey. *Food and Chemical Toxicology* 47 (1), 1785–1790.
- Watanabe KH., Desimone FW., Thiyagarajah A., Hartley WR., Hindrichs AE. (2003). Fish tissue quality in the lower Mississippi River and health risks from fish consumption. *The Science of the Total Environment* 302 (1), 109–126.
- Zhang C., Yu ZG., Zeng GM., Jiang M., Yang ZZ., Cui F., Zhu MY., Shen LQ., Hu L. (2014). Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International* 73 (1), 270–281.

CONCLUSÃO GERAL DA DISSERTAÇÃO

Com esta dissertação observamos resultados pertinentes em relação a disponibilidade de Zn e Cd na bacia hidrográfica do Rio Sucuriú. Identificamos na água, concentrações de Zn (zona alta e média) e Cd (zona média e baixa) acima do limite máximo estabelecido pela CONAMA Nº 430/2011. Possivelmente, os diferentes usos e ocupação do solo presentes na extensão da bacia hidrográfica do rio Sucuriú, podem ter promovido o maior aporte de Zn e Cd nos riachos analisados. Contudo, se faz necessário a incorporação dos diferentes usos e ocupação do solo, de maneira a ratificar a relação dos usos com as maiores concentrações e acúmulos de Zn e Cd. Ademais, o enriquecimento de Zn e Cd levou o acúmulo destes elementos no tecido hepático e tecido muscular de espécies de Loricariidae. Embora o tecido muscular tenha acumulado ambos os elementos-traço avaliados, o Zn acumulou mais no tecido hepático e o Cd no tecido muscular. Com isso, ratificamos a importância do uso de diferentes estruturas biológicas para abordagens de bioacumulação. O emprego de espécies de Loricariidae revelou-se eficiente para abordagens de monitoramento de elementos-traço. Entretanto, devido à dificuldade de amostragens dos organismos nos riachos selecionados, com exceção de *H. nigromaculatus* e *H. ancistroides*.

Visando pesquisas futuras, recomenda-se averiguar em diferentes níveis biológicos os efeitos dos elementos-traço. Neste sentido, seria importante (i) avaliar os efeitos dos elementos-traço em Siluriformes em riachos do Cerrado considerando diferentes níveis biológicos (e.g., celular a ecossistema); (ii) Avaliar a influência da monocultura de eucalipto, atividade predominante na região leste do Mato Grosso do Sul, sobre a bioacumulação de elementos-traço por peixes; (iii) Avaliar se há particularidade associadas às características de diferentes biomas (e.g., Mata Atlântica, Pampa) na disponibilidade e acúmulo de diferentes elementos-traço. Acreditamos que tais abordagens contribuem com a geração de conhecimento acerca da biodiversidade aquática e seu potencial bioindicador de contaminação por elementos-traço.

ANEXO 1

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 1S. Abundância de espécies de Loricariidae coletadas nos riachos nas três zonas da bacia hidrográfica do rio Sucuriú, MS.

Espécies	Riachos e zonas da bacia hidrográfica		
	Alta (n=4)	Média (n=5)	Baixa (n=6)
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	-	5	10
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	4	5	5
<i>Hypostomus hermanni</i> (Ihering, 1905)	1	-	-
<i>Hypostomus variipictus</i> (Ihering, 1911)	1	-	-
<i>Otothyropsis polyodon</i> Calegari, Lehmann & Reis, 2013	-	6	1
<i>Curculionichthys insperatus</i> (Britski & Garavello, 2003)	-	-	2
Total	6	16	18



Fig. 1S. Vista geral de alguns riachos amostrados na bacia hidrográfica do Rio Sucuriú, Centro-Oeste do Brasil. a. riacho da zona alta da bacia hidrográfica; b. zona média; c. zona baixa.

ANEXO 2

Normas de formatação prescrita pela revista *Environmental Monitoring and Assessment*

Formatação do texto

- Os manuscritos devem ser enviados em Word.
- Use uma fonte normal e simples (por exemplo, Times Roman, tamanho 10) para o texto.
- Use itálico para dar ênfase.
- Use a função de numeração automática de páginas para numerar as páginas.
- Não use funções de campo.
- Use paradas de tabulação ou outros comandos para recuos, não a barra de espaço.
- Use a função de tabela, não planilhas, para criar tabelas.
- Use o editor de equações ou o MathType para equações.
- Salve seu arquivo no formato docx (Word 2007 ou superior) ou no formato doc (versões mais antigas do Word).

Referências

Citação

- Cite referências no texto por nome e ano entre parênteses. Alguns exemplos:
A pesquisa em negociação abrange muitas disciplinas (Thompson, 1990).
Este resultado foi posteriormente contrariado por Becker e Seligman (1996).

