

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

PRISCILA RAPHAELA SOARES SASSAKI CECCONI

**AVALIAÇÃO DO TEOR DE ÍONS METÁLICOS EM ÁGUA SUPERFICIAL E
PEIXES CRIADOS EM TANQUES-REDE NA REGIÃO OESTE DO PARANÁ**

MEDIANEIRA

2026

PRISCILA RAPHAELA SOARES SASSAKI CECCONI

**AVALIAÇÃO DO TEOR DE ÍONS METÁLICOS EM ÁGUA SUPERFICIAL E
PEIXES CRIADOS EM TANQUES-REDE NA REGIÃO OESTE DO PARANÁ**

**Evaluation of metal ion content in surface water and fish raised in net cages in
the western region of Paraná**

Dissertação apresentada como requisito para
obtenção do título de Mestre em Tecnologias
Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do
Paraná (UTFPR).

Orientador: Prof. Dr. Adelmo Lowe Pletsch

Coorientador: Prof. Dr. Ismael Laurindo Costa Junior

MEDIANEIRA

2026



Esta licença permite que outros remixem, adaptem e criem a partir do trabalho licenciado para fins não comerciais, desde que atribuam ao autor o devido crédito e que licenciam as novas criações sob termos idênticos.



**Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Medianeira**



PRISCILA RAPHAELA SOARES SASSAKI CECCONI

**AVALIAÇÃO DO TEOR DE ÍONS METÁLICOS EM ÁGUA SUPERFICIAL E PEIXES CRIADOS EM
TANQUES-REDE NA REGIÃO OESTE DO PARANÁ**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Tecnologias Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Tecnologias Ambientais.

Data de aprovação: 05 de Março de 2026

Dr. Adelmo Lowe Pletsch, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Anderson Coldebella, Doutorado - Instituto Federal do Paraná

Dr. Heleno Brandao, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 18/03/2026.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por cada desafio superado, por cada conquista alcançada e por nunca me deixar desistir. Ao meu esposo, pelo apoio constante, pela compreensão, paciência e incentivo ao longo de toda esta trajetória.

Durante essa jornada, vivenciei um dos momentos mais significativos da minha vida, a maternidade. Ao meu filho, que chegou ainda no início deste caminho, agradeço por ter sido fonte diária de força, resiliência e propósito.

À minha família e amigos, tanto àqueles que estiveram próximos fisicamente quanto aos que acompanharam à distância. Este trabalho é, também, reflexo do carinho, da presença, da ajuda e da força que recebi de cada um de vocês.

Expresso minha sincera e enorme gratidão ao meu orientador Prof. Dr. Adelmo Lowe Pletsch, e ao meu coorientador Prof. Dr. Ismael Laurindo Costa Junior pelo acompanhamento ao longo do mestrado, pelas contribuições científicas, pela disponibilidade, paciência e pelas orientações que foram essenciais para o desenvolvimento deste estudo. O suporte acadêmico, aliado ao incentivo e à confiança depositada em mim, foi determinante para a consolidação deste trabalho.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Medianeira pelo apoio acadêmico, estrutural e institucional fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho. À CEANMED – Central Analítica Multiusuário da UTFPR - Campus Medianeira pelos ensaios realizados.

Ao Prof. Dr. Heleno Brandão, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Santa Helena, pelo treinamento, disponibilidade e auxílio sempre que necessário, contribuindo de forma significativa para o desenvolvimento deste trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro concedido por meio da bolsa de estudos, a qual possibilitou dedicação integral ao desenvolvimento desta pesquisa.

RESUMO

O crescimento da piscicultura em tanques-rede no Brasil pode acarretar sérios impactos negativos ao ecossistema aquático, e, conseqüentemente, a introdução de nutrientes no ambiente. Nesse contexto são necessários os controles da qualidade nos ambientes de cultivo e o monitoramento dos parâmetros físicos e químicos da água, os quais podem interferir na biota local. A pesquisa teve como objetivo determinar os parâmetros físico-químicos em água superficial e teores de íons metálicos em órgãos de peixes das espécies tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) e pacu (*Piaractus mesopotamicus*), cultivados em sistemas tanques-rede do Oeste do Paraná, localizados nos municípios de Entre Rios do Oeste (ERO) e Foz do Iguaçu (FOZ). Os parâmetros da água superficial pH, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio, temperatura e condutividade foram medidos *in loco* com sonda multiparâmetros e os íons metálicos foram determinados por Espectroscopia de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente. Os peixes foram coletados, de modo aleatório, no total de cinco exemplares de cada espécie por município de estudo. Em laboratório, os peixes foram identificados, pesados, medidos, dissecados para retirada de brânquias, do fígado e do músculo axial. Para análise de íons metálicos, as amostras dos tecidos foram liofilizadas, secas em estufa e moídas. Para caracterização físico-química dos peixes foram realizadas análises de umidade, cinzas, sólidos voláteis e análise termogravimétrica (TGA). Os parâmetros da água estiveram dentro dos limites da Resolução CONAMA n.º 357/2005 e literatura, com exceção do pH em três pontos de ERO, indicando possível influência antrópica com alta eutrofização. A caracterização físico-química das amostras de peixe apresentou resultados semelhantes aos da literatura consultada para as mesmas espécies. A TGA indicou maior perda de massa na faixa de 200-400°C, indicando possível decomposição de proteínas e gorduras e, acima de 400 °C, com provável decomposição de compostos orgânicos. A análise de metais em água superficial de ERO indicou que B, Ba, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, V e Zn permaneceram abaixo dos limites preconizados pela Resolução CONAMA n.º 357/2005, sugerindo ausência de impactos significativos da atividade aquícola no período avaliado. Nos peixes, observaram-se variações significativas entre espécies, órgãos e locais de cultivo, com maiores concentrações dos macroelementos K (4780,62 - 20290,88 mg kg⁻¹), Na (1818,74 - 3979,52 mg kg⁻¹) e Mg (276,44 - 1663,85 mg kg⁻¹). A Análise de Componentes Principais evidenciou padrões distintos de distribuição dos metais, relacionados às funções fisiológicas dos órgãos. No que se refere aos elementos com limites estabelecidos conforme a RDC nº 42/2013 e a Instrução Normativa nº 160/2022, o Cd atendeu aos limites legais, exceto em uma amostra de músculo (0,07 mg kg⁻¹) e duas de fígado (0,13 mg kg⁻¹), enquanto o Pb (0,73 - 6,68 mg kg⁻¹) excedeu os valores permitidos em todas as amostras. Do ponto de vista da segurança alimentar, evidencia-se a necessidade de monitoramento contínuo e de medidas de controle para a proteção ambiental e da saúde pública.

Palavras-chave: íons metálicos, peixes, tanque-rede, água superficial.

ABSTRACT

The growth of fish farming in net cages in Brazil can lead to serious negative impacts on the aquatic ecosystem and, consequently, the introduction of nutrients into the environment. In this context, quality controls in the cultivation environments and monitoring of the physical and chemical parameters of the water are necessary, as these can interfere with the local biota. This research aimed to determine the physicochemical parameters in surface water and the levels of metallic ions in the organs of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and pacu (*Piaractus mesopotamicus*), cultivated in net cages systems in Western Paraná, located in the municipalities of Entre Rios do Oeste (ERO) and Foz do Iguaçu (FOZ). The surface water parameters pH, dissolved oxygen, oxygen saturation, temperature, and conductivity were measured in situ with a multi-parameter probe, and metallic ions were determined by Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy. Fish were randomly collected, with a total of five specimens of each species per study municipality. In the laboratory, the fish were identified, weighed, measured, and dissected to remove gills, liver, and axial muscle. For metallic ion analysis, tissue samples were lyophilized, oven-dried, and ground. For physicochemical characterization of the fish, analyses of moisture, ash, volatile solids, and thermogravimetric analysis (TGA) were performed. Water parameters were within the limits of CONAMA Resolution No. 357/2005 and literature, except for pH at three ERO points, indicating possible anthropogenic influence with high eutrophication. The physicochemical characterization of the fish samples showed results similar to those in the consulted literature for the same species. TGA indicated greater mass loss in the 200-400°C range, indicating possible decomposition of proteins and fats, and above 400°C, with probable decomposition of organic compounds. Analysis of metals in surface waters from ERO indicated that B, Ba, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, V, and Zn remained below the limits established by CONAMA Resolution No. 357/2005, suggesting an absence of significant impacts from aquaculture activity during the evaluated period. In fish, significant variations were observed between species, organs, and cultivation sites, with higher concentrations of the macroelements K (4780.62 - 20290.88 mg kg⁻¹), Na (1818.74 - 3979.52 mg kg⁻¹), and Mg (276.44 - 1663.85 mg kg⁻¹). Principal Component Analysis revealed distinct patterns of metal distribution, related to the physiological functions of the organs. Regarding the elements with limits established according to RDC No. 42/2013 and Normative Instruction No. 160/2022, Cd met the legal limits, except in one muscle sample (0.07 mg kg⁻¹) and two liver samples (0.13 mg kg⁻¹), while Pb (0.73 - 6.68 mg kg⁻¹) exceeded the permitted values in all samples. From a food safety perspective, the need for continuous monitoring and control measures for environmental protection and public health is evident.

Keywords: metal ions, fish, net cages, surface water.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Fluxograma básico da indústria de processamento de peixes	18
Figura 2 - Ilustração de tanque-rede e suas respectivas estruturas. A - Vista Lateral; B - Vista Superior	21
Figura 3 - Perfil topográfico do Reservatório de Itaipu.....	24
Figura 4 - Fotografia de um dos peixes coletados da espécie <i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758), peixe conhecido popularmente como tilápia-do-Nilo	33
Figura 5 - Fotografia de um dos peixes coletados da espécie <i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887) conhecido popularmente como pacu.....	34
Figura 6 - Limites administrativos de Entre Rios do Oeste-PR e Foz do Iguaçu-PR dentro da Bacia Hidrográfica do Paraná III	39
Figura 7 - Pontos de coleta nos tanques-rede de Entre Rios do Oeste-PR e Foz do Iguaçu-PR	40
Figura 8 - Medição <i>in loco</i> dos parâmetros em Entre Rios do Oeste-PR	43
Figura 9 - Coleta de amostra de água em Foz do Iguaçu-PR	43
Figura 10 - Ponto de coleta dos peixes em Entre Rios do Oeste-PR.....	44
Figura 11 - Tanques-rede em Entre Rios do Oeste-PR	44
Figura 12 - Armazenamento dos peixes após coleta nos tanques-rede	45
Figura 13 - Dissecção das brânquias, fígado e músculos dos peixes	46
Figura 14 - Armazenamento dos músculos, brânquias e fígado.....	46
Figura 15 - Amostras no equipamento para liofilização	47
Figura 16 - Amostras na estufa após a liofilização	47
Figura 17 - Etapa de moagem das amostras.....	48
Figura 18 - Armazenamento das amostras após a moagem	48
Figura 19 - Etapa de concentração das amostras de água.....	53
Figura 20 - Amostras no bloco digestor.....	53
Figura 21 - Leitura das amostras de água em ICP-OES.....	54
Figura 22 - Amostras de peixe pesadas nos tubos de digestão	55
Figura 23 - Amostras no início da etapa de digestão ácida.....	55
Figura 24 - Amostras após a etapa de digestão ácida	56
Figura 25 - Leitura das amostras de peixes em ICP-OES	56

Figura 26 - Curvas TG/DTG de uma amostra do músculo de pacu dos tanques-rede de Entre Rios do Oeste, obtidas com razão de aquecimento de 10 °C min ⁻¹ , em atmosfera dinâmica de O ₂ (20 mL min ⁻¹)	66
Figura 27 - Biplot Fator 1 × Fator 2. a) Cargas fatoriais das variáveis b) Distribuição dos scores das amostras de músculo	107
Figura 28 - Biplot Fator 1 × Fator 2. a) Cargas fatoriais das variáveis b) Distribuição dos scores das amostras de brânquias	112
Figura 29 - Biplot Fator 1 × Fator 2. a) Cargas fatoriais das variáveis b) Distribuição dos scores das amostras de fígado	116
Figura A.1 - Curvas TG/DTG das amostras de músculo A1 (tilápia-do-Nilo – Entre Rios do Oeste-PR), A2 (pacu – Foz do Iguaçu-PR) e A3 (tilápia-do-Nilo – Foz do Iguaçu-PR), obtidas com razão de aquecimento de 10°C min ⁻¹ em atmosfera dinâmica de O ₂ (20 mL min ⁻¹)	140
Figura B.1 - Curvas TG/DTG das amostras de brânquias B1 (pacu – Entre Rios do Oeste-PR), B2 (tilápia-do-Nilo – Entre Rios do Oeste-PR), B3 (pacu – Foz do Iguaçu-PR) e B4 (tilápia-do-Nilo – Foz do Iguaçu-PR), obtidas com razão de aquecimento de 10°C min ⁻¹ em atmosfera dinâmica de O ₂ (20 mL min ⁻¹)	141
Figura C.1 - Curvas TG/DTG das amostras compostas de fígado C1 (pacu – Entre Rios do Oeste-PR), C2 (tilápia-do-Nilo – Entre Rios do Oeste-PR), C3 (pacu – Foz do Iguaçu-PR) e C4 (tilápia-do-Nilo – Foz do Iguaçu-PR), obtidas com razão de aquecimento de 10°C min ⁻¹ em atmosfera dinâmica de O ₂ (20 mL min ⁻¹)	142
Figura D.1 - Curva de calibração do elemento boro (B).....	143
Figura D.2 - Curva de calibração do elemento bário (Ba).....	143
Figura D.3 - Curva de calibração do elemento cádmio (Cd)	144
Figura D.4 - Curva de calibração do elemento cobalto (Co).....	144
Figura D.5 - Curva de calibração do elemento cromo (Cr)	144
Figura D.6 - Curva de calibração do elemento cobre (Cu).....	145
Figura D.7 - Curva de calibração do elemento ferro (Fe)	145
Figura D.8 - Curva de calibração do elemento potássio (K)	145
Figura D.9 - Curva de calibração do elemento lítio (Li).....	146
Figura D.10 - Curva de calibração do elemento magnésio (Mg)	146
Figura D.11 - Curva de calibração do elemento manganês (Mn)	146
Figura D.12 - Curva de calibração do elemento molibdato (Mo)	147

Figura D.13 - Curva de calibração do elemento sódio (Na)	147
Figura D.14 - Curva de calibração do elemento níquel (Ni)	147
Figura D.15 - Curva de calibração do elemento chumbo (Pb).....	148
Figura D.16 - Curva de calibração do elemento antimônio (Sb).....	148
Figura D.17 - Curva de calibração do elemento titânio (Ti)	148
Figura D.18 - Curva de calibração do elemento vanádio (V)	149
Figura D.19 - Curva de calibração do elemento zinco (Zn).....	149

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Características das modalidades de produtividade proporcional na piscicultura do Brasil	19
Quadro 2 - Relação de alguns padrões de qualidade de água para água doce (classe 2) de acordo com os limites estabelecidos pelo CONAMA n.º 357/2005	27
Quadro 3 - Relação de algumas variáveis de qualidade de água de Boyd e Tucker (1998)	28
Quadro 4 - Padrões de lançamento de efluentes líquidos de empreendimentos de aquicultura em corpos hídricos pela Resolução SEDEST n.º 48 de 11/10/2024	28
Quadro 5 - Padrões para corpos de água onde haja pesca ou cultivo de organismos para fins de consumo intensivo para corpos d'água Classes II	28
Quadro 6 - Limites máximos permitidos de contaminantes em pescado (mg kg ⁻¹) com a respectiva legislação vigente	31
Quadro 7 - Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e seus objetivos relacionados que o presente estudo visa contribuir	37
Quadro 8 - Pontos de coleta das amostras com a descrição e localização dos tanques-rede.....	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dados físico-químicos medidos nos tanques-rede dos municípios de Entre Rios do Oeste-PR e Foz do Iguaçu-PR.....	58
Tabela 2 - Dados das amostras de peixes coletados nos tanques-rede dos municípios de Entre Rios do Oeste-PR e Foz do Iguaçu-PR.....	61
Tabela 3 - Valores médios, desvio padrão (SD) e coeficiente de variação (CV) obtidos em análise de umidade, cinzas e sólidos voláteis das amostras de músculo dos peixes	62
Tabela 4 - Valores médios, desvio padrão (SD) e coeficiente de variação (CV) obtidos em análise de umidade, cinzas e sólidos voláteis das amostras de brânquias dos peixes.....	63
Tabela 5 - Valores obtidos em análise de umidade, cinzas e sólidos voláteis das amostras compostas de fígado dos peixes	64
Tabela 6 - Condições de operação do equipamento ICP-OES	67
Tabela 7 - Porcentagem de recuperação dos íons metálicos determinados em amostras de músculo de peixe do material de referência certificado (MRC)	67
Tabela 8 - Parâmetros das curvas de calibração, linhas de emissão, limites de detecção (LD) e limites de quantificação (LQ) dos elementos determinados em amostras de peixe e água.....	68
Tabela 9 - Valores médios e desvios-padrão das concentrações de metais nas amostras de água dos tanques-redes de Entre Rios do Oeste-PR.....	69
Tabela 10 - Comparativo dos padrões corpos d'água Classes II da Resolução CONAMA n.º 357/2005 com as médias e desvios-padrão das amostras de água superficial de Entre Rios do Oeste-PR.....	70
Tabela 11 - Valores das concentrações de metais nas amostras de músculo dos peixes dos tanques-redes de Entre Rios do Oeste-PR e Foz do Iguaçu-PR com médias e desvios-padrão	75
Tabela 12 - Valores das concentrações de metais nas amostras de brânquias dos peixes dos tanques-redes de Entre Rios do Oeste-PR e Foz do Iguaçu-PR com médias e desvios-padrão	77

Tabela 13 - Valores das concentrações de metais nas amostras compostas de fígado dos peixes dos tanques-redes de Entre Rios do Oeste-PR e Foz do Iguaçu-PR.....	79
Tabela 14 - Matriz de correlação de Pearson entre os metais e os parâmetros umidade, cinzas e sólidos voláteis das amostras de músculo	110
Tabela 15 - Matriz de correlação de Pearson entre os metais e os parâmetros umidade, cinzas e sólidos voláteis das amostras de brânquias.....	115
Tabela 16 - Matriz de correlação de Pearson entre os metais e os parâmetros umidade, cinzas e sólidos voláteis das amostras de fígado	119

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo geral	15
2.2	Objetivos específicos.....	15
2.3	Lista de objetivos de desenvolvimento sustentável	15
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1	Pesca, aquicultura e piscicultura	17
3.1.1	Fases de cultivo dos peixes	18
3.1.2	Sistemas de criação dos peixes	19
3.1.3	Tanques-rede	20
3.1.4	Piscicultura no Brasil	21
3.2	Parâmetros ambientais da água	24
3.3	Íons metálicos em pescados e possíveis efeitos	29
3.4	Peixes e seu papel como bioindicadores.....	32
3.4.1	Tilápia-do-Nilo	32
3.4.2	Pacu	34
3.4.3	Bioindicadores	35
3.5	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)	36
4	MATERIAL E MÉTODOS	38
4.1	Local de estudo	38
4.2	Pontos de coleta e amostragem	39
4.2.1	Caracterização dos pontos de coleta	39
4.2.2	Amostragem e medidas <i>in loco</i> de água superficial	42
4.2.3	Amostragem de peixes.....	43
4.3	Preparo das amostras	45
4.3.1	Preparo das amostras de peixes	45
4.4	Metodologias analíticas	49
4.4.1	Identificação e caracterização das amostras de peixes	49
4.4.2	Caracterização físico-química das amostras de peixes	49
4.4.3	Análise termogravimétrica (TGA)	50
4.4.4	Preparo dos materiais para determinação de íons metálicos	51
4.4.5	Determinação de íons metálicos	51