Lista de referência

- As entradas da lista de referências devem ser colocadas em ordem alfabética pelos sobrenomes do primeiro autor de cada trabalho.
- Os nomes dos periódicos e títulos dos livros devem estar em *itálico*.
- Se disponível, inclua sempre DOIs como links DOI completos em sua lista de referências (por exemplo, "https://doi.org/abc").
 - **Artigo de periódico**
Grady, JS, Her, M., Moreno, G., Perez, C., & Yelinek, J. (2019). Emoções em livros de histórias: uma comparação de livros de histórias que representam grupos étnicos e raciais nos Estados Unidos. *Psicologia da cultura da mídia popular*, 8 (3), 207–217. <https://doi.org/10.1037/ppm0000185>
 - **Artigo por DOI**
Hong, I., Knox, S., Pryor, L., Mroz, TM, Graham, J., Shields, MF, & Reistetter, TA (2020). O encaminhamento para reabilitação domiciliar após unidade de reabilitação para pacientes internados está associado à readmissão hospitalar de 90 dias para pacientes adultos com AVC? *American Journal of*

Physical Medicine & Rehabilitation . Publicação online avançada.
<https://doi.org/10.1097/PHM.0000000000001435>

○ **Livro**

Sapolsky, RM (2017). *Behave: A biologia dos humanos no nosso melhor e pior* . Penguin Books.

Capítulo de livro

Dillard, JP (2020). Correntes no estudo da persuasão. Em MB Oliver, AA Raney, & J. Bryant (Eds.), *Efeitos da mídia: Avanços na teoria e pesquisa* (4ª ed., pp. 115–129). Routledge.

○ **Documento online**

Fagan, J. (2019, 25 de março). Nursing clinical brain . OER Commons.
Recuperado em 7 de janeiro de 2020, de

<https://www.oercommons.org/authoring/53029-nursing-clinical-brain/view> de referência

Tabelas

- Todas as tabelas devem ser numeradas usando algarismos arábicos.
- As tabelas devem sempre ser citadas no texto em ordem numérica consecutiva.
- Para cada tabela, forneça uma legenda (título) explicando os componentes da tabela.
- Identifique qualquer material publicado anteriormente fornecendo a fonte original na forma de uma referência no final da legenda da tabela.
- As notas de rodapé das tabelas devem ser indicadas por letras minúsculas sobrescritas (ou asteriscos para valores de significância e outros dados estatísticos) e incluídas abaixo do corpo da tabela.

Figuras

- Letras de figuras
 - Para adicionar letras, é melhor usar *Helvética* ou *Arial* (fontes sem serifa).
 - Mantenha as letras com tamanhos consistentes em toda a sua arte final, geralmente em torno de 2–3 mm (8–12 pt).
 - A variação do tamanho do tipo dentro de uma ilustração deve ser mínima, por exemplo, não use tipo 8 pt em um eixo e tipo 20 pt no rótulo do eixo.
 - Evite efeitos como sombreamento, letras de contorno, etc.
 - Não inclua títulos ou legendas em suas ilustrações.
- Numeração de figuras
 - Todas as figuras devem ser numeradas usando algarismos arábicos.
 - As figuras devem sempre ser citadas no texto em ordem numérica consecutiva.
 - As partes da figura devem ser indicadas por letras minúsculas (a, b, c, etc.).
 - Se um apêndice aparecer em seu artigo e contiver uma ou mais figuras, continue a numeração consecutiva do texto principal. Não numere as figuras do apêndice, "A1, A2, A3, etc." Figuras em apêndices on-line [Informações Suplementares (SI)] devem, no entanto, ser numeradas separadamente.
- Legendas das Figuras

- Cada figura deve ter uma legenda concisa descrevendo com precisão o que a figura representa. Inclua as legendas no arquivo de texto do manuscrito, não no arquivo da figura.
- As legendas das figuras começam com o termo Fig. em negrito, seguido do número da figura, também em negrito.
- Nenhuma pontuação deve ser incluída após o número, nem qualquer pontuação deve ser colocada no final da legenda.
- Identifique todos os elementos encontrados na figura na legenda da figura; e use caixas, círculos, etc., como pontos de coordenadas nos gráficos.
- Identifique o material publicado anteriormente informando a fonte original na forma de uma citação de referência no final da legenda da figura.
- Posicionamento e tamanho da figura
 - As figuras devem ser enviadas dentro do corpo do texto. Somente se o tamanho do arquivo do manuscrito causar problemas no upload, as figuras grandes devem ser enviadas separadamente do texto.
 - Ao preparar suas figuras, dimensione-as para caberem na largura da coluna.
 - Para periódicos de grande porte, os números devem ter 84 mm (para áreas de texto de coluna dupla) ou 174 mm (para áreas de texto de coluna única) de largura e não mais que 234 mm.
 - Para periódicos de pequeno porte, os números devem ter 119 mm de largura e não mais que 195 mm de altura.