4.5 Estudo estatístico	56
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
5.1 Parâmetros físico-químicos medidos <i>in loco</i> da água superficial	58
5.2 Identificação e caracterização dos exemplares de peixes	61
5.3 Caracterização físico-química das amostras de peixe.....	62
5.4 Análise termogravimétrica (TGA)	65
5.5 Determinação de íons metálicos.....	67
5.5.1 Condições de operação ICP-OES e calibração analítica	67
5.5.2 Exatidão e recuperação dos MRC.....	67
5.5.3 Curvas de calibração, limite de detecção (LD) e limite de quantificação (LQ).....	68
5.5.4 Determinação dos íons metálicos em águas.....	69
5.5.5 Determinação dos íons metálicos em peixes	73
5.6 Estudo estatístico	106
5.6.1 ACP - músculo	106
5.6.2 ACP - brânquias	111
5.6.3 ACP - fígado.....	116
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	121
REFERÊNCIAS.....	124
APÊNDICE A - CURVAS TG/DTG DE AMOSTRAS DO MÚSCULO DE TILÁPIA-DO-NILO (A1) DOS TANQUES-REDE DE ENTRE RIOS DO OESTE-PR E DE PACU (A2) E TILÁPIA-DO-NILO (A3) DOS TANQUES-REDE DE FOZ DO IGUAÇU-PR.....	140
APÊNDICE B - CURVAS TG/DTG DE AMOSTRAS DAS BRÂNQUIAS DE PACU (B1) E TILÁPIA-DO-NILO (B2) DOS TANQUES-REDE DE ENTRE RIOS DO OESTE-PR E DE PACU (B3) E TILÁPIA-DO-NILO (B4) DOS TANQUES-REDE DE FOZ DO IGUAÇU-PR	141
APÊNDICE C - CURVAS TG/DTG DE AMOSTRAS COMPOSTAS DO FÍGADO DE PACU (C1) E TILÁPIA-DO-NILO (C2) DOS TANQUES-REDE DE ENTRE RIOS DO OESTE-PR E DE PACU (C3) E TILÁPIA-DO-NILO (C4), DOS TANQUES-REDE DE FOZ DO IGUAÇU-PR	142
APÊNDICE D - CURVAS DE CALIBRAÇÃO DOS ELEMENTOS METÁLICOS ANALISADOS.....	143
ANEXO A – CERTIFICADO DE AUTORIZAÇÃO DO CEUA.....	150
ANEXO B – CERTIFICADO DE ANÁLISE DO MATERIAL DE REFERÊNCIA ERM®-BB422 (FISH MUSCLE).....	152
ANEXO C – RELATÓRIO DE ALTURA DIÁRIA DE PRECIPITAÇÃO DE ENTRE RIOS DO OESTE DO ANO DE 2024.....	156
ANEXO D – RELATÓRIO DE ALTURA DIÁRIA DE PRECIPITAÇÃO DE FOZ DO IGUAÇU DO ANO DE 2024.....	157

1 INTRODUÇÃO

O Brasil apresenta elevado potencial para a piscicultura em tanques-rede em águas continentais, a cada ano tem crescido sua importância como produtor e consumidor mundial de pescado. Este tipo de atividade pode acarretar sérios impactos ao ecossistema aquático, como aumento de matéria orgânica e nutrientes, eutrofização e uso de produtos químicos, além da contaminação por metais dos ambientes aquáticos e, conseqüentemente, dos organismos que neles habitam.

Assim, é importante os cuidados com o cultivo para que haja qualidade do produto consumido, já que atividades como agricultura e efluentes de indústrias próximas a corpos d'águas, em específico a tanques-rede, pode aumentar o teor de metais neste ambiente e afetar a qualidade da água e dos peixes presentes, ocasionando a contaminação do alimento.

Também é importante caracterizar as condições físico-químicas de um corpo aquático, pois certos parâmetros podem indicar se o ambiente apresenta condições adequadas para o cultivo dos peixes, além de fornecer indícios sobre possíveis níveis de contaminação por metais.

Neste contexto, são necessários os controles da qualidade nos ambientes de cultivo e o monitoramento de parâmetros físicos e químicos no corpo d'água, pois as concentrações de metais acima dos limites recomendados pelas agências reguladoras apresentam um risco potencial à saúde humana. Assim, os controles dos níveis desses elementos em peixes podem auxiliar na decisão de melhores práticas de cultivo para evitar tal contaminação e trazer sustentabilidade ambiental.

Diante disso, o objetivo da presente pesquisa foi determinar parâmetros físico-químicos e os teores de íons metálicos em água superficial e órgãos de peixes das espécies tilápia-do-Nilo *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) e pacu *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) em sistemas de cultivos em tanques-rede do Oeste do Paraná, nos municípios de Entre Rios do Oeste (ERO) e Foz do Iguaçu (FOZ). O estudo também busca contribuir para o alcance de alguns dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS): fome zero e agricultura sustentável, água potável e saneamento, consumo e produções responsáveis e vida na água.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Caracterizar os teores de íons metálicos em água superficial e órgãos das espécies de peixes *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) e *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) conhecidos popularmente como tilápia-do-Nilo e pacu, respectivamente, em dois sistemas de cultivos em tanques-rede do Oeste do Paraná.

2.2 Objetivos específicos

- a) Realizar, *in loco*, a mensuração dos parâmetros físico-químicos da água superficial, incluindo pH, oxigênio dissolvido (OD), saturação de oxigênio, temperatura e condutividade elétrica;
- b) Realizar a identificação e caracterização dos exemplares de peixes coletados;
- c) Realizar a caracterização físico-química das amostras de carne, brânquias e fígado por meio das análises de umidade, cinzas, sólidos voláteis e termogravimetria;
- d) Determinar os teores dos íons metálicos (B, Ba, Cd, Co, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Sb, Ti, V e Zn) na água superficial e na proteína da carne, brânquias e fígado de duas espécies de peixes, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) e *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) conhecidos popularmente como tilápia-do-Nilo e pacu, respectivamente, cultivados em tanques-rede.

2.3 Lista de objetivos de desenvolvimento sustentável

A incorporação destes ODS (ONU, 2015) no trabalho demonstra uma abordagem multidimensional, que vai além da análise química, abrangendo

sustentabilidade e impactos sociais e ambientais, a partir da criação de peixes em tanques-rede.

ODS - 2: Fome zero e agricultura sustentável; ODS - 6: Água potável e saneamento; ODS - 12: Consumo e produções responsáveis; ODS - 14: Vida na água.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Pesca, aquicultura e piscicultura

A pesca é definida como uma atividade de captura de organismos aquáticos diretamente em ambientes naturais, sem intervenção sistemática no ciclo de vida ou controle do ambiente, sendo dependente da disponibilidade dos estoques naturais. Já a aquicultura compreende o cultivo planejado e controlado de organismos aquáticos, como peixes, moluscos, crustáceos e plantas, em sistemas confinados ou semiconfinados, com manejo direcionado à alimentação, reprodução e crescimento (Manan *et al.*, 2023).

De acordo com a FAO (2024), em 2022 a aquicultura ultrapassou pela primeira vez a pesca extrativa em volume de produção global de organismos aquáticos, tornando-se a principal fonte de pescado para consumo humano. Podem-se citar como finalidades da aquicultura a produção de alimentos e outros produtos comerciais e reconstrução de populações ameaçadas e em perigo de extinção (NOAA, 2025).

O cultivo da aquicultura pode ocorrer em ambientes continentais e marinhos (INCAPER, 2025) e suas principais modalidades são a Piscicultura (peixes), Carcinicultura (camarões), Ranicultura (rãs), Malacocultura (moluscos, ostras e mexilhões), Algicultura (algas), Quelonicultura (tartarugas e tracajás) e criação de jacarés (EMBRAPA, 2025).

A piscicultura é uma atividade agropecuária de criação racional de peixes e tem como objetivo principal fornecer alimento proteico de alta qualidade com uso mais eficiente possível da água e do espaço disponível (EMBRAPA, 2022). Seus principais pilares são: sanidade, genética, nutrição e processamento (Freitas, 2019).

O primeiro pilar, a sanidade, é entendida como uma parcela da defesa sanitária animal voltada para a proteção da saúde dos animais aquáticos, que envolve peixes, crustáceos, répteis hidróbios, anfíbios, moluscos e equinodermas (Blanco, 2022).

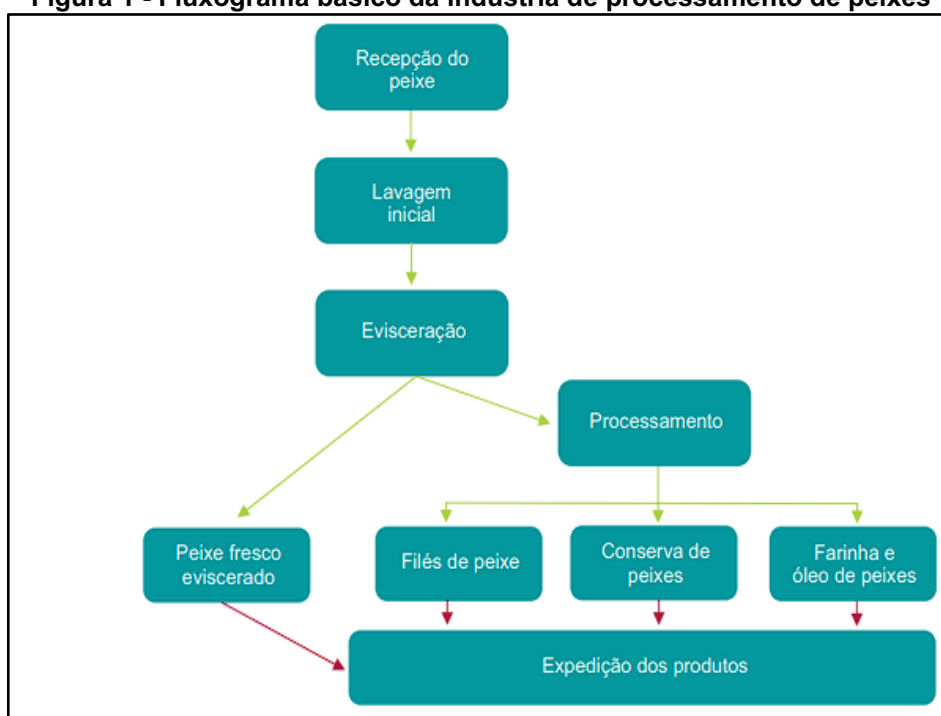
O segundo pilar, o melhoramento genético dos peixes cultivados em piscicultura, consiste em estudos intensos de áreas como seleção reprodutiva, genética molecular e biotecnologia de organismos aquáticos para identificar características fenotípicas mais vantajosas no processo produtivo (Alves; Hashimoto; Varela, 2013). O terceiro pilar, a nutrição, compreende fornecer condições para que

os peixes tenham acesso a todos os nutrientes necessários ao seu crescimento, engorda e reprodução (Teixeira, 2025).

A falta ou excesso de um ou mais nutrientes podem causar problemas no desenvolvimento dos peixes, entre eles baixo ganho de peso, menor resistência ao estresse causado por água de má qualidade e pelo manuseio e transporte, perda de apetite, maior suscetibilidade a doenças, catarata, má-formação de ossos, feridas na pele, coloração anormal, entre outros, além da própria mortalidade do animal (SENAR, 2019).

E o último pilar, o processamento, varia de acordo com o tipo de produto, tamanho da indústria, a escala de produção, a tecnologia empregada na linha dos produtos, entre outros fatores. O fluxograma a seguir (Figura 1) apresenta as etapas básicas do processamento da indústria de peixes, entre elas a recepção dos peixes, lavagem inicial, evisceração, processamento e expedição de produtos acabados (EMBRAPA, 2024).

Figura 1 - Fluxograma básico da indústria de processamento de peixes



Fonte: EMBRAPA (2024)

3.1.1 Fases de cultivo dos peixes

A piscicultura é caracterizada com 3 fases de cultivos, denominadas alevinagem, recria e engorda (Filho, 2022).

Segundo a EMBRAPA (2024), a fase inicial contempla alevinos de até 1 g, seguido de uma segunda fase, denominada de recria, que engloba os alevinos de 1 g até cerca de 30 g, isso para a maioria das espécies. A terceira fase, que envolve a engorda, pode ser conduzida na mesma unidade produtiva de recria (produção monofásica) ou em unidades distintas (produção bifásica).

Logo, um viveiro de criação de alevinos, bem como a recria e engorda, é caracterizado pela ausência de patógenos, boa qualidade da água, alimento natural abundante (plâncton), ausência de predadores e permitir a drenagem total da água (Fernandes; Santos, 2021).

3.1.2 Sistemas de criação dos peixes

Temos dois sistemas principais para a criação de peixes, os quais são focados na manutenção da qualidade da água e na produtividade. O primeiro, que foca no uso da água, é classificado como sistema aberto, semifechado e fechado, logo o segundo está associado na produtividade proporcional (Quadro 1), o qual é definido como extensivo, semiextensivo, intensivo e superintensivo (De Faria, 2025).

A classificação dos sistemas de produção aquícola quanto à produtividade baseia-se no nível de intensificação do cultivo, sendo dividida em extensivo, semiextensivo, intensivo e superintensivo (Quadro 1). Essa classificação considera critérios como faixa de produção, tipo de cultivo, nível de monitoramento e dieta aplicada, que refletem o grau de tecnificação e o potencial produtivo de cada sistema (Fernandes; Santos, 2021).

Quadro 1 - Características das modalidades de produtividade proporcional na piscicultura do Brasil

Modalidade	Faixa de produção	Tipo de cultivo	Nível de monitoramento	Dieta aplicada
Extensivo	100 a 1.000 kg/ha/ano	Policultivo	Não aplicado	Alimento presente naturalmente na água
Semi-extensivo	1.500 a 10.000 kg/ha/ano	Policultivo/ Monocultivo	Diário	Adubação e ração suplementar
Intensivo	10.000 até 40.000 kg/ha/ano	Monocultivo	Diário	Ração balanceada

Superintensivo	30 a 150 kg/m ³	Monocultivo	Várias vezes ao dia	Ração Balanceada
----------------	-------------------------------	-------------	---------------------	------------------

Fonte: Adaptado de Fernandes e Santos (2021)

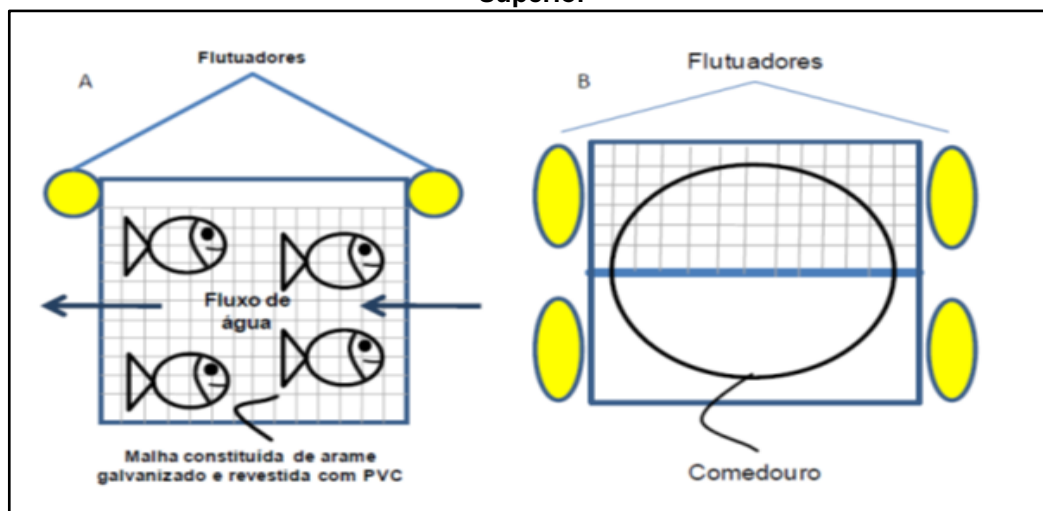
3.1.3 Tanques-rede

Tanques-rede são estruturas construídas por redes ou telas, de várias formas e tamanhos, com a finalidade de confinar peixes, oferecendo condições de crescimento com alimentos e água de boa qualidade e proteção constante ao ataque de predadores e competidores (EMBRAPA, 2009).

Os tanques-rede são fechados com tela, cobertura, comedouro e flutuadores, podendo ser utilizados vários tipos de materiais. As estruturas devem apresentar elevada durabilidade e baixa massa estrutural, além de permitir adequada renovação hídrica e demonstrar resistência à corrosão, abrasão e incrustação por algas, moluscos e demais organismos. Devem também assegurar condições operacionais seguras tanto para os peixes quanto para os trabalhadores e manter viabilidade econômica por meio de baixos custos de instalação e manutenção (Romanzini; Costa, 2023).

A maioria das estruturas são retangulares, flutuam na água e confinam peixes em seu interior, ilustrado na Figura 2. Este equipamento é fixado por flutuadores que sustentam submersos na água as redes de nylon, plásticos perfurados, arames galvanizados revestidos com PVC ou ainda telas rígidas, permitindo a passagem livre da água (Boscolo *et al.*, 2010).

Figura 2 - Ilustração de tanque-rede e suas respectivas estruturas. A - Vista Lateral; B - Vista Superior



Fonte: Boscolo *et al.* (2010)

A expansão da piscicultura em tanques-rede tem ganhado destaque especialmente pelo fato de o sistema demandar baixo investimento inicial e apresentar grande facilidade de implantação em diferentes ambientes alagados, como reservatórios artificiais, açudes e pequenas represas (Igarashi, 2024). Segundo Camargo e Amorim (2020) a piscicultura em tanques-rede é uma técnica considerada barata e simples, já que possibilita a aplicação em vários ambientes aquáticos, como reservatórios de hidrelétricas, dispensando custos com construções de viveiros.

O cultivo em tanques-rede deve ser conduzido de maneira sustentável, observando a legislação vigente, as boas práticas de manejo e o monitoramento contínuo da qualidade ambiental, conforme as diretrizes dos órgãos competentes. Esse sistema representa uma estratégia eficiente para aproveitar o potencial produtivo dos reservatórios, possibilitando a expansão da criação em águas interiores e atendendo à crescente demanda do mercado por peixes de água doce (Igarashi, 2024).

3.1.4 Piscicultura no Brasil

Segundo a Associação Brasileira da Piscicultura (2026), a produção brasileira de peixe de cultivo chegou a 1.011.540 toneladas em 2025, com crescimento de aproximadamente 4,4% se comparado ao ano anterior (968.745 toneladas). A tilápia-do-Nilo foi destaque dos peixes de cultivo com produção de 707.495 toneladas,

superando em 6,83% o volume alcançado no ano anterior e representou 70% da produção total de peixes em cultivo no país.

A piscicultura em águas da União é predominantemente desenvolvida em Reservatórios de Usinas Hidrelétricas (UHEs) e em outros corpos hídricos como rios federais, açudes públicos e no Oceano Atlântico, em menor volume. Até dezembro de 2022, havia 986 contratos de cessão de uso vigentes com capacidade de produção regularizada de até 651.711,19 toneladas por ano (Brasil, 2022).

Esse tipo de concessão para uso em Águas da União é regulamentado pelo Decreto n.º 10.576/2020, que “dispõe sobre a cessão de uso de espaços físicos em corpos d’água de domínio da União para a prática da aquicultura” e pela lei 9.433/97, que institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos e estabelece que a outorga de direitos de uso de recursos hídricos não excederá o prazo de 35 (trinta e cinco) anos, renovável (Brasil, 2020; Brasil, 1997).

A produção declarada corresponde a 17,75% do volume de 617.336,55 toneladas produzidas pela piscicultura em 2022. Ao comparar a evolução da produção declarada por localização durante o período de 2019 a 2022, evidencia-se o protagonismo da Região Hidrográfica do Paraná, que produziu 76.048,97 toneladas em 2022 e obteve crescimento de 24,59% em comparação ao ano de 2021 (IBGE, 2022).

Em 2023, dos 48 reservatórios do Paraná utilizados para cultivo da piscicultura, 34 apresentaram aumento na produção (com destaques para Volta Grande e Salto Osório, que tiveram aumento de 4900% e 1283,35%, respectivamente) e 14 apresentaram redução na produção (com destaques para Açude Três Barras e Itaipu, que tiveram redução de 75% e 69,89%, respectivamente) (Brasil, 2024).

3.1.4.1 Caracterização da Região Hidrográfica do Paraná

A região abrange uma área de 1,5 milhão de km², dos quais 879.873 km² estão localizados em território brasileiro e engloba os estados do Paraná, Santa Catarina, São Paulo, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Goiás e Distrito Federal. No exterior, banha o nordeste da Argentina, o leste do Paraguai e o norte do Uruguai (Brasil, 2022).

A piscicultura se desenvolve nos reservatórios das usinas hidrelétricas instaladas em seus corpos hídricos, dentre eles os rios Paraná, Grande, Iguaçu,

Paranaíba e Paranapanema, onde está concentrada a maioria dos empreendimentos. Os reservatórios somam uma área alagada de 110,12 hectares e as áreas regularizadas ocupam uma área de 1,58 hectares, com 413 contratos de cessão de uso destinados à piscicultura, que somam uma capacidade de produção de 450.883,10 ton/ano, distribuídas por 28 reservatórios (Brasil, 2022).

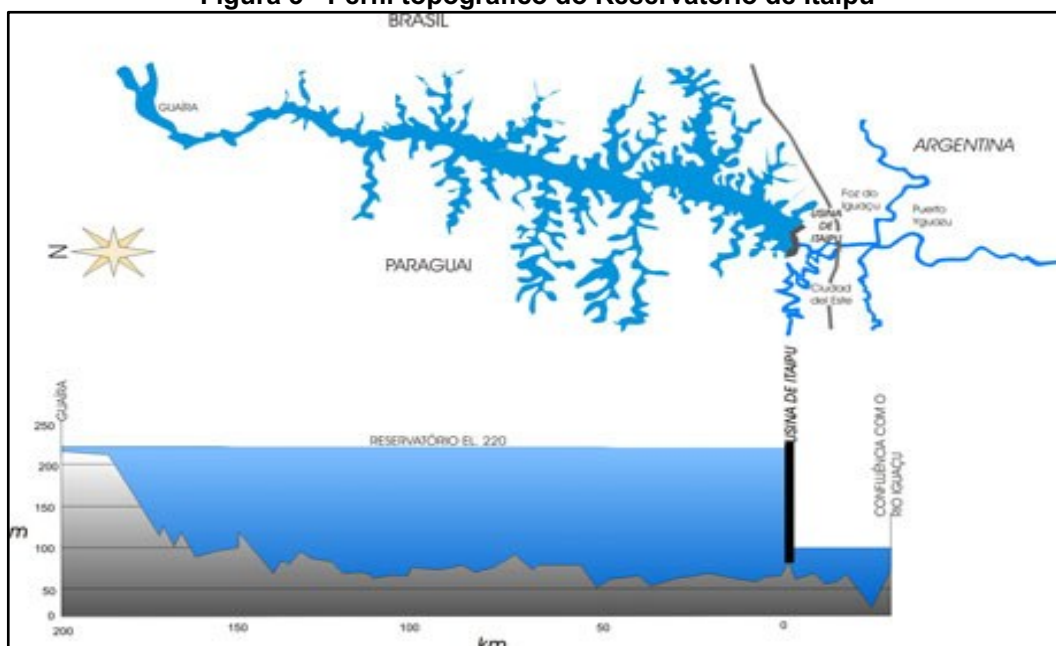
A Itaipu Binacional é uma Entidade de direito internacional gerida por uma sociedade entre a República do Paraguai e a República Federativa do Brasil e uma das suas composições é o reservatório anterior a barragem, que utiliza os recursos hídricos do Rio Paraná para aproveitamento hidrelétrico, e se estende entre o Salto Grande de Sete Quedas (Salto Guaíra) até a foz do rio Iguaçu (Itaipu, 2022).

Em outubro de 1982, com o objetivo de gerar energia, foi realizado o represamento do Rio Paraná, formando o reservatório de Itaipu, com características dendríticas e seis braços na margem esquerda (Brasil). Atualmente neste corpo d'água são desenvolvidas atividades como aquicultura, recreação e lazer, navegação, pesca artesanal e esportiva, entre outras (IAP, 2017).

O reservatório que se localiza na divisa Brasil-Paraguai, abrange 15 municípios brasileiros, entre eles Entre Rios do Oeste e Foz do Iguaçu, localizados no estado Paraná, os quais se localizam os pontos para coleta em tanques-rede deste estudo (Itaipu, 2025).

O volume útil do reservatório é de 19×10^9 e o máximo é de 29×10^9 (o sétimo maior do Brasil), sua superfície varia entre 459 e 1561 km² (média de 1350 km²), com extensão de 170 km e o índice de produção é de 10,4 MW por km² (ou seja, a cada 0,1 km² de área alagada pode gerar 1 MW) (Itaipu, 2025).

Figura 3 - Perfil topográfico do Reservatório de Itaipu



Fonte: Itaipu (2025)

3.2 Parâmetros ambientais da água

A qualidade da água está relacionada ao êxito do cultivo, assim é fundamental verificar a capacidade do ambiente onde os tanques-rede serão instalados e realizar o monitoramento constante da qualidade da água (Marengoni, 2006).

As pisciculturas também estão sujeitas a impactar negativamente o ambiente, conforme evidenciam Amorim e Tosta (2020), os quais indicam como causas dos impactos ambientais o cultivo de peixes. Essa atividade tem provocado um aumento da concentração de Nitrogênio (N), Fósforo (P) e matéria orgânica na água, bem como uso de antibióticos e outros agentes químicos que causam a proliferação de algas, déficits de oxigênio, bioacumulação crônica, eutrofização, ingresso de patógenos e até a mortandade dos peixes.

A contaminação da água também está fortemente relacionada ao manejo alimentar dos peixes em tanque-rede, quando tem-se baixa eficiência no processo, esse pode ocasionar perda de nutrientes para o ambiente aquático. Esse manejo inadequado pode acarretar um aumento de custo e desencadear processos de eutrofização, caracterizados pelo crescimento excessivo de algas, e aumento da turbidez da água (Manduca *et al.*, 2021).

Peixes apresentam dependência direta e indireta das condições ambientais, os hábitos alimentares e a dieta influenciam não apenas o comportamento, a integridade estrutural, a saúde, as funções fisiológicas, a reprodução e o crescimento dos peixes, mas também interferem nas condições ambientais do sistema de produção, especialmente na qualidade da água (Cyrino *et al.*, 2010).

Outro fator impacto sobre os recursos hídricos é a agricultura, atividade com contribuição para a poluição da água superficial e subterrâneas (Li *et al.*, 2019). A prática pode causar a liberação de nutrientes, sais, pesticidas, matéria orgânica, sedimentos, metais e outros contaminantes emergentes que atingem o ambiente aquático por meio de diferentes processos, como escoamento, erosão, deposição atmosférica e lixiviação, atingem os corpos d'água e comprometem sua qualidade. O excedente de nutrientes nas fontes de água também promove a eutrofização, e a decomposição desses organismos contribui para a diminuição do oxigênio dissolvido, do qual dependem outras formas de vida aquática (FAO; IWMI, 2018).

Os parâmetros da qualidade da água devem estar dentro dos limites preconizados pela resolução CONAMA n.º 357/2005 (Brasil, 2005). Sua deterioração pode provocar estresse nos peixes e o desenvolvimento de doenças e como consequência a redução do desempenho produtivo. Assim, o monitoramento e a avaliação da água dos tanques-rede são necessários para que haja boa qualidade do ambiente, manter a saúde dos peixes e manter a qualidade do produto que será consumido (EMBRAPA, 2021).

O potencial hidrogeniônico (pH) é um dos parâmetros fundamentais na avaliação da qualidade da água, pois indica o equilíbrio entre formas ácidas e básicas presentes no ambiente aquático. O pH apresenta estreita relação com as comunidades vegetais e animais presentes no ambiente aquático, estabelecendo uma interação mútua entre os organismos e o meio. As comunidades aquáticas podem provocar alterações no pH, ao mesmo tempo em que esse parâmetro influencia diversos aspectos do metabolismo desses organismos. Em especial, o pH afeta diretamente a permeabilidade das membranas celulares, interferindo no transporte de íons para dentro e fora das células, bem como nas trocas realizadas entre os organismos e o ambiente (Esteves, 2011).

Em ambientes aquáticos com pH baixo pode ocorrer maior esforço respiratório dos organismos e, em níveis extremamente baixos, causar mortalidade imediata. Já em condições de pH elevado, a água favorece a formação de óxido de cálcio,

substância capaz de corroer o epitélio branquial e as nadadeiras, e também levar à morte. Além disso, em valores de pH acima de 9, especialmente quando associados à presença de amônia e temperaturas elevadas, a água apresenta elevada toxicidade (CETESB, 2025).

A temperatura da água é um parâmetro físico fundamental, pois influencia a solubilidade de gases, especialmente oxigênio dissolvido, a toxicidade de substâncias químicas, o pH, a densidade e a condutividade elétrica. Esse parâmetro também regula processos ecossistêmicos essenciais, como os ciclos de nutrientes, a taxa de decomposição da matéria orgânica e a produção primária. Em geral, o aumento da temperatura acelera as taxas metabólicas microbianas e intensifica a fotossíntese, afetando diretamente no crescimento, na fisiologia e na estrutura das comunidades bióticas aquáticas (Bonacina *et al.*, 2023).

Sendo um dos parâmetros de maior relevância para o desempenho fisiológico e produtivo de peixes tropicais, a faixa temperatura da água para conforto térmico em espécies brasileiras situa-se entre 26 e 32 °C, intervalo no qual ocorre a maior eficiência metabólica, melhor conversão alimentar e crescimento máximo. Quando a temperatura se desloca para fora desse intervalo, o metabolismo é prejudicado, reduzindo o desempenho zootécnico, aumentando o estresse e tornando os organismos mais suscetíveis a doenças e a perdas durante o manejo (EMBRAPA, 2024).

O oxigênio é essencial para a vida aquática e está envolvido em praticamente todos os processos químicos e biológicos, por isso é de extrema importância determinar e monitorar a concentração de oxigênio dissolvido nos corpos de água. Um déficit significativo de oxigênio na coluna d'água pode representar um risco a toda a comunidade aquática, principalmente peixes e macro invertebrados bentônicos (IAP, 2017).

A concentração de OD é influenciada pela temperatura, em que é maior em águas de temperaturas menores e maiores pressões atmosféricas. De acordo com a Resolução CONAMA n.º 357/2005, o valor mínimo para a preservação da vida aquática é de 5 mg L⁻¹ e abaixo de 2 mg L⁻¹ é denominada a condição de hipóxia, uma condição perigosa para os seres aquáticos (Brasil, 2005; CETESB, 2025).

A condutividade elétrica da água representa a capacidade do meio aquoso de conduzir corrente elétrica, diretamente dependente da concentração de íons dissolvidos, principalmente cátions e ânions provenientes da dissociação de sais

minerais. Altos valores indicam maior grau de mineralização, enquanto valores baixos refletem reduzida disponibilidade iônica. Além disso, a condutividade é influenciada pela temperatura, uma vez que o aumento térmico incrementa a mobilidade dos íons, elevando o valor deste parâmetro (EMBRAPA, 2011).

Segundo CETESB (2022), a condutividade em níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados, seus níveis aumentam à medida que sólidos dissolvidos são adicionados e altos valores podem indicar características corrosivas da água. A contaminação de recursos hídricos também pode ser identificada por alterações no parâmetro da condutividade, como por exemplo, sedimentos formados a partir de solos arenosos podem gerar alta condutividade na água. Já em solos argilosos a condutividade tende ser menor, pois a migração de íons é geralmente mais lenta (Amorim, 2024).

A saturação de oxigênio corresponde ao limite máximo de oxigênio que pode ser dissolvido no meio aquoso sob uma combinação específica da temperatura da água e pressão atmosférica. Para determinar a saturação de oxigênio, expressa em porcentagem, é necessário relacionar a concentração absoluta de oxigênio dissolvido com as condições desses parâmetros físicos (Esteves, 2011).

A Resolução CONAMA n.º 357/2005 determina os parâmetros para enquadramento dos recursos hídricos em águas da União (Quadro 2). As águas doces de Classe 2 destinam-se ao abastecimento humano após tratamento convencional, à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, à proteção das comunidades aquáticas e à aquicultura e à atividade de pesca. Nas águas doces onde ocorrer pesca ou cultivo de organismos, para fins de consumo intensivo, aplicam-se às águas doces de Classe 2 as condições e padrões da Classe 1 previstos para os contaminantes (Brasil, 2005).

Quadro 2 - Relação de alguns padrões de qualidade de água para água doce (classe 2) de acordo com os limites estabelecidos pelo CONAMA n.º 357/2005

Variável	Água Doce Classe 2
pH (unidades de pH)	6,0 a 9,0
Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})	$\geq 5,0$

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA n.º 357/2005 (Brasil).

A literatura especializada de Boyd e Tucker (1998) traz recomendações de alguns parâmetros de qualidade da água em sistemas de aquicultura de água doce, incluindo temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido (Quadro 3).

Quadro 3 - Relação de algumas variáveis de qualidade de água de Boyd e Tucker (1998)

Variável	Água Doce Classe 2
Temperatura (°C)	20 a 30
Condutividade (µS/cm)	< 1.000
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	5,0 a 15,0

Fonte: Adaptado de Boyd e Tucker (1998)

A Resolução SEDEST n.º 48 de 11/10/2024 estabelece alguns padrões de lançamento de efluentes líquidos de empreendimentos de aquicultura em corpos hídricos (Paraná, 2024). Os padrões para pH e temperatura, relevantes ao estudo, estão dispostos no Quadro 4.

Quadro 4 - Padrões de lançamento de efluentes líquidos de empreendimentos de aquicultura em corpos hídricos pela Resolução SEDEST n.º 48 de 11/10/2024

Variável	Parâmetros
pH	5 < 9
Temperatura	Inferior a 40°C, sendo que a elevação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C.

Fonte: Adaptado da Resolução SEDEST n.º 48, de 11 out. 2024 (Brasil)

Em relação a concentrações de metais na legislação brasileira, a Resolução CONAMA n.º 357/2005 (BRASIL, 2005) também regulamenta limites máximos permitidos para diversos metais (Quadro 5). Esses valores representam concentrações que não devem ser ultrapassadas para garantir a proteção da vida aquática, a manutenção dos processos ecológicos e a segurança dos usos previstos para os recursos hídricos.

Quadro 5 - Padrões para corpos de água onde haja pesca ou cultivo de organismos para fins de consumo intensivo para corpos d'água Classes II

Contaminante	Limite (ng mL ⁻¹)
Alumínio dissolvido (Al)	100

Antimônio (Sb)	5
Arsênio total (As)	0,14
Bário total (Ba)	700
Berílio total (Be)	40
Boro total (B)	500
Cádmio total (Cd)	1
Chumbo total (Pb)	10
Cobalto total (Co)	10
Cobre dissolvido (Cu)	9
Cromo total (Cr)	50
Ferro dissolvido (Fe)	300
Lítio total (Li)	2500
Manganês total (Mn)	100
Merúrio total (Hg)	0,2
Níquel total (Ni)	25
Prata total (Ag)	10
Selênio total (Se)	10
Vanádio total (V)	100
Zinco total (Zn)	180

Fonte: Adaptado de Brasil (2005)

3.3 Íons metálicos em pescados e possíveis efeitos

As fontes naturais de metais incluem processos como erosão do solo, atividades vulcânicas e o intemperismo de rochas e minerais, que promovem a liberação desses elementos para o ambiente aquático. Por outro lado, as fontes antropogênicas estão associadas a atividades humanas, tais como processamento mineral, combustão de combustíveis fósseis, escoamento superficial urbano, disposição de resíduos em aterros sanitários, práticas agrícolas e diversas atividades industriais (Burakov *et al.*, 2018).

Nas últimas décadas a contaminação por metais no ambiente aquático tem sido considerada um grande problema de saúde pública e ecológico. Por meio de atividades naturais ou antropogênicas (geogênica, industrial, agrícola, fontes atmosféricas, efluentes domésticos, deposição seca e úmida) os metais podem entrar

no meio ambiente acumulam-se em sedimentos que ao passarem pelo processo de ressuspensão entram na cadeia alimentar. Por não serem biodegradáveis podem se acumular em peixes, sendo este, um excelente biomarcador devido a sua permanência trópica mais elevada na cadeia alimentar do meio aquático (Lipy *et al.*, 2021).

A contaminação por metais em ambientes aquáticos pode ocorrer por meio de duas fontes principais, as pontuais e difusas. As fontes pontuais correspondem a descargas específicas de efluentes, resultantes de transbordamentos, drenagens ou lançamentos diretos em corpos hídricos. Por outro lado, as fontes difusas estão associadas ao transporte de contaminantes metálicos para as águas superficiais por intermédio do escoamento pluvial sobre superfícies terrestres, contribuindo para a dispersão gradual desses poluentes no ambiente (Yang *et al.*, 2022).

Nesta linha, os pescados são produtos muito questionados por sua qualidade devido à água em que os peixes são criados ou capturados, sendo sua condição um ponto crítico a se verificar. Os possíveis benefícios encontrados no consumo de peixes podem ser comprometidos por diversos fatores, entre eles a contaminação por íons metálicos, que são elementos com grande capacidade de bioacumulação e bioconcentração, levando a um potencial risco à saúde humana (Pavanello; Mucinhato, 2017).

Diversos processos fisiológicos, como a reprodução e o desenvolvimento são afetados nos peixes, por meio da contaminação por metais, sendo os de maior ameaça a contaminação da aquicultura o chumbo (Pb), arsênio (As), o mercúrio (Hg), o cádmio (Cd), o cromo (Cr), o cobalto (Co), o cobre (Cu), o zinco (Zn), manganês (Mn), ferro (Fe) e níquel (Ni) (Emenike; Iwuozor; Anidiobi, 2022).

Os íons metálicos possuem uma grande afinidade com alguns elementos dentro do organismo, como o oxigênio, e promove alteração em enzimas responsáveis pela ação antioxidante celular, além de se ligarem às paredes celulares e atraírem enzimas e proteínas (Xie *et al.*, 2024).

Os peixes são considerados agentes de transferência de metais provenientes da água e do sedimento para os seres humanos. A Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) n.º 42 de 29 de agosto de 2013 determina os limites máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos e a Instrução Normativa (IN) n.º 160 de 01 de julho de 2022 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) estabelece os Limites Máximos Tolerados (LMT) de contaminantes em alimentos, visando a proteção da saúde da

população consumidora, dispõe sobre os limites permitidos para As, Cd, Pb e Hg (Brasil, 2013; Brasil 2022).

De acordo com o Decreto n.º 55.871/1965 da ANVISA, o limite máximo de concentração de cromo permitido no Brasil em qualquer alimento é de 0,1 mg kg⁻¹, acima é considerada prejudicial e oferece risco aos consumidores, sendo esse o limite máximo permitido no Brasil (Brasil, 1965).

Os contaminantes e seus respectivos limites permitidos encontram-se no Quadro 6.

Quadro 6 - Limites máximos permitidos de contaminantes em pescado (mg kg⁻¹) com a respectiva legislação vigente

Contaminante	Limite (mg kg ⁻¹)	Legislação
Arsênio (As)	1,00	Resolução RDC n.º 42/2013 Instrução Normativa n.º 160/2022
Cádmio (Cd)	0,05	Resolução RDC n.º 42/2013 Instrução Normativa n.º 160/2022
Chumbo (Pb)	0,30	Resolução RDC n.º 42/2013 Instrução Normativa n.º 160/2022
Cromo (Cr)	0,1	Decreto n.º 55.871/1965
Mercúrio (Hg)	0,50 (exceto predadores) 1,00 (predadores)	Resolução RDC n.º 42/2013 Instrução Normativa n.º 160/2022

Fonte: Adaptado de Brasil (2013), Brasil (2022) e Brasil (1965)

No que se refere aos efeitos sobre os humanos a partir da ingestão de elementos tóxicos, conforme reportado na literatura, o Cr pode causar erupções na pele, problemas nos sistemas respiratório, renal, imunológico, dores de estômago, úlceras, modificações genéticas e até câncer de pulmão e morte (Iwegbue *et al.*, 2015).

Já a exposição ao Cd pode causar câncer de pulmão e problemas de nível renal e a contaminação pelo Pb, especificamente pode levar a anemia e nefropatia (Aljahdali; Alhassan, 2020).

Crianças pequenas são especialmente suscetíveis aos efeitos tóxicos do Pb, podendo apresentar danos permanentes à saúde, sobretudo prejuízos ao desenvolvimento do sistema nervoso central. Em adultos, a exposição crônica ao metal está associada a efeitos adversos de longo prazo, como aumento do risco de hipertensão, alterações cardiovasculares e comprometimento da função renal. Durante a gestação, o Pb pode causar restrição do crescimento fetal e maior probabilidade de parto prematuro (WHO, 2024).

O efeito tóxico do Cu está associado ao comprometimento das membranas, peroxidação lipídica e deficiência de ferro. Em relação ao elemento As, seus efeitos atingem, quando exposto cronicamente, os sistemas nervoso, renal, hepático, cardiovascular, tegumentar, respiratório e geniturinário (Lipy *et al.*, 2021).

Alguns metais como, por exemplo, Zn, Cu, Cr e Se são ditos como vitais para os processos enzimáticos nos sistemas biológicos, entretanto, em concentrações altas são considerados tóxicos. Já o Hg, Cd e Pb, mesmo em baixas concentrações são altamente tóxicos e não são considerados metais benéficos aos organismos vivos.

Deve-se salientar, que as condições químicas da água como alcalinidade, dureza, pH, salinidade, íons orgânicos e inorgânicos e a tipificação dos metais, influenciam a toxicidade deles. A toxicidade dos metais está diretamente relacionada às suas concentrações e formas químicas, contudo, são as condições físico-químicas do sistema água-sedimento que determinam a disponibilidade e, conseqüentemente, o nível de absorção desses elementos pelos organismos. Um exemplo são os óxidos de Zn e Ni que possuem menos toxicidade que as formas de cloreto (Kafilat, 2023; Silva; Pereira; Oliveira, 2025).

3.4 Peixes e seu papel como bioindicadores

3.4.1 Tilápia-do-Nilo

A espécie *Oreochromis niloticus* (Figura 4), popularmente conhecida como tilápia-do-Nilo, originou-se da bacia do rio Nilo, no leste da África, encontrando-se distribuída em regiões tropicais e subtropicais e apresenta um ótimo desenvolvimento em ambientes com temperaturas que variam de 25 a 30°C. Em 1971, foi introduzida no Brasil em açudes da região Nordeste por intermédio do Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS) e difundiu para o resto do país (Silva *et al.*, 2015).

É um peixe onívoro amplamente reconhecido por sua elevada capacidade de adaptação a diferentes sistemas de cultivo. Pode ser mantida tanto em sistemas extensivos, sem a aplicação de tecnologias específicas, quanto em sistemas intensivos em tanques-rede, com utilização de rações balanceadas e tecnologias avançadas de manejo e produção (Meurer *et al.*, 2002).

Destaca-se das demais por apresentar crescimento acelerado, reprodução relativamente tardia, o que possibilita atingir maior tamanho corporal antes da primeira reprodução, e elevada prolificidade, fatores que favorecem a produção de grandes quantidades de alevinos. No estado do Paraná, a maior parte da produção e do cultivo de tilápia-do-Nilo concentra-se na região Oeste, onde as temperaturas são mais elevadas, favorecendo o desempenho zootécnico da espécie (Silva *et al.*, 2015).

A ampla disseminação do cultivo de tilápia-do-Nilo em diferentes regiões do mundo pode ser atribuída às suas características organolépticas favoráveis, destacando-se a carne de elevada qualidade e a ausência de espinhas intramusculares em forma de “Y” nos filés (Stiz *et al.*, 2021).

A tilápia-do-Nilo foi a espécie de maior predominância na produção da piscicultura no Brasil em 2023, com produção total declarada de 112.485,81 toneladas, o que representou 99,36% da produção total (Brasil, 2024).

Em 2025, a tilápia-do-Nilo ocupou a primeira posição nas exportações da piscicultura brasileira por espécie, sendo responsável por 92% do total exportado, com um volume de 12.592 toneladas (Associação Brasileira da Piscicultura, 2026).

Figura 4 - Fotografia de um dos peixes coletados da espécie *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), peixe conhecido popularmente como tilápia-do-Nilo



Fonte: Autoria própria (2025)

3.4.2 Pacu

O pacu (*Piaractus mesopotamicus*) (Figura 5) é um peixe de fácil adaptabilidade em águas tropicais, sendo uma das espécies mais estudadas no Brasil (Ostrensky; Borghetti; Soto, 2008).

A espécie apresenta elevado potencial para a piscicultura intensiva, devido à sua alta adaptabilidade ao cultivo, hábito alimentar onívoro e menor exigência proteica. Na natureza sua alimentação varia conforme a disponibilidade de recursos, influenciada por fatores ambientais e pelo ciclo reprodutivo, permanecendo em áreas de inundação durante o período chuvoso e no leito dos rios na estiagem, quando há menor oferta alimentar (Boscolo *et al.*, 2010).

O pacu foi o terceiro peixe mais cultivado em 2023 nas águas da União (295 toneladas, equivalente a 0,26% da produção total) e foi reportado por cessionários dos reservatórios das UHEs Ilha Solteira, Igarapava, Itaipu e Manso. Sua origem é Região Hidrográfica do Paraná e Paraguai e tem importância na pesca esportiva do Pantanal, na culinária e comercialmente (Brasil, 2024).

Em relação às exportações da piscicultura brasileira por espécie, em 2024 ficou em terceiro lugar, representando 2% do total exportado, com um volume de 276 toneladas (Peixe BR, 2025).

Figura 5 - Fotografia de um dos peixes coletados da espécie *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) conhecido popularmente como pacu



Fonte: Autoria própria (2025)

3.4.3 Bioindicadores

Bioindicadores são organismos ou conjunto de organismos que atuam como sinalizadores da qualidade do ambiente, uma vez que sua presença, quantidade ou estado de saúde refletem as condições ambientais, como a poluição ou as alterações climáticas (Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, 2025).

O peixe é reconhecido como um alimento de elevado valor biológico, por ser fonte de proteínas, gorduras polinsaturadas e vitaminas, porém pode ser fonte de contaminação decorrente da exposição a substâncias presentes na água (Vasconcellos *et al.*, 2022).

Por ocuparem o nível mais elevado da cadeia alimentar aquática, os peixes são mais propícios a maior biomagnificação de íons metálicos e um meio de transferência para humanos. Sua notável capacidade de metabolizar e acumular íons metálicos em seus corpos os tornam valiosos bioindicadores, além de apresentarem maior sensibilidade a pequenas mudanças ambientais (Kumar *et al.*, 2024).

As duas principais formas pelas quais os metais entram na cadeia alimentar aquática são pelo consumo direto de água e alimentos através do trato digestivo e de membranas permeáveis, como músculos e brânquias (Ribeiro *et al.*, 2005). Os peixes têm a capacidade de acumular metais em seus tecidos por absorção ao longo da superfície das brânquias e dos rins, fígado e parede do trato intestinal, atingindo níveis mais elevados do que a concentração ambiental (Annabi; Said; Messaoudi, 2013).

As brânquias constituem o principal ponto de interface entre o peixe e o ambiente aquático, sendo responsáveis pela troca gasosa, regulação osmótica e excreção de compostos nitrogenados. Devido à ampla superfície de contato e à intensa vascularização, elas representam a via primária de absorção de metais dissolvidos na água e são propensas ao acúmulo de metais devido ao contato constante com o ambiente externo e o principal local de absorção desses contaminantes (Ruiz-Picos; López-López, 2012).

Estudos indicam que elementos como Pb, Cr e Cu são acumulados preferencialmente nas brânquias, podendo provocar alterações morfológicas e fisiológicas, incluindo hipertrofia das lamelas e aumento da produção de muco, comprometendo a eficiência respiratória (Shah *et al.*, 2020).

Além das brânquias, o fígado está entre os principais tecidos de acúmulo de metais nos peixes por exercer papel central nos processos de biotransformação e desintoxicação Kovacik *et al.* (2025).

O fígado atua como órgão central na biotransformação e detoxificação de substâncias xenobióticas, incluindo metais. Nele, os metais podem se ligar a proteínas específicas, como as metalotioneínas, reduzindo a toxicidade e permitindo o armazenamento ou excreção. Consequentemente, as concentrações hepáticas refletem não apenas a exposição recente, mas também a capacidade do organismo em responder fisiologicamente ao estresse químico (Huang *et al.*, 2022).

Já o músculo, embora apresente menor capacidade de acúmulo em comparação com brânquias e fígado, é o tecido de maior relevância do ponto de vista alimentar, representando a porção consumida pelo ser humano. A bioacumulação de metais nos músculos ocorre principalmente por exposição crônica e redistribuição sistêmica, sendo um indicador importante de potenciais riscos à saúde humana, especialmente em relação a metais como mercúrio, cádmio e chumbo (Zaghloul *et al.*, 2024).

3.5 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)

Em 2015 a Organização das Nações Unidas (ONU) com os representantes de seus Estados-Membros criou a Agenda 2030, que tem como objetivo combater diversos problemas mundiais, sendo um marco para o desenvolvimento sustentável e coletivo na busca global da evolução cooperativa e tecnológica, e sua implementação traz benefícios para as atuais e futuras gerações (Zorzo *et al.*, 2022).

O documento intitulado "Transformando o Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável" é um plano de ação global da ONU que estabelece 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) a serem alcançadas até 2030. Este plano visa promover o desenvolvimento sustentável nas dimensões econômica, social e ambiental (Michaelsen, 2020).

Segundo a ONU Brasil (2022), os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) são um apelo global à ação para proteger o clima e o meio ambiente, além de acabar com a pobreza para que a população mundial possa desfrutar de paz e de prosperidade.

O presente estudo visa contribuir para que alguns dos ODS sejam alcançados, o quadro a seguir apresenta os objetivos que estão relacionados (Quadro 7).

Quadro 7 - Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e seus objetivos relacionados que o presente estudo visa contribuir

Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)	Objetivos específicos
Objetivo 2 Fome Zero e Agricultura Sustentável	2.1 Até 2030, acabar com a fome e garantir o acesso de todas as pessoas, em particular os pobres e pessoas em situações vulneráveis, incluindo crianças, a alimentos seguros, nutritivos e suficientes durante todo o ano. 2.3 Até 2030, dobrar a produtividade agrícola e a renda dos pequenos produtores de alimentos, particularmente das mulheres, povos indígenas, agricultores familiares, pastores e pescadores, inclusive por meio de acesso seguro e igual à terra, outros recursos produtivos e insumos, conhecimento, serviços financeiros, mercados e oportunidades de agregação de valor e de emprego não agrícola.
Objetivo 6 Água Potável e Saneamento	6.3 Até 2030, melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a liberação de produtos químicos e materiais perigosos, reduzindo à metade a proporção de águas residuais não tratadas e aumentando substancialmente a reciclagem e reutilização segura globalmente. 6.6 Até 2020, proteger e restaurar ecossistemas relacionados com a água, incluindo montanhas, florestas, zonas úmidas, rios, aquíferos e lagos. 6.b apoiar e fortalecer a participação das comunidades locais, para melhorar a gestão da água e do saneamento.
Objetivo 12 Consumo e Produções Responsáveis	12.2 Até 2030, alcançar a gestão sustentável e o uso eficiente dos recursos naturais. 12.4 Até 2020, alcançar o manejo ambientalmente saudável dos produtos químicos e todos os resíduos, ao longo de todo o ciclo de vida destes, de acordo com os marcos internacionais acordados, e reduzir significativamente a liberação destes para o ar, água e solo, para minimizar seus impactos negativos sobre a saúde humana e o meio ambiente. 12.8 Até 2030, garantir que as pessoas, em todos os lugares, tenham informação relevante e conscientização para o desenvolvimento sustentável e estilos de vida em harmonia com a natureza. 12.a Apoiar países em desenvolvimento a fortalecer suas capacidades científicas e tecnológicas para mudar para padrões mais sustentáveis de produção e consumo.
Objetivo 14 Vida na Água	14.4 Até 2020, efetivamente regular a coleta, e acabar com a sobrepesca, ilegal, não reportada e não regulamentada e as práticas de pesca destrutivas, e implementar planos de gestão com base científica, para restaurar populações de peixes no menor tempo possível, pelo menos a níveis que possam produzir rendimento máximo sustentável, como determinado por suas características biológicas. 14.b proporcionar o acesso dos pescadores artesanais de pequena escala aos recursos marinhos e mercados.

Fonte: Adaptado de ONU Brasil (2022)

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local de estudo

O estudo foi realizado no reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu na Bacia Hidrográfica Paraná III (BHP III), especificamente nos municípios de Entre Rios do Oeste e Foz do Iguaçu, localizados na região Oeste do Paraná.

A BHP III possui dimensão territorial de 7.910,1 km² e encontra-se inserida no Terceiro Planalto Paranaense, constituída por cinco planaltos ou subunidades morfoesculturais, nominados por Subplanaltos Cascavel, São Francisco, Campo Mourão, Umuarama e Foz do Iguaçu (EMBRAPA, 2021).

A vegetação original do estado do Paraná é predominantemente florestal, e na região oeste, onde se localiza a BHP III, há a existência de duas unidades fitogeográficas, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Mista (FOM), incluindo a região ecotonal, transição entre ambas (Roderjan *et al.*, 2002). A expansão agrícola e modernização da agricultura intensificaram a devastação da vegetação nativa, com remanescentes concentrados nas áreas de preservação permanente (APP), que compõem as bordas de nascentes e rios, nas áreas de reserva legal (RL) e nas unidades de conservação (UCs), como o Parque Nacional de Foz do Iguaçu (Gubert Filho, 2010).

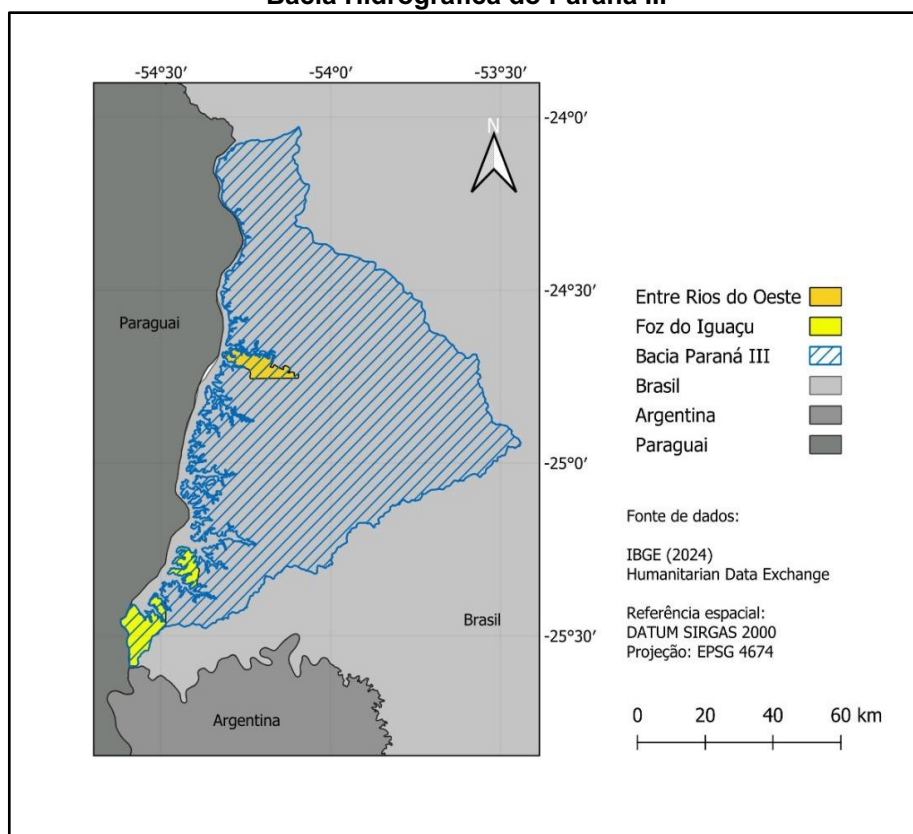
Segundo a classificação de Köppen, o clima predominante na BHP III é o Cfa, que corresponde ao clima temperado chuvoso, com temperatura média de 22 °C no verão e 18 °C no inverno, sem estações secas e moderadamente quente. Possui variações significativas no comportamento dos principais elementos climáticos, como pluviosidade e temperatura (Cunha, 2018).

A cidade de Entre Rios do Oeste possui área total de 120,967 Km² com população de 4.575 habitantes, situa-se no extremo oeste do Paraná, na margem oriental da represa de Itaipu e tem como principal atividade econômica a criação de suínos e de aves (IBGE, 2022). Seu clima característico é subtropical úmido sem estação seca, com verões quentes e chuvas intensas, e invernos frios e secos, com ocasionais ocorrências de geadas, a temperatura média do município é de 20,6 °C (Alvares *et al.*, 2014).

Foz do Iguaçu localiza-se no extremo oeste do Paraná, com área total de 609,192 km² e 285.415 habitantes e faz fronteira com os países Paraguai e Argentina. A principal atividade econômica do município é o turismo, com destaque para o comércio e serviços (IBGE, 2022). O clima, segundo classificação de Köppen, é subtropical úmido mesotérmico (clima temperado úmido com verão quente), os verões costumam ser muito quentes, com máximas médias em torno dos 33°C, e o inverno é ameno com quedas bruscas de temperaturas e redução das chuvas.

A figura a seguir representa, dentro da bacia, os municípios em que há os tanques-rede, região de estudo (Figura 6).

Figura 6 - Limites administrativos de Entre Rios do Oeste-PR e Foz do Iguaçu-PR dentro da Bacia Hidrográfica do Paraná III



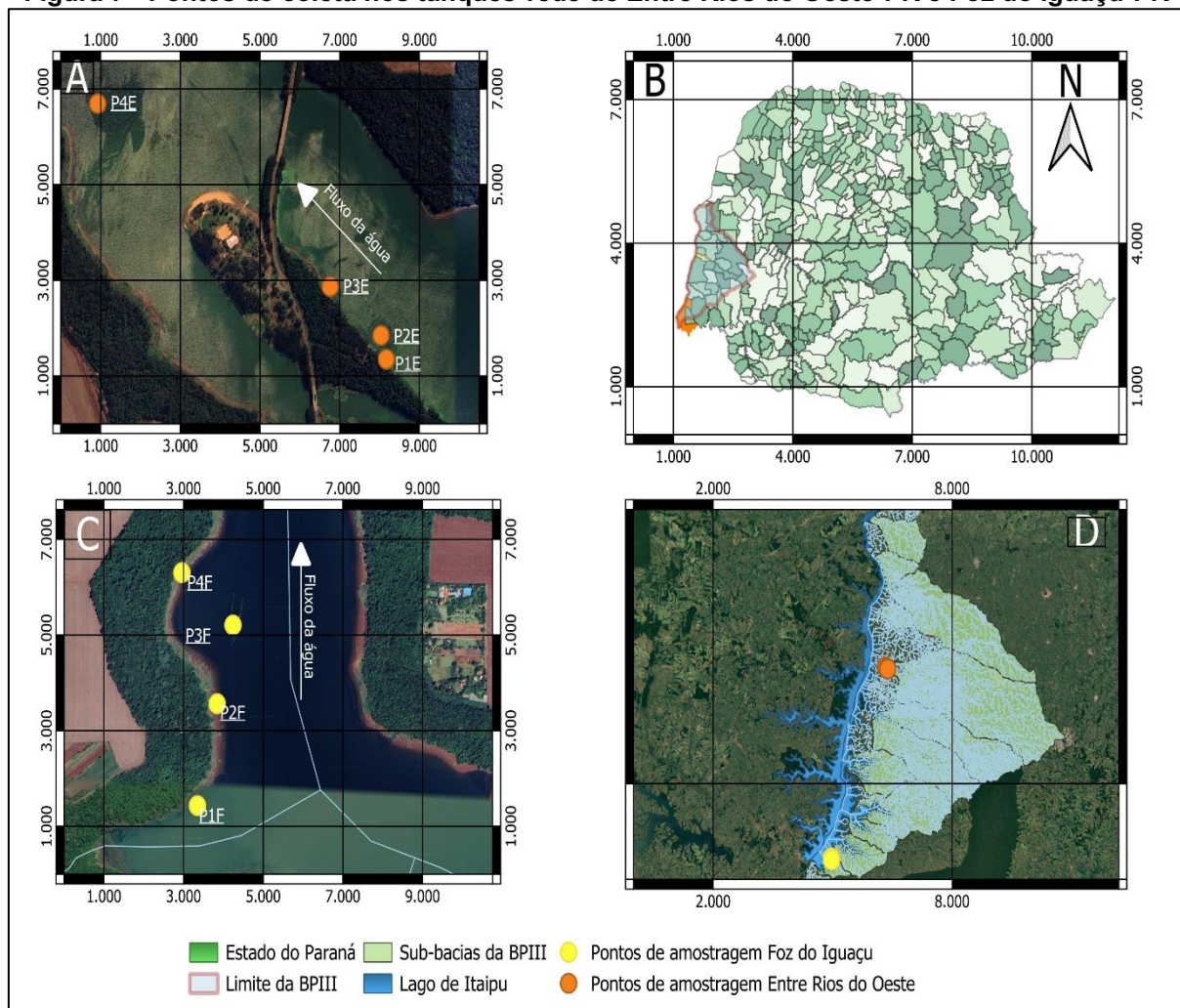
Fonte: Autoria própria (2026)

4.2 Pontos de coleta e amostragem

4.2.1 Caracterização dos pontos de coleta

Os pontos de coleta para o estudo foram em dois tanques-rede distintos do Lago de Itaipu, localizados nos municípios de Entre Rios do Oeste-PR (ERO) e de Foz do Iguaçu-PR (FOZ). Os pontos de coleta das amostras nos municípios de estudo estão representados no mapa a seguir (Figura 7).

Figura 7 - Pontos de coleta nos tanques-rede de Entre Rios do Oeste-PR e Foz do Iguaçu-PR



Fonte: Autoria própria (2026)

Nos pontos apresentados foram coletadas amostras de água e realizadas medições *in loco* de parâmetros. Nos pontos P2E e P3F, intermédio dos tanques-rede, foram coletadas também as amostras de peixes. Em ERO as medições e amostragem ocorreram em 20 de setembro de 2024, entre 09h30 e 11h40, e as condições ambientais observadas no momento da coleta foram caracterizadas por ventos intensos, elevada incidência solar, formação de ondas expressivas e ausência de precipitação.

Já em FOZ a coleta foi realizada em 25 de outubro de 2024, no período das 09h30 às 11h, com condições meteorológicas marcadas por baixa intensidade de ventos, ausência de ondas, presença de radiação solar de moderada intensidade e ausência de precipitação.

A identificação, bem como a descrição e a caracterização de cada ponto estão dispostos no Quadro 8.

Quadro 8 - Pontos de coleta das amostras com a descrição e localização dos tanques-rede

LOCAL	PONTO	COORDENADAS	DESCRIÇÃO	CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL
ERO	P1E	-24.686848, -54.240933	100 m a montante dos tanques-rede	Águas: Elevada eutrofização aparente, águas e plantas aquáticas descoladas para a margem sul do lago de Itaipu. Vegetação: Local com faixa de proteção de reserva de Itaipu. Amostras: Água superficial a 30 cm de profundidade.
	P2E	-24.686219, -54.241102	Intermédio dos tanques-rede	Águas: Elevada eutrofização aparente, mais acentuada que os demais pontos. No local são realizadas diversas atividades relacionadas a manutenção da piscicultura, moradia dos piscicultores e silos de armazenamento de grãos. Amostras: Água superficial a 30 cm de profundidade e coleta dos peixes. Total de 140 tanques-rede.
	P3E	-24.684924, -54.242718	100 m a jusante dos tanques-rede	Águas: Elevada eutrofização aparente. Vegetação atual: Local com faixa de proteção de reserva de Itaipu. Amostras: Água superficial a 30 cm de profundidade.
	P4E	-24.682744, -54.245102	500 m a jusante dos tanques-rede	Águas: Baixa eutrofização aparente, água mais transparente. Vegetação atual: Com estreita faixa de proteção de reserva de Itaipu.

				Amostras: Água superficial a 30 cm de profundidade. Sofre influência direta da praia artificial de Entre Rios do Oeste e da ponte que liga os municípios de Entre Rios do Oeste e Pato Bragado.
FOZ	P1F	-25.408957, -54.496059	300 m a montante dos tanques-rede	Águas: Água transparente, ausência de macrófita e poucas ondas. Vegetação atual: mata ciliar. Amostras: Água superficial a 30 cm de profundidade.
	P2F	-25.405191, -54.495359	100 m a montante dos tanques-rede	Águas: água transparente e ausência de macrófitas. Vegetação atual: mata ciliar. Amostras: Água superficial a 30 cm de profundidade.
	P3F	-25.403537, -54.494718	Intermédio dos tanques-rede	Águas: água transparente e ausência de macrófitas. Amostras: Água superficial a 30 cm de profundidade e coleta dos peixes. Total de 32 tanques-rede.
	P4F	-25.401909, -54.495743	400 m a jusante dos tanques-rede	Águas: água transparente e parada. Vegetação atual: mata ciliar. Amostras: Água superficial a 30 cm de profundidade.

Nota: ERO = Entre Rios do Oeste; FOZ = Foz do Iguaçu.

Fonte: Autoria própria (2026)

4.2.2 Amostragem e medidas *in loco* de água superficial

Os valores dos parâmetros físico-químicos pH, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio, temperatura e condutividade foram medidos *in loco* nos pontos a montante, nos tanques-rede e a jusante, por meio de uma sonda multiparâmetros portátil da marca *Hanna* (patrimônio 573194) a 30 cm de profundidade (Figura 8).

Figura 8 - Medição *in loco* dos parâmetros em Entre Rios do Oeste-PR



Fonte: Autoria própria (2026)

Para análise de íons metálicos em laboratório, foram coletados em frascos plásticos 5 L, amostras de água superficial nos mesmos pontos em que os parâmetros foram medidos (Figura 9). As amostras foram levadas ao laboratório e congeladas até serem analisadas.

Figura 9 - Coleta de amostra de água em Foz do Iguaçu-PR



Fonte: Autoria própria (2026)

4.2.3 Amostragem de peixes

A coleta e o manuseio dos animais foram realizados de acordo com os Princípios Éticos da Experimentação Animal, adotados pelo Colégio Brasileiro de

Experimentação Animal (COBEA) após ser submetido ao Comitê de Ética no Uso de Animais (CEUA/UTFPR) (Anexo A). Os peixes foram coletados, de modo aleatório, no total de cinco exemplares de cada espécie dos tanques-rede em cada município de estudo (Figuras 10 e 11).

Figura 10 - Ponto de coleta dos peixes em Entre Rios do Oeste-PR



Fonte: Autoria própria (2026)

Figura 11 - Tanques-rede em Entre Rios do Oeste-PR



Fonte: Autoria própria (2026)

Em campo, os peixes foram coletados dos tanques-rede, medidos e pesados utilizando-se de ictiômetro e balança e, posteriormente, foram armazenados em caixa térmica contendo gelo (Figura 12) para serem transportados ao laboratório da UTFPR-MD.

Figura 12 - Armazenamento dos peixes após coleta nos tanques-rede



Fonte: Autoria própria (2026)

4.3 Preparo das amostras

4.3.1 Preparo das amostras de peixes

4.3.1.1 Dissecção

Em laboratório, os peixes foram dissecados seguindo a metodologia adaptada de Eiras, Takemoto e Pavanelli (2006), para retirada de brânquias, do fígado e do músculo axial (localizado na região dorsal, isenta de espinhos e escamas) para posterior análise.

Para cada exemplar foram retirados aproximadamente 100g de músculo, as brânquias e o fígado. Para as amostras de fígado foram coletadas amostras compostas, os fígados dos peixes de mesma espécie e do mesmo tanque-rede foram armazenados em um único frasco. A Figura 13 apresenta a dissecção realizada nos peixes.

Figura 13 - Dissecação das brânquias, fígado e músculos dos peixes



Fonte: Autoria própria (2026)

As amostras foram armazenadas (Figura 14) em frascos plásticos com tampa previamente higienizados em solução de ácido clorídrico 5% e identificadas.

Figura 14 - Armazenamento dos músculos, brânquias e fígado



Fonte: Autoria própria (2026)

4.3.1.2 Secagem

Para o processo de secagem, foi utilizada a metodologia modificada de Oliveira e Poletto (2023). Foram pesados aproximadamente 50 g das amostras de filé em frascos de plástico com tampa previamente higienizados com solução de ácido clorídrico 5%. As brânquias e fígado foram pesadas em sua totalidade. Os pesos foram registrados, os frascos identificados e congelados a -18°C .

Após separação das partes de interesse, foi realizada a liofilização (Figura 15) das amostras em liofilizador modelo Freezone 6, Labconco – USA, por 72 horas com aquecimento de 30°C e à pressão absoluta menor que 0,42 mBar. Após retiradas do equipamento, as amostras foram novamente pesadas e mantidas em congelador.

Figura 15 - Amostras no equipamento para liofilização



Fonte: Autoria própria (2026)

Para facilitar o processo de moagem das amostras, estas ainda foram secadas em estufa (Figura 16). Para esse processo as amostras foram colocadas em placas de Petri previamente higienizadas com solução de ácido clorídrico a 5%, identificadas e levadas para a estufa a 105°C por 6 horas.

Figura 16 - Amostras na estufa após a liofilização



Fonte: Autoria própria (2026)

4.3.1.3 Moagem

As amostras foram retiradas da estufa, resfriadas à temperatura ambiente e então moídas utilizando almofariz e pistilo, como apresentadas na Figura 17.

Figura 17 - Etapa de moagem das amostras



Fonte: Autoria própria (2026)

As amostras moídas foram armazenadas em frascos plásticos com tampa estéreis (Figura 18), identificadas e armazenadas em refrigeração para posteriores análises.

Figura 18 - Armazenamento das amostras após a moagem



Fonte: Autoria própria (2026)

4.4 Metodologias analíticas

4.4.1 Identificação e caracterização das amostras de peixes

Em laboratório, a identificação taxonômica das espécies foi realizada por profissional especializado. Os exemplares foram pesados em balança semianalítica, mensurados com régua milimetrada, devidamente identificados e, após a dissecação, procedeu-se à determinação do sexo dos indivíduos.

Cada peixe foi identificado com uma letra inicial para representar de qual tanque-rede foi coletado (E - para Entre Rios do Oeste e F - para Foz do Iguaçu), a letra inicial da espécie (P - para pacu e T - para tilápia-do-Nilo) e um número para cada exemplar. Como as amostras de fígado foram armazenadas de maneira composta, não possuem numeração de repetição.

4.4.2 Caracterização físico-química das amostras de peixes

Após separação dos órgãos de interesse durante a etapa de dissecação, foi adicionada uma letra final na identificação para representar a parte do peixe (M - para músculo, B - para brânquias e F - para fígado).

Para a análise de umidade foi utilizado o método adaptado 012/IV do Instituto Adolfo Lutz (2008). Os cadinhos de porcelana utilizados foram higienizados em solução de ácido clorídrico 5% e posteriormente secos em estufa por 3 horas à 105°C. Após, foram resfriados em dessecador e pesados em balança analítica. Para análise dos filés, foram pesados 1 g de amostra crua descongelada de cada peixe em balança analítica. Já para as brânquias e fígados, foram pesados 0,5 g de amostra já moída em balança analítica. As massas foram registradas e os cadinhos identificados. As amostras foram levadas à estufa por 4 horas a 105°C, resfriadas em dessecador e pesadas. A porcentagem de umidade foi calculada pela Equação (1):

$$\% \text{ de umidade e substâncias voláteis a } 105^{\circ}\text{C} = (100 \times N) / P \quad (1)$$

Onde: N = n.º de gramas de umidade (perda de massa em g); P = n.º de gramas da amostra

Para a análise de cinzas foi utilizado o método adaptado 018/IV do Instituto Adolfo Lutz (2008). Após secagem e em estufa, os cadinhos com as amostras foram levados à mufla por 1 hora a 550°C. Em seguida, com as cinzas brancas ou ligeiramente acinzentadas, os cadinhos foram resfriados em dessecador de vidro e pesados em balança analítica. A porcentagem de cinzas foi calculada utilizando a Equação (2):

$$\% \text{ de cinzas} = (100 \times N) / P \quad (2)$$

Onde: N = n.º de gramas de cinzas; P = n.º de gramas da amostra

4.4.3 Análise termogravimétrica (TGA)

Para determinação de umidade e cinzas, foi utilizada a metodologia descrita por Araújo *et al.* (2006). Para análise de cinzas utilizou-se a metodologia citada por Silva (2008) na determinação de umidade e atividade de água em algas e peixes por termogravimetria, em que foi realizada no intervalo de temperatura de 30 a 650 °C.

As análises térmicas das amostras de peixes foram realizadas no equipamento de Análise Térmica Simultânea (TG/DSC), da marca PerkinElmer modelo “STA 6000”. Utilizou-se amostras de filé e brânquias moídas dos dois primeiros peixes de cada espécie de cada tanque-rede e as quatro amostras compostas de fígado, totalizando 20 amostras. Foram adicionados aproximadamente 10 mg de cada amostra em cadinhos de alumina e estas foram submetidas a um programa de temperatura controlada a razão de aquecimento de 10 °C min⁻¹ e sob atmosfera de ar sintético com fluxo de 20 mL min⁻¹.

Por meio dos dados obtidos foram gerados no programa ORIGIN gráficos com curvas TG (Termogravimetria) para análise da variação da massa das amostras em função da temperatura e curvas DTG (Termogravimetria Derivada) para obter resultados sobre a taxa de variação da massa.

4.4.4 Preparo dos materiais para determinação de íons metálicos

Para a realização das análises de determinação de íons metálicos, as vidrarias e frascos higienizados segundo o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras para ensaio de metais (CETESB; ANA, 2011).

Os materiais foram imergidos em solução de ácido nítrico 10% por 48 horas e enxaguados com água destilada. Após, foram deixados para secar com a boca para baixo sobre papel filtro absorvente e, quando secos, armazenados em local específico apropriado.

4.4.5 Determinação de íons metálicos

4.4.5.1 Curvas de calibração, limite de detecção (LD) e limite de quantificação (LQ)

As curvas de calibração para cada elemento analisado foram construídas a partir da leitura de soluções padrão contendo concentrações conhecidas dos íons metálicos de interesse, nas mesmas condições instrumentais empregadas para as amostras. As curvas de calibração geradas estão dispostas no Apêndice D.

As linhas de emissão selecionadas para cada elemento foram escolhidas com base nos resultados mais próximos dos padrões e na ausência de interferências espectrais significativas, de modo a garantir maior sensibilidade e precisão nas determinações. Dessa forma, as linhas de emissão adotadas proporcionaram limites de detecção adequados para a faixa de concentração esperada nas amostras de músculo de peixe e água analisadas.

O limite de detecção (LD) e o limite de quantificação (LQ) foram determinados com base no desvio padrão do branco da curva (s) e na inclinação da curva de calibração (b), de acordo com as Equações (3) e (4) (ANVISA, 2017).

$$LD = \frac{3s}{b} \quad (3)$$

$$LQ = \frac{10s}{b} \quad (4)$$

Onde: LD = limite de detecção, LQ = limite de quantificação, s representa o desvio padrão do branco e b a inclinação da curva de calibração.

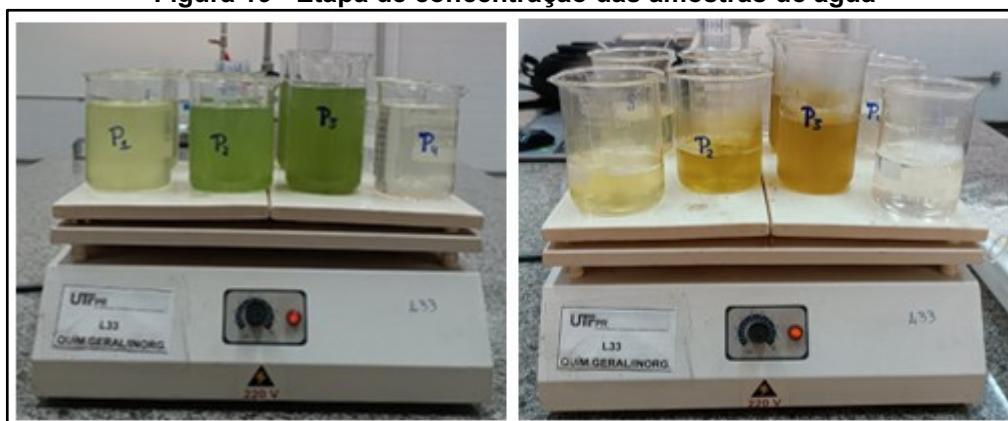
Os resultados de LD e LQ foram expressos nas mesmas unidades das concentrações das amostras. Esses parâmetros permitiram avaliar a sensibilidade e a capacidade do método em detectar e quantificar baixas concentrações dos metais nas amostras.

As respostas analíticas (CPS) obtidas foram relacionadas às concentrações dos padrões, resultando em curvas de regressão linear da forma $CPS = a + b[B]$, onde a representa o intercepto e b o coeficiente angular. A linearidade do método foi avaliada pelo coeficiente de determinação (R^2), considerando-se valores próximos de 1,0 como indicativos de boa correlação entre concentração e resposta instrumental.

4.4.5.2 Determinação dos íons metálicos em água superficial

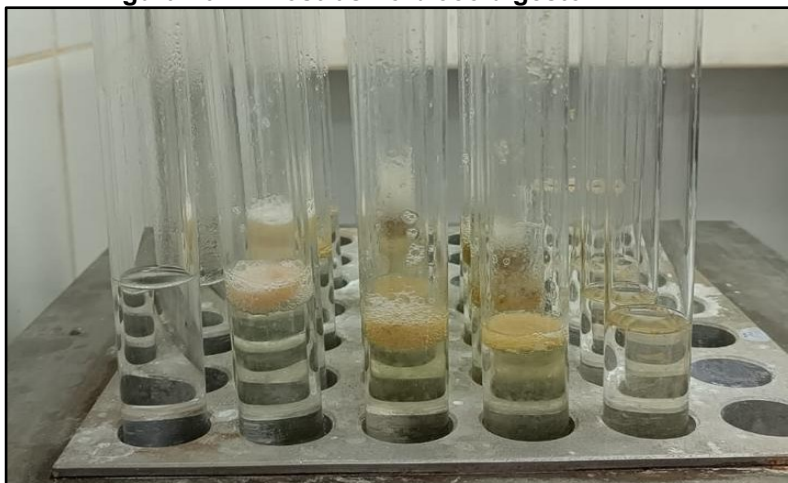
As análises das amostras de água provenientes dos tanques-redes de Foz do Iguaçu-PR não foram realizadas devido a problemas com o estoque do material em laboratório, fato que impossibilitou a realização da determinação dos íons metálicos. Por essa razão, a análise para determinação dos íons metálicos foi realizada somente nas amostras de água dos tanques-rede de Entre Rios do Oeste-PR.

O método utilizado para digestão ácida foi o 3005A da Environmental Protection Agency (EPA, 1992). Em laboratório, foram adicionados, em duplicata, 500 mL de amostra em béqueres para serem concentradas a 50 mL em chapa de aquecimento a aproximadamente 60°C (Figura 19).

Figura 19 - Etapa de concentração das amostras de água

Fonte: Autoria própria (2026)

Após, juntamente com branco em duplicata, foram divididas em duas amostras de 25 mL em tubos e digeridas em bloco digestor com 2 mL ácido nítrico (HNO_3) e 5 mL de ácido clorídrico (HCl) a 90°C (Figura 20). Durante a digestão, foram adicionados 2 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2). Em temperatura ambiente, as amostras foram filtradas em balões volumétricos de 25 mL utilizando filtros de seringa de $0,45\ \mu\text{m}$ de porosidade. O volume do balão foi completado, homogeneizado, armazenado em frasco de vidro âmbar e refrigerado.

Figura 20 - Amostras no bloco digestor

Fonte: Autoria própria (2026)

Foram realizadas as leituras das concentrações de íons metálicos nas amostras de água em espectrômetro de emissão atômica com plasma indutivamente acoplado, por técnica de Espectroscopia de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES), como pode ser observado na Figura 21.

Figura 21 - Leitura das amostras de água em ICP-OES



Fonte: Autoria própria (2026)

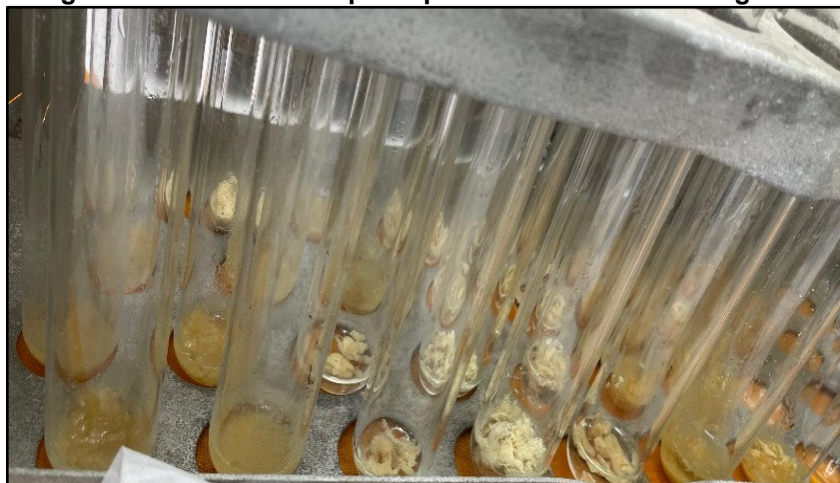
4.4.5.3 Determinação dos íons metálicos em peixes

Para determinação de íons metálicos em peixes foi utilizada a metodologia desenvolvida por Alves *et al.* (2018).

As análises foram realizadas em duplicata, juntamente com um material de referência certificado (MRC) para controle de qualidade analítica. O material de referência utilizado foi o *ERM®-BB422* (Fish Muscle), produzido pelo *Institute for Reference Materials and Measurements* (IRMM), *Joint Research Centre* da Comissão Europeia. O material consiste em músculo de peixe (*Pollachius virens*) liofilizado e pulverizado, com valores certificados de elementos traço. O certificado de análise encontra-se no Anexo B.

Foram pesados em balança analítica aproximadamente 0,25 g de amostras moídas de músculo, brânquias e fígado dos peixes em tubos de ensaio. As amostras foram transferidas para tubos de digestão (Figura 22).

Figura 22 - Amostras de peixe pesadas nos tubos de digestão



Fonte: Autoria própria (2026)

Foram adicionados 5,0 mL de HNO_3 65,0% (v/v), os tubos foram levados ao aquecimento no bloco digestor por duas horas a 150 °C (Figura 23).

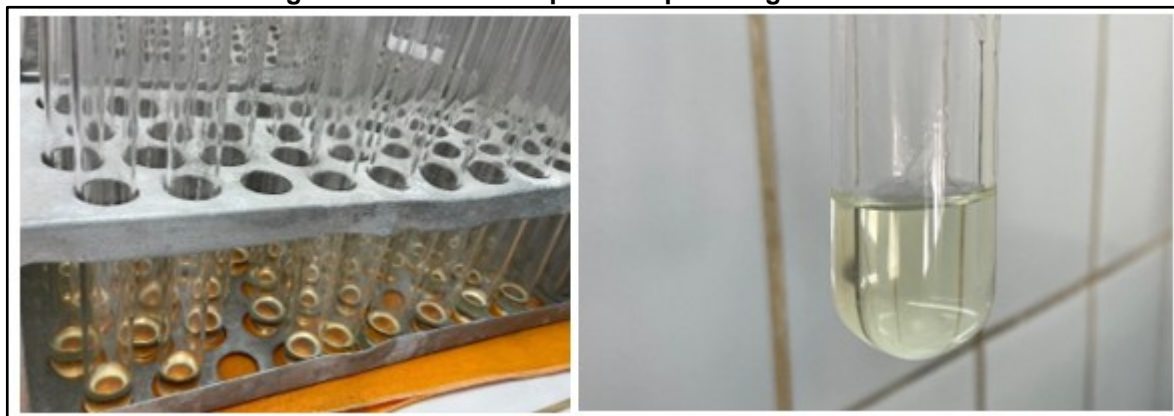
Figura 23 - Amostras no início da etapa de digestão ácida



Fonte: Autoria própria (2026)

Passados 1,5 h do tempo de decomposição, foram adicionados 2,0 mL de H_2O_2 aos tubos e aquecidos por mais 30 minutos no bloco digestor. Após o resfriamento (Figura 24), a solução resultante foi filtrada em filtros de seringa de 0,45 μm de porosidade e transferida para frascos volumétricos de polipropileno e avolumadas a 25 mL com água deionizada. As amostras foram armazenadas em frascos de vidro âmbar e resfriadas até a etapa de leitura.

Figura 24 - Amostras após a etapa de digestão ácida



Fonte: Autoria própria (2026)

As leituras das concentrações de íons metálicos nas amostras foram realizadas por técnica de Espectroscopia de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES) (Figura 25).

Figura 25 - Leitura das amostras de peixes em ICP-OES



Fonte: Autoria própria (2026)

4.5 Estudo estatístico

Inicialmente foi realizada a análise estatística descritiva dos dados referentes às concentrações de metais nos diferentes órgãos dos peixes (músculo, brânquias e fígado), com o objetivo de compreender o comportamento individual das variáveis analisadas. Essa abordagem permitiu uma visão mais clara da distribuição e da variabilidade dos elementos químicos presentes, tanto de forma isolada em cada órgão quanto de maneira integrada entre eles.

A Análise de Componentes Principais (ACP) foi aplicada com o objetivo de investigar as relações entre as variáveis analisadas, permitindo uma interpretação integrada envolvendo a composição dos tecidos, as concentrações de metais, as espécies de peixes e a influência dos locais de amostragem. Para essa análise, foram considerados os teores de B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Ti, V e Zn, além dos parâmetros umidade (UM), cinzas (CZ) e sólidos voláteis (VL), para as amostras de músculo, brânquias e fígado. Esses dados foram submetidos a tratamento estatístico com abordagem quantitativa por meio do *software Statistica*, versão 10.0. Os elementos Sb e Li foram excluídos da análise por apresentarem concentrações abaixo do limite de detecção em todas as amostras avaliadas.

Como complemento à análise numérica, foram elaborados diagramas de dispersão, com a finalidade de facilitar a visualização e a interpretação das relações entre as variáveis. Esse tipo de gráfico, conforme aponta Vieira (2015), é eficaz para representar visualmente a relação entre variáveis quantitativas contínuas, permitindo identificar não apenas a intensidade da correlação, classificada como forte, fraca ou nula, mas também sua direção, positiva ou inversa (negativa). Além disso, o diagrama de dispersão de Pearson (95%) possibilita reconhecer se a relação entre as variáveis apresenta tendência linear ou não linear.

Na matriz de correlação de Pearson entre as variáveis, as correlações foram consideradas fortes quando os coeficientes apresentaram valores superiores a 0,7, positivos ou inversos, sendo destacadas por indicarem interações estatisticamente mais relevantes e contribuírem para a interpretação dos processos ambientais que influenciam a distribuição e a disponibilidade dos metais na matriz estudada.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Parâmetros físico-químicos medidos *in loco* da água superficial

Os dados obtidos por meio da sonda multiparâmetros nas regiões dos dois tanques-rede estão descritos na Tabela 1:

Tabela 1 - Dados físico-químicos medidos nos tanques-rede dos municípios de Entre Rios do Oeste-PR e Foz do Iguaçu-PR

PARÂMETROS						
	PONTOS DE COLETA	pH	Temperatura (°C)	Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	Saturação Oxigênio (%)	Condutividade (µS/cm)
ERO	P1E	9,83	26,70	11,63	170,9	86,0
	P2E	9,31	26,18	11,77	143,2	69,0
	P3E	9,90	26,28	9,60	153,3	76,0
	P4E	8,79	27,18	10,40	143,2	78,0
FOZ	P1F	7,28	28,33	6,29	82,0	58,0
	P2F	7,05	28,59	5,76	73,6	59,0
	P3F	7,46	28,06	5,60	80,0	79,0
	P4F	7,13	29,35	5,82	81,0	77,0

Nota: ERO = Entre Rios do Oeste; FOZ = Foz do Iguaçu.

Fonte: Autoria própria (2026)

Segundo a Resolução CONAMA n.º 357/2005, as águas que são destinadas à aquicultura e à atividade de pesca são enquadradas como classe 2 e devem apresentar pH entre 6,0 e 9,0 e de acordo com a Resolução SEDEST n.º 48, de 11/10/2024, os parâmetros ideais de pH para a criação de peixes em tanques-rede deve ser entre 5,0 e 9,0 (Brasil, 2005; Paraná, 2024).

Os valores de pH medidos no local dos tanques-rede de ERO, nos pontos P1E, P2E e P3E, apresentaram-se acima da faixa limite preconizada pela legislação e o ponto P4E ficou bem próximo do limite superior. Foi observado, no momento de coleta dos dados, que na região dos tanques-rede a água estava com elevada eutrofização aparente, apresentavam coloração verde altamente acentuada nesses pontos.

Esses valores mais alcalinos observados são condizentes com os resultados apresentados pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP, 2017). Em relatório sobre a qualidade das águas dos reservatórios do estado do Paraná, o IAP descreve que o Braço São Francisco Verdadeiro, localizado no município de Entre Rios do Oeste-PR, apresentou, ao longo de quase todo o período avaliado (1998 a 2013), elevada

turbidez de origem biogênica e abiogênica, bem como valores de pH variando de próximos à neutralidade a levemente alcalinos. Entretanto, em determinados períodos, foram registrados valores elevados de pH (acima de 9,0), associados a eventos de floração de cianobactérias. Ademais, esse braço foi classificado como o mais impactado, apresentando os maiores níveis se comparado aos demais braços descritos no relatório.

A variação do pH observada pode estar associada a processos de eutrofização no ambiente aquático. De acordo com a EMBRAPA (2021), o excesso de fitoplâncton em sistemas de cultivo pode alterar significativamente os valores de pH da água, uma vez que a elevada biomassa algal intensifica os processos biogeoquímicos no sistema.

O horário de coleta da água pode ter influenciado os valores elevados de pH observados, uma vez que as amostragens foram realizadas no período da manhã. De acordo com Esteves (2011), durante o período diurno a fotossíntese constitui um dos principais fatores biológicos capazes de influenciar a alcalinidade da água em sistemas de cultivo de peixes, esse processo remove o CO_2 dissolvido na água e eleva o pH da água pelo consequente consumo de íons H^+ , tornando a água mais básica.

Em relação a possíveis fontes, a eutrofização observada pode estar relacionada à erodibilidade do solo e às atividades agrícolas desenvolvidas na área de influência do sistema. Fronza (2019) realizou um estudo sobre potencial erosivo do solo nas bacias dos rios São Francisco Falso e São Francisco Verdadeiro, em regiões próximas aos pontos de amostragem dos tanques-rede de ERO.

No baixo curso da bacia do São Francisco Falso verificou-se uso agrícola, pastagem e vegetação em ambientes de alto potencial erosivo e com regiões onde ocorrem pequenos focos de erosão. Nessas áreas a criação de gado em solos menos profundos, há compactação e escoamento superficial da água que causa carregamento de partículas do solo para os rios.

No baixo curso da Bacia do São Francisco Verdadeiro há regiões de pastagem com transição para agricultura que possuem características de erosão linear, além da ausência de vegetação nas regiões marginais ao rio, que deveriam ser destinadas à manutenção de mata ciliar. A combinação da alta erodibilidade do solo, do uso de fertilizantes químicos na agricultura e da exposição direta dos rios, devido à falta de cobertura vegetal, pode contribuir significativamente para o aumento do aporte de nutrientes, intensificando os processos de eutrofização nos tanques-rede de ERO.

Além disso, a região onde se encontram os tanques-rede em ERO apresenta características lênticas, ou seja, de baixa vazão quando comparado a outras regiões do lago de Itaipu. Essas condições hidrodinâmicas reduzem a capacidade de diluição dos nutrientes, gerando maior acúmulo no local, favorecendo a eutrofização, com elevada proliferação de algas (Gentelini *et al.*, 2021).

Também não se pode descartar uma provável influência da ração utilizada para alimentar os peixes nos tanques-rede de ERO. Segundo Cyrino *et al.* (2010), a alimentação excessiva ou o uso de rações não balanceadas reduzem a absorção de nutrientes pelos peixes, o que pode resultar em excesso de matéria orgânica nos sistemas de produção, disponíveis para o florescimento do fitoplâncton e alterando a qualidade da água.

Outro possível foco que impacta na eutrofização destes tanques-rede são as descargas dos sistemas de tratamento de efluentes de um frigorífico a jusante, que despeja em um rio afluyente e deságua próximo aos pontos amostrais.

Já nos pontos dos tanques-rede de FOZ, os valores de pH estiveram dentro do padrão estabelecido segundo a Resolução CONAMA n.º 357/2005 (Brasil, 2005) para a criação de peixes, o que demonstra que a atividade de piscicultura não tem causado desequilíbrio em relação ao pH da água.

Ao comparar o parâmetro oxigênio dissolvido com a literatura de Boyd e Tucker (1998), apresentados no Quadro 2, e com a Resolução CONAMA n.º 357/2005 (Brasil, 2005), dispostos no Quadro 3, verificou-se que em todos os pontos de amostragem os valores apresentaram-se dentro do esperado. Os valores de oxigênio dissolvido encontrados em ERO apresentaram-se maiores que os obtidos em FOZ. Isso pode ser explicado pela condição de eutrofização das águas, já que a concentração de OD está diretamente relacionada ao processo de eutrofização, em que durante o dia a fotossíntese das algas e plantas aquáticas aumenta a concentração de oxigênio dissolvido na água, especialmente nas camadas superficiais (University of Florida, 2025).

Em relação aos valores de temperatura, ao serem comparados com a literatura de Boyd e Tucker (1998), que sugere que a faixa ideal é entre 20 e 30 °C e pela Resolução SEDEST n.º 48 de 11/10/2024 (Paraná, 2024), que dispõe que deve ser inferior a 40 °C, verifica-se que todos os pontos de medição estão dentro dos padrões de controle ambiental.

Os valores de condutividade ficaram bem abaixo ao sugerido pela literatura de Boyd e Tucker (1998), que deve ser menor que 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, demonstrando que nos pontos medidos esse parâmetro está dentro do esperado.

Assim, é possível concluir que os parâmetros medidos, com exceção do pH em três pontos dos tanques-rede de ERO, estão dentro de limites aceitáveis para que haja uma produção efetiva da criação de peixes nos tanques-rede estudados.

5.2 Identificação e caracterização dos exemplares de peixes

A identificação está descrita conforme tabela a seguir, juntamente com dados de espécie, tamanho, peso e gênero (Tabela 2).

Tabela 2 - Dados das amostras de peixes coletados nos tanques-rede dos municípios de Entre Rios do Oeste-PR e Foz do Iguaçu-PR

Município	Identificação	Espécie	Tamanho (cm)	Peso (g)	Gênero
ERO	EP1	Pacu	32,8	1440,0	Macho
	EP2	Pacu	29,5	1095,3	Macho
	EP3	Pacu	27,2	961,4	Macho
	EP4	Pacu	33,5	1617,0	Macho
	EP5	Pacu	31,0	1230,1	Fêmea
	ET1	Tilápia-do-Nilo	29,5	930,6	Macho
	ET2	Tilápia-do-Nilo	30,0	1276,0	Macho
	ET3	Tilápia-do-Nilo	31,0	1197,0	Macho
	ET4	Tilápia-do-Nilo	27,5	868,3	Macho
	ET5	Tilápia-do-Nilo	27,5	830,6	Macho
FOZ	FP1	Pacu	37,0	2284,5	Macho
	FP2	Pacu	33,0	1586,8	Macho
	FP3	Pacu	34,3	1786,2	Macho
	FP4	Pacu	32,8	1948,2	Macho
	FP5	Pacu	32,5	1616,3	Macho
	FT1	Tilápia-do-Nilo	25,5	706,1	Macho
	FT2	Tilápia-do-Nilo	23,5	551,9	Macho
	FT3	Tilápia-do-Nilo	24,8	740,5	Macho
	FT4	Tilápia-do-Nilo	27,8	960,7	Macho
	FT5	Tilápia-do-Nilo	23,7	611,5	Macho

Nota: ERO = Entre Rios do Oeste; FOZ = Foz do Iguaçu.

Fonte: Autoria própria (2026)

As análises dos dados biométricos revelaram diferenças no tamanho dos peixes entre os dois municípios avaliados. Ao comparar peixes de mesma espécie, os pacus provenientes de FOZ apresentaram maiores comprimentos (32,5 a 37,0 cm) e pesos (1586,8 a 2284,5 g) quando comparados aos exemplares coletados em ERO (27,2 a 33,5 cm e 961,4 a 1617,0 g). Em contraste, as tilápias-do-Nilo de ERO exibiram

comprimentos e massas superiores (27,5 a 31,0 cm e 830,6 a 1.276,0 g) às observadas em FOZ (23,5 a 27,8 cm; 551,9 a 960,7 g).

A heterogeneidade de resposta entre espécies reforça a necessidade de adequação específica das rações e do manejo para cada espécie cultivada e que a nutrição e o ambiente de cultivo são determinantes significativos no desempenho produtivo de peixes (Cyrino *et al.*, 2010).

Todos os indivíduos de tilápia-do-Nilo eram machos, condizente com o uso de lotes monosexuais no cultivo, mediante reversão sexual hormonal ou seleção de linhagem masculina. De acordo com Bardhan *et al.* (2021), a produção de lotes monosexuais masculinos de tilápia-do-Nilo, constitui uma das tecnologias centrais da aquicultura moderna, uma vez que os machos apresentam taxas de crescimento mais elevadas e menores variabilidades de tamanho, evitando ainda a dispersão de energia em desenvolvimento gonadal ou reprodução.

Já entre os pacus, foi registrada a presença de apenas uma fêmea, o que é compatível com a variabilidade natural observada em lotes mistos.

5.3 Caracterização físico-química das amostras de peixe

A Tabela 3 apresenta os teores médios de umidade, cinzas e sólidos voláteis nas amostras de músculo de tilápia-do-Nilo e de pacu dos peixes de cada região de estudo.

Tabela 3 - Valores médios, desvio padrão (SD) e coeficiente de variação (CV) obtidos em análise de umidade, cinzas e sólidos voláteis das amostras de músculo dos peixes

	UMIDADE (%)	UMIDADE MÉDIA E SD (%)	UMIDADE CV (%)	CINZAS (%)	CINZAS MÉDIA E SD (%)	CINZAS CV (%)	VOLÁTEIS (%)	VOLÁTEIS MÉDIA E SD (%)	VOLÁTEIS CV (%)
EP1M	63,5			2,2			34,4		
EP2M	77,5			1,1			21,4		
EP3M	71,0	71,6 ± 5,1	7,2	2,1	1,8 ± 0,5	25,9	27,0	26,7 ± 4,8	18,0
ERO	EP4M	72,7		1,5			25,8		
	EP5M	73,2		1,9			24,8		
	ET1M	78,1		1,3			20,6		
	ET2M	66,5	75,7 ± 6,1	8,0	1,8 ± 1,1	60,2	30,2	22,5 ± 5,0	22,3

(continua)

(conclusão)										
FOZ	ET3M	73,0			2,4			24,7		
	ET4M	79,7			1,0			19,3		
	ET5M	81,4			0,8			17,7		
	FP1M	53,6			1,2			45,2		
	FP2M	60,6			2,2			37,2		
	FP3M	54,5	53,2 ± 10,1	18,9	2,1	1,6 ± 0,5	28,8	43,4	45,2 ± 10,3	22,8
	FP4M	36,2			1,3			62,5		
	FP5M	61,0			1,4			37,6		
	FT1M	78,9			0,7			20,4		
	FT2M	76,4			1,3			22,4		
	FT3M	74,5	76,7 ± 1,6	2,0	1,2	1,1 ± 0,2	21,7	24,3	22,2 ± 1,4	6,3
	FT4M	77,1			1,0			21,9		
	FT5M	76,6			1,1			22,3		

Nota: ERO = Entre Rios do Oeste; FOZ = Foz do Iguaçu; SD = desvio padrão; CV = coeficiente de variação.

Fonte: Autoria própria (2026)

A Tabela 4 apresenta os teores médios de umidade, cinzas e sólidos voláteis nas amostras de brânquias de tilápia-do-Nilo e de pacu dos tanques-rede de estudo.

Tabela 4 - Valores médios, desvio padrão (SD) e coeficiente de variação (CV) obtidos em análise de umidade, cinzas e sólidos voláteis das amostras de brânquias dos peixes

	UMIDADE (%)	UMIDADE MÉDIA E SD (%)	UMIDADE CV (%)	CINZAS (%)	CINZAS MÉDIA E SD (%)	CINZAS CV (%)	VOLÁTEIS (%)	VOLÁTEIS MÉDIA E SD (%)	VOLÁTEIS CV (%)
E R O	EP1B	31,5		9,2			59,3		
	EP2B	38,3		12,5			49,2		
	EP3B	25,8	36,4 ± 11,7	32,2	14,7	12,2 ± 2,0	16,5	59,5	51,5 ± 12,0
	EP4B	55,7		12,8			31,4		
	EP5B	30,5		11,6			57,9		
	ET1B	55,4		12,9			31,7		
	ET2B	61,6	47,4 ± 15,0	31,7	10,2	13,1 ± 2,0	15,1	28,1	39,5 ± 14,7
	ET3B	52,4		15,7			31,8		
	ET4B	44,8		13,6			41,6		

(continua)

(conclusão)									
F O Z	ET5B	22,8			12,9			64,3	
	FP1B	58,7			14,3			27,0	
	FP2B	32,6			13,2			54,2	
	FP3B	42,3	41,1 ± 10,5	25,5	13,3	11,9 ± 5,1	43,1	44,4	47,0 ± 12,5 26,6
	FP4B	37,5			2,9			59,6	
	FP5B	34,5			15,7			49,8	
	FT1B	33,8			15,0			51,2	
	FT2B	38,2			13,5			48,3	
	FT3B	55,9	41,6 ± 10,6	25,4	15,6	12,8 ± 3,5	27,4	28,5	45,6 ± 10,4 22,9
	FT4B	49,0			6,8			44,3	
	FT5B	30,9			13,3			55,8	

Nota: ERO = Entre Rios do Oeste; FOZ = Foz do Iguaçu; SD = desvio padrão; CV = coeficiente de variação.

Fonte: Autoria própria (2026)

A Tabela 5 apresenta os teores de umidade, cinzas e sólidos voláteis nas amostras de fígado de tilápia-do-Nilo e de pacu dos tanques-rede de estudo.

Tabela 5 - Valores obtidos em análise de umidade, cinzas e sólidos voláteis das amostras compostas de fígado dos peixes

	AMOSTRA	UMIDADE (%)	CINZAS (%)	SÓLIDOS VOLÁTEIS (%)
ERO	EPF	78,6	6,4	15,0
	ETF	76,9	5,7	17,4
FOZ	FPF	74,5	11,0	14,5
	FTF	80,7	13,9	5,4

Nota: ERO = Entre Rios do Oeste; FOZ = Foz do Iguaçu.

Fonte: Autoria própria (2026)

Ogawa e Maia (1999) descrevem que o músculo de pescado em sua composição pode conter de 60 a 85% de umidade e de 1 a 2% de cinzas.

Os valores médios encontrados para a tilápia-do-Nilo, do músculo, foram de 75,7% ± 6,1 de umidade e 1,8% ± 1,1 de cinzas para os tanques-rede de ERO e de 76,7% ± 1,6 de umidade e 1,1% ± 0,2 de cinzas para os de FOZ. Os resultados foram

semelhantes aos encontrados por Yanar, Celik e Akamca (2006) para a mesma espécie, que apresentou 76,87% de umidade e 1,09% de cinzas.

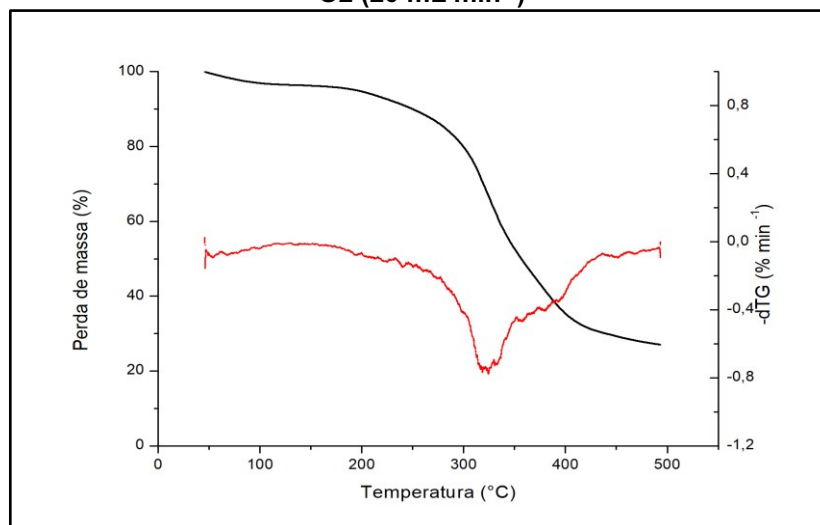
Ferrigolo *et al.* (2021) ao analisar a composição centesimal de filés de tilápia-do-Nilo, obteve uma porcentagem de umidade de $77,98\% \pm 2,94$ e de cinzas de $0,88\% \pm 0,3$. Em seu estudo realizou um comparativo com valores encontrados por outros autores para peixes de mesma espécie, que foram porcentagem de umidade 77,1-79,4% e de cinzas 1,0%, valores semelhantes aos obtidos no presente estudo.

Para a espécie pacu, os valores médios encontrados foram de $71,6\% \pm 5,1$ de umidade e $1,8 \pm 0,5$ de cinzas para os tanques-rede de ERO e de $53,2 \pm 10,1$ de umidade e $1,1 \pm 0,2$ de cinzas para os de FOZ. Estudo realizado por Netto (2010) apresentou valores para filé de pacu *in natura* de 69,48% para umidade e 2,8% para cinzas (citado como matéria mineral), valores semelhantes aos encontrados neste estudo, com exceção da média obtida dos peixes dos tanques-rede de FOZ, que apresentou um valor abaixo do esperado.

5.4 Análise termogravimétrica (TGA)

Com os resultados das análises térmicas foram gerados gráficos para as amostras de filé e brânquias moídas de um dos peixes de cada espécie de cada tanque-rede e das quatro amostras compostas de fígado moídas, totalizando 12 amostras. A seguir, é apresentado um dos gráficos para discussão (Figura 26).

Figura 26 - Curvas TG/DTG de uma amostra do músculo de pacu dos tanques-rede de Entre Rios do Oeste, obtidas com razão de aquecimento de $10\text{ }^{\circ}\text{C min}^{-1}$, em atmosfera dinâmica de O_2 (20 mL min^{-1})



Fonte: Autoria própria (2026)

Como as amostras utilizadas para a análise termogravimétrica inicialmente passaram pelo processo de secagem para a eliminação da umidade, não houve perda significativa de massa até 200°C , havendo perda somente de aproximadamente 1 a 2%.

De maneira geral, as curvas de TG/DTG evidenciaram que ocorreram perdas significativas de massa em temperaturas próximas entre $200\text{--}400^{\circ}\text{C}$, com ponto de máxima taxa de variação da massa da amostra em função da temperatura para as amostras de músculo (Figura 8 e Apêndice A) a 300°C e para as amostras de brânquias (Apêndice B) a 375°C . As amostras de fígado (Apêndice C) não apresentaram pontos significativos de máxima taxa de variação da massa em função da temperatura, ou seja, a perda de massa nessas amostras se apresentou mais constantes.

As variações de temperatura na faixa de $200\text{--}400^{\circ}\text{C}$ podem indicar que as amostras estão perdendo massa rapidamente devido a um evento de decomposição de proteínas e gorduras e, após 400°C verificou-se uma perda de massa constante, devido também a possível decomposição de compostos orgânicos. Em um estudo termogravimétrico realizado por Felício (2018), as amostras de embutidos cárneos apresentaram perdas significativas de massa em faixas de temperaturas de $175^{\circ}\text{--}375^{\circ}\text{C}$ justificadas por uma possível decomposição de proteínas, entre $250\text{--}475$, devido a possível decomposição por gorduras e acima de 450° a perda de compostos orgânicos.

5.5 Determinação de íons metálicos

5.5.1 Condições de operação ICP-OES e calibração analítica

As condições de operação do equipamento utilizadas para a leitura das amostras estão descritas na tabela a seguir (Tabela 6).

Tabela 6 - Condições de operação do equipamento ICP-OES	
Parâmetro	Condição
Potência (W)	1154
Vazão do gás do plasma (L/min)	12,5
Vazão do gás auxiliar (L/min)	0,50
Vazão do gás do nebulizador (L/min)	0,50
Tempo de leitura replicata (s)	90
Tempo de espera de estabilização (s)	12
Sample Uptake (s)	15
Consumo de amostra (mL)	5 a 6

Fonte: Autoria própria (2026)

5.5.2 Exatidão e recuperação dos MRC

As porcentagens de recuperação das amostras analisadas em duplicata (MR1 e MR2) do Material de Referência Certificado (MRC) foram calculadas com o objetivo de avaliar a exatidão do método analítico empregado na determinação dos íons metálicos nas amostras de músculo de peixe. Os resultados foram expressos em porcentagem, calculados a partir da média da duplicata (Tabela 7).

Tabela 7 - Porcentagem de recuperação dos íons metálicos determinados em amostras de músculo de peixe do material de referência certificado (MRC)

Analito (mg kg⁻¹)	MRC*	MR1	MR2	Média MR	Desvio padrão	Recuperação (%)
As	12,7	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Cd	0,0075	0,008	0,008	0,008	0	106,7
Cu	1,67	1,043	1,104	1,074	0,04	64,3
Fe	9,4	6,035	7,368	6,702	0,9	71,3
Hg	0,601	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
I	1,4	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
K	21400	18308,91	19216,02	18762,465	641	87,7
Mg	1370	1020,51	1065,507	1043,009	31,8	76,1
Mn	0,368	1,002	1,029	1,016	0,02	275,9

(continua)

						(conclusão)
Na	2800	1599,857	1585,951	1592,904	9,8	56,9
Se	1,33	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
Zn	16	13,325	14,552	13,939	0,9	87,1

Nota: MRC = material de referência certificado; valores marcados com * foram obtidos a partir do Certificado de Análise do *Institute for Reference Materials and Measurements* (IRMM), *Joint Research Centre* da Comissão Europeia (ver Anexo B); MR1 e MR2 = duplicatas das análises do material de referência certificado; N.D = Não determinado.

Fonte: Autoria própria (2026)

Os valores de porcentagem de recuperação foram utilizados para corrigir as concentrações determinadas nas demais amostras de músculo de peixe. Essa correção teve como objetivo compensar possíveis perdas ou superestimativas ocorridas durante as etapas analíticas de modo a refletir a concentração real do metal no tecido muscular.

5.5.3 Curvas de calibração, limite de detecção (LD) e limite de quantificação (LQ)

As curvas de calibração dos elementos determinados apresentaram boa linearidade dentro da faixa de concentração estudada, com coeficientes de determinação (R^2) superiores a 98%, indicando a adequação do método analítico para quantificação dos íons metálicos nas amostras (Apêndice D).

Na Tabela 8, são apresentados os parâmetros obtidos para cada elemento, incluindo a linha de emissão selecionada, a equação da curva de calibração, o coeficiente de determinação (R^2) e os respectivos valores de LD e LQ para as amostras de ambos os tecidos dos exemplares de peixe e amostras de água.

Tabela 8 - Parâmetros das curvas de calibração, linhas de emissão, limites de detecção (LD) e limites de quantificação (LQ) dos elementos determinados em amostras de peixe e água

Elemento	Linha de emissão (nm)	Equação ($y=a+bx$)	R^2	Peixes		Águas	
				LD (mg kg ⁻¹)	LQ (mg kg ⁻¹)	LD (ng mL ⁻¹)	LQ (ng mL ⁻¹)
B	249,773	CPS = 104 ($\pm$ 19,3) + 4,82 ($\pm$ 0,06) [B]	99,7	0,141	0,469	0,070	0,235
Ba	233,527	CPS = 73,57 ($\pm$ 42,89) + 10,09 ($\pm$ 0,13) [Ba]	99,7	0,003	0,010	0,002	0,005
Cd	214,438	CPS = 63,28 ($\pm$ 29,64) + 10,35 ($\pm$ 0,09) [Cd]	99,9	0,003	0,009	0,001	0,005
Co	228,616	CPS = 30,61 ($\pm$ 12,59) + 3,11 ($\pm$ 0,035) [Co]	99,8	0,024	0,081	0,012	0,040
Cr	283,563	CPS = 124,96 ($\pm$ 41,59) + 10,11 ($\pm$ 0,13) [Cr]	99,8	0,041	0,135	0,020	0,068
Cu	324,754	CPS = 121,74 ($\pm$ 41,18) + 7,65 ($\pm$ 0,12) [Cu]	99,6	0,024	0,081	0,012	0,040

(continua)

(conclusão)							
Fe	259,940	CPS = 54,75 ($\pm$ 16,46) + 5,56 ($\pm$ 0,05) [Fe]	99,9	0,055	0,183	0,027	0,091
K	766,490	CPS = 14,39 ($\pm$ 1,72) + 0,19 ($\pm$ 0,005) [K]	98,9	9,601	32,003	4,800	16,001
Li	670,791	CPS = 20,32 ($\pm$ 26,66) + 2,71 ($\pm$ 0,08) [Li]	98,7	0,218	0,725	0,109	0,363
Mg	285,213	CPS = 199,6 ($\pm$ 118,5) + 13,87 ($\pm$ 0,36) [Mg]	99,1	0,023	0,075	0,011	0,038
Mn	191,510	CPS = 1,65 ($\pm$ 0,69) + 0,19 ($\pm$ 0,002) [Mn]	99,8	0,167	0,557	0,084	0,279
Mo	202,030	CPS = 10,76 ($\pm$ 4,93) + 1,67 ($\pm$ 0,01) [Mo]	99,9	0,020	0,068	0,010	0,034
Na	589,592	CPS = 3905,8 ($\pm$ 499,7) + 80,29 ($\pm$ 1,5) [Na]	99,5	0,084	0,278	0,042	0,139
Ni	231,604	CPS = 14,08 ($\pm$ 6,04) + 1,9 ($\pm$ 0,02) [Ni]	99,9	0,024	0,080	0,012	0,040
Pb	182,205	CPS = 0,84 ($\pm$ 0,37) + 0,102 ($\pm$ 0,001) [Pb]	98,6	0,210	0,699	0,105	0,350
Sb	206,833	CPS = 2,84 ($\pm$ 1,142) + 0,27 ($\pm$ 0,03) [Sb]	99,8	0,176	0,586	0,088	0,293
Ti	323,452	CPS = 118,85 ($\pm$ 56,11) + 11,62 ($\pm$ 0,17) [Ti]	99,7	0,011	0,037	0,006	0,019
V	290,882	CPS = 49,04 ($\pm$ 14,69) + 3,57 ($\pm$ 0,04) [V]	99,8	0,135	0,450	0,067	0,225
Zn	206,200	CPS = 35,86 ($\pm$ 8,77) + 3,64 ($\pm$ 0,03) [Zn]	99,9	0,028	0,094	0,014	0,047

Nota: CPS = contagens por segundo; a = intercepto da curva; b = coeficiente angular; R^2 = coeficiente de determinação; LD = limite de detecção; LQ = limite de quantificação.

Fonte: Autoria própria (2026)

5.5.4 Determinação dos íons metálicos em águas

As concentrações dos elementos Cd, Co, e Pb ficaram abaixo do limite de detecção das amostras de água analisadas, por esse motivo, não foram incluídas na tabela com os resultados. Os valores médios de duplicata e os desvios-padrão das concentrações de metais nas amostras de água dos tanques-redes de ERO estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Valores médios e desvios-padrão das concentrações de metais nas amostras de água dos tanques-redes de Entre Rios do Oeste-PR

Analito	B	Ba	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Sb	Ti	V	Zn
Média (ng mL ⁻¹)	77,4	8,7	0,7	1,3	174,8	1116,4	0,2	626,5	6,9	0,1	1511,3	0,5	0,1	4,4	1,6	<LD
SD (ng mL ⁻¹)	28,18	0,14	0,10	0,06	2,88	50,04	0,01	1,33	0,01	0,02	45,25	0,03	0,11	0,14	0,01	-
P1E																
Média (ng mL ⁻¹)	8,9	9,4	0,6	1,5	180,5	1563,0	0,1	737,2	9,4	0,1	1403,2	0,5	0,2	4,3	1,7	<LD
SD (ng mL ⁻¹)	5,48	0,40	0,23	0,16	1,25	32,90	0,04	37,38	0,19	0,03	118,19	0,21	0,03	0,04	0,06	-
P2E																
Média (ng mL ⁻¹)	7,2	12,0	0,6	2,2	287,5	1817,6	0,2	798,9	19,2	0,1	1309,8	0,7	<LD	7,3	2,1	0,4
SD (ng mL ⁻¹)	3,34	0,00	0,00	0,00	12,37	12,48	0,01	1,13	0,70	0,02	60,93	0,03	-	0,55	0,07	0,49
P3E																
Média (ng mL ⁻¹)	30,2	7,8	0,6	1,0	125,7	124,6	<LD	212,8	3,2	0,1	869,4	0,2	0,2	3,3	1,3	<LD
SD (ng mL ⁻¹)	6,51	3,39	0,05	0,11	66,29	16,14	-	57,58	1,46	0,02	14,21	0,02	0,12	1,91	0,38	-
P4E																

Nota: SD = desvio padrão; LD = limite de detecção.

Fonte: Autoria própria (2026)

Os valores de concentração de íons metálicos obtidos em análise da água superficial dos tanques-rede de ERO foram comparados aos preconizados pela Resolução CONAMA n.º 357/2005 para água Classe 2 (Tabela 10) (Brasil, 2005).

Tabela 10 - Comparativo dos padrões corpos d'água Classes II da Resolução CONAMA n.º 357/2005 com as médias e desvios-padrão das amostras de água superficial de Entre Rios do Oeste-PR

Contaminante (ng mL ⁻¹)	Limite legislação	P1E	P2E	P3E	P4E
Antimônio (Sb)	5	0,1 ± 0,11	0,2 ± 0,03	<LD	0,2 ± 0,12
Bário total (Ba)	700	8,7 ± 0,14	9,4 ± 0,40	12,0 ± 0,00	7,8 ± 3,39
Boro total (B)	500	77,4 ± 28,18	8,9 ± 5,48	7,2 ± 3,34	30,2 ± 6,51
Cobre dissolvido (Cu)	9	1,3 ± 0,06	1,5 ± 0,16	2,2 ± 0,00	1,0 ± 0,11
Cromo total (Cr)	50	0,7 ± 0,10	0,6 ± 0,23	0,6 ± 0,00	0,6 ± 0,05
Ferro dissolvido (Fe)	300	174,8 ± 2,88	180,5 ± 1,25	287,5 ± 12,37	125,7 ± 66,29
Lítio total (Li)	2500	0,2 ± 0,01	0,1 ± 0,04	0,2 ± 0,01	<LD
Manganês total (Mn)	100	6,9 ± 0,01	9,4 ± 0,19	19,2 ± 0,70	3,2 ± 1,46
Vanádio total (V)	100	1,6 ± 0,01	1,7 ± 0,06	2,1 ± 0,07	1,3 ± 0,38
Zinco total (Zn)	180	<LD	<LD	0,4 ± 0,49	<LD

Fonte: Adaptado de Brasil (2005)

A comparação evidenciou que os elementos B, Ba, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, V e Zn permaneceram abaixo dos valores máximos permitidos. Esses resultados sugerem que, no período avaliado, a atividade aquícola não promoveu incrementos significativos nas concentrações desses metais. A conformidade observada pode indicar também uma baixa influência antrópica no aporte desses elementos, mantendo a qualidade da água dentro dos padrões ambientais estabelecidos. Para outros metais em estudo, K, Mg, Mo, Na e Ti, não há padrões estabelecidos para corpos de água onde haja pesca ou cultivo de organismos para fins de consumo intensivo na legislação brasileira.

A presença de K, Mg, Na e Ti em água superficial geralmente está associada a processos naturais de intemperismo de rochas, dissolução e lixiviação de minerais. Em altas concentrações podem indicar influência antrópica, como salinização ou despejo de efluentes. No entanto, em concentrações típicas não representam risco ambiental (Kumar; Singh, 2023).

Nas amostras de água de ERO foram encontrados valores de K, que variaram entre 1116,4 ng mL⁻¹ (P1E), 1563,0 ng mL⁻¹ (P2E), 1817,6 ng mL⁻¹ (P3E) e 124,6 ng

mL⁻¹ (P4E), de Mg com valores de 626,5 ng mL⁻¹ (P1E), 737,2 ng mL⁻¹ (P2E), 798,9 ng mL⁻¹ (P3E) e 212,8 ng mL⁻¹ (P4E), e de Na com concentrações de 1511,3 ng mL⁻¹ (P1E), 1403,2 ng mL⁻¹ (P2E), 1309,8 ng mL⁻¹ (P3E) e 869,4 ng mL⁻¹ (P4E). As concentrações médias nos pontos P1E, P2E e P3E ficaram bem maiores se comparadas ao ponto P4E, provavelmente em decorrência da eutrofização mais acentuada nos primeiros pontos, refletindo maior aporte de nutrientes associado a práticas inadequadas de fertilização das áreas agrícolas em seu entorno e perdas devido ao fluxo de superfície e também à entrada de água renovada ou menor retenção hídrica no último ponto.

Segundo Cassol (2002), quantidades relevantes de macronutrientes, como o K, Mg e Na, podem ser perdidas pelo escoamento superficial, especialmente porque tanto o calcário quanto os fertilizantes aplicados em pastagem nativa são distribuídos apenas na superfície, sem incorporação ao solo, essa prática tende a contribuir para a poluição ambiental, cujos impactos se acumulam ao longo dos anos.

Embora o Ti seja pouco solúvel e tenda a se associar a partículas em suspensão ou sedimentos, sua presença em água superficial é documentada apenas em baixas concentrações e raramente é alvo de critérios regulatórios específicos, não representando risco imediato à biota aquática ou ao consumo humano (Aziz *et al.*, 2023). Os valores encontrados em ERO foram semelhantes entre os pontos P1E e P2E (4,4 e 4,3 ng mL⁻¹, respectivamente), já o ponto P3E apresentou o maior valor (7,3 ng mL⁻¹), e o ponto P4E, ponto menos impactado pela eutrofização, o menor (3,3 ng mL⁻¹).

Por não existir legislação vigente em relação a concentração máxima permitida de Ti em corpos d'água, não foi possível avaliar se os valores encontrados podem impactar o ambiente aquático, porém as diferenças encontradas entre os pontos sugerem influência da eutrofização local.

O molibdênio (Mo), na forma de molibdato (MoO_4^{2-}), é um constituinte comum das águas doces naturais, resultante principalmente da erosão e do intemperismo de rochas ígneas e sedimentares, especialmente aquelas ricas em xisto. Em ambientes não impactados por atividades antrópicas, as concentrações de Mo na água doce raramente excedem 20 ng mL⁻¹ (Ricketts; Bates; Reid, 2015). Como em todos os pontos analisados a concentração de Mo foi de 0,1 ng mL⁻¹, é possível concluir que não há impacto antrópico na água para esse elemento e o valor encontrado é proveniente de fontes naturais.

Nos dias das coletas, bem como no período que as antecedeu (ver dados de precipitação nos Anexos C e D), não houve precipitação que impactasse o ambiente estudado. Assim, descarta-se a influência de chuvas recentes sobre os parâmetros avaliados que poderia interferir nos processos de escoamento superficial ou diluição hídrica.

Essa consideração é relevante, pois de acordo com He *et al.* (2014), a precipitação é a principal força motriz do escoamento e está diretamente relacionada ao transporte de contaminantes para a água superficial, durante eventos de precipitação e escoamento, as gotas de chuva promovem erosão do solo e transporta poluentes de terras agrícolas por meio da dissolução no escoamento superficial e subterrâneo e a adsorção por partículas do solo.

Assim, a análise integrada das concentrações dos elementos confrontados com a legislação indica que o corpo hídrico de ERO apresenta um ambiente de água doce pouco impactado pelos mesmos, sugerindo que as variações observadas são principalmente decorrentes da geologia local, dinâmica hidrológica e processos naturais de diluição e concentração. Em relação aos elementos K, Mg e Na, embora suas concentrações não representaram alterações substanciais de salinidade que interferiu nos valores de condutividade, sua presença na água também pode ter favorecido os processos de eutrofização.

A alta capacidade dos sedimentos em reter contaminantes é um fator que destaca sua importância para a avaliação dos níveis de poluição, pois sua composição reflete as características ambientais, não somente no momento da amostragem como o histórico ambiental, por meio do registro permanente dos efeitos da contaminação (Junior *et al.*, 2018).

Assim, a análise de metais em sedimentos é fundamental para estimar o estoque potencialmente mobilizável de contaminantes em um ambiente, permitindo identificar o nível de contaminação que pode afetar tanto a água quanto os organismos bentônicos de forma temporalmente acumulada (Cotta; Rezende; Piovani, 2006).

Alves (2018) determinou a concentração de íons metálicos em sedimentos na região de criação de tanques-rede em Entre Rios do Oeste-PR, mesmo ambiente em que as amostras de água superficial foram coletadas. As concentrações de Cr (2, 68 a 65,02 mg Kg⁻¹) e Cu (83,58 a 286,71 mg Kg⁻¹) nos sedimentos destacam-se por excederem os valores orientadores estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 454/2012 (BRASIL, 2012).

Nesse estudo os valores médios oscilaram entre 0,6 e 0,7 ng mL⁻¹ para Cr e entre 1,0 e 2,2 ng mL⁻¹ para Cu, mostrando que, embora esses metais estejam presentes, concentram-se majoritariamente no sedimento e não na coluna d'água. Os metais Fe, Mg e Mn, também apresentam elevadas concentrações nos sedimentos, alcançando respectivamente até 21.260,90 mg kg⁻¹, 2.149,57 mg kg⁻¹ e 2.451,42 mg kg⁻¹, enquanto na água superficial foram encontrados valores bem menores (125,7–287,5 ng mL⁻¹, 212,8–798,9 ng mL⁻¹ e 3,2–19,2 ng mL⁻¹, respectivamente). O metal Zn, apesar de presente nos sedimentos com concentrações que variam de 97,73 a 133,66 mg kg⁻¹, não foi detectado ou apresentou valor muito baixo em um dos pontos de amostragem (0,4 mg kg⁻¹).

Ao comparar as concentrações dos metais determinadas na água superficial dos tanques-rede (Tabela 9) com os encontrados nos sedimentos do estudo, observa-se que as concentrações encontradas na água apresentam valores substancialmente inferiores, indicando que os metais tendem a permanecer retidos no material particulado. Huang *et al.* (2020) destacam que os sedimentos são importantes compartimentos de acumulação ou repositório de espécies poluentes provenientes da coluna d'água, a maioria dos metais se deposita rapidamente no sedimento, levando as concentrações de contaminantes alcançarem valores muito superiores aos encontrados na água.

Já a presença de Cr e Cu acima dos valores orientadores nos sedimentos, aponta para a necessidade de monitoramento contínuo, pois esses elementos podem ser remobilizados para a coluna d'água em condições específicas já que, segundo Bevilacqua (1996), o sedimento constitui um compartimento ativo que, além de acumular material proveniente da coluna d'água, é capaz de reprocessá-lo e liberá-lo novamente para a solução quando ocorrem modificações nas condições ambientais.

Por isso é importante a necessidade de monitoramento contínuo, pois esses elementos podem ser remobilizados para a coluna d'água em condições específicas de pH, oxidação ou ressuspensão, contribuindo para potenciais riscos ecotoxicológicos.

5.5.5 Determinação dos íons metálicos em peixes

Os valores médios e os desvios-padrão das concentrações de metais nas amostras de músculo e de brânquias dos peixes tilápia-do-Nilo e pacu dos tanques-redes de ERO e FOZ estão apresentados nas Tabelas 11 e 12, respectivamente, e os valores das concentrações dos metais nas amostras compostas de fígado estão dispostos na Tabela 13.

Tabela 11 - Valores das concentrações de metais nas amostras de músculo dos peixes dos tanques-redes de Entre Rios do Oeste-PR e Foz do Iguaçu-PR com médias e desvios-padrão

		Analito (mg kg ⁻¹)	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn
ERO	Pacu	EP1M	4,93	0,29	0,25	0,14	0,19	4,00	48,38	16538,04	<LD	994,40	0,33	0,02	1970,63	0,16	11,21	<LD	0,32	0,16	21,24
		EP2M	4,60	0,12	0,04	0,05	0,10	2,05	33,69	13882,95	<LD	808,61	0,17	<LD	1810,05	0,15	3,67	<LD	0,09	<LD	20,01
		EP3M	4,77	0,39	0,03	0,03	0,45	1,89	27,77	17488,96	<LD	1062,93	0,36	0,02	1741,50	0,22	3,36	<LD	0,07	<LD	15,13
		EP4M	6,06	0,27	0,01	0,06	0,05	1,97	36,80	17146,61	<LD	1015,97	0,26	0,11	1941,52	0,07	2,99	<LD	0,08	<LD	16,09
		EP5M	1,49	0,13	0,04	0,05	0,08	0,64	7,73	21675,59	<LD	1231,42	0,38	<LD	1630,02	0,14	3,25	<LD	0,06	<LD	13,00
		Média (mg kg ⁻¹)	4,37	0,24	0,07	0,07	0,17	2,11	30,87	17346,43	-	1022,67	0,30	0,05	1818,74	0,15	4,90	-	0,12	0,16	17,09
	Tilápia- do-Nilo	SD (mg kg ⁻¹)	1,71	0,11	0,10	0,04	0,16	1,20	14,96	2804,06	-	151,54	0,08	0,05	141,25	0,05	3,54	-	0,11	-	3,44
		ET1M	<LD	0,28	<LD	0,04	0,78	0,35	48,24	19524,87	<LD	1315,58	0,37	0,08	2980,87	0,23	0,77	<LD	0,48	<LD	18,94
		ET2M	<LD	0,08	<LD	0,03	0,11	0,56	13,51	21290,12	<LD	1372,98	0,37	0,06	2991,60	0,08	2,61	<LD	0,16	0,15	16,32
		ET3M	<LD	0,07	0,01	0,03	0,19	0,19	17,81	20270,37	<LD	1317,33	0,26	0,05	3165,87	0,03	3,95	<LD	0,40	0,18	16,29
		ET4M	1,01	0,10	0,04	0,07	0,20	0,28	19,49	20547,84	<LD	1389,80	<LD	0,10	3530,27	0,06	6,49	<LD	0,67	0,25	16,05
		ET5M	1,59	0,09	<LD	0,22	0,20	0,56	18,07	19821,20	<LD	1324,56	0,25	<LD	3078,62	<LD	1,66	<LD	0,16	0,25	15,46
		Média (mg kg ⁻¹)	1,30	0,12	0,03	0,08	0,30	0,39	23,42	20290,88	-	1344,05	0,31	0,07	3149,45	0,10	3,09	-	0,37	0,21	16,61
		SD (mg kg ⁻¹)	0,41	0,09	0,02	0,08	0,27	0,17	14,05	684,16	-	34,77	0,07	0,02	225,64	0,09	2,23	-	0,22	0,05	1,35
FOZ	Pacu	FP1M	1,50	0,10	<LD	<LD	0,19	<LD	8,77	9897,17	<LD	595,11	0,23	<LD	1705,67	0,15	0,49	<LD	0,24	0,36	9,12
		FP2M	0,38	0,07	<LD	<LD	0,83	0,09	10,99	12038,10	<LD	747,03	0,17	<LD	1726,84	0,21	3,36	<LD	0,26	0,47	12,56
		FP3M	1,38	0,08	<LD	<LD	1,43	0,48	20,76	16980,68	<LD	1070,57	0,28	0,02	1955,62	0,33	0,40	<LD	0,25	0,38	13,49
		FP4M	4,25	0,10	<LD	<LD	1,63	0,04	11,54	12434,05	<LD	794,17	0,24	0,02	1755,13	0,55	1,00	<LD	0,15	0,38	11,37
		FP5M	2,67	0,38	<LD	0,03	0,42	0,25	14,15	12380,17	<LD	758,33	0,22	<LD	2008,12	0,15	0,39	<LD	0,38	0,44	11,25
		Média (mg kg ⁻¹)	2,04	0,15	-	0,03	0,90	0,22	13,24	12746,03	-	793,04	0,23	0,02	1830,28	0,28	1,13	-	0,26	0,41	11,56

(continua)

																		(conclusão)		
SD (mg kg ⁻¹)		1,48	0,13	-	-	0,62	0,20	4,62	2587,50	-	172,86	0,04	0,00	140,72	0,17	1,27	-	0,08	0,05	1,64
Tilápia- do-Nilo	FT1M	0,50	0,10	<LD	<LD	1,29	0,53	20,58	19745,24	<LD	1304,39	0,36	0,04	4584,54	0,37	0,60	<LD	0,68	0,40	20,02
	FT2M	1,74	0,12	<LD	<LD	0,71	0,92	17,31	18178,55	<LD	1275,90	0,37	0,02	3718,27	0,38	0,72	<LD	0,43	0,38	21,36
	FT3M	3,99	0,18	<LD	0,03	0,43	0,64	57,50	19043,70	<LD	1195,29	0,30	0,04	4088,85	0,24	0,56	<LD	1,20	0,46	21,18
	FT4M	1,21	0,10	<LD	<LD	0,98	0,63	17,91	20006,94	<LD	1397,48	0,41	0,04	3776,04	0,36	0,38	<LD	0,05	0,47	16,11
	FT5M	3,76	0,51	<LD	<LD	1,32	0,52	17,06	19391,36	<LD	1262,75	0,29	0,05	3729,88	0,45	<LD	<LD	0,21	0,47	16,46
	Média (mg kg ⁻¹)	2,24	0,20	-	0,03	0,95	0,65	26,07	19273,16	-	1287,16	0,35	0,04	3979,52	0,36	0,57	-	0,51	0,43	19,03
SD (mg kg ⁻¹)		1,55	0,18	-	-	0,38	0,16	17,62	711,70	-	73,53	0,05	0,01	370,80	0,07	0,14	-	0,45	0,04	2,56

Nota: ERO = Entre Rios do Oeste; FOZ = Foz do Iguaçu; SD = desvio padrão; LD = limite de detecção.

Fonte: Autoria própria (2026)

Tabela 12 - Valores das concentrações de metais nas amostras de brânquias dos peixes dos tanques-redes de Entre Rios do Oeste-PR e Foz do Iguaçu-PR com médias e desvios-padrão

	Analito (mg kg ⁻¹)	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn	
ERO	Pacu	EP1B	1,84	4,82	0,01	0,17	0,44	1,94	286,72	6105,16	<LD	1302,63	3,98	0,06	3166,08	<LD	2,10	<LD	0,84	<LD	43,83
		EP2B	3,59	7,91	0,01	0,12	0,26	2,78	238,43	6589,57	<LD	1839,12	8,55	0,10	2996,49	<LD	1,98	<LD	1,76	0,19	51,80
		EP3B	5,09	6,40	0,01	0,12	0,06	2,18	175,81	5080,78	0,27	1625,92	4,33	0,11	2606,84	<LD	1,54	<LD	1,18	0,14	44,69
		EP4B	4,19	7,61	0,02	0,08	0,38	1,65	244,12	6383,50	<LD	2032,02	6,63	0,08	3095,33	<LD	1,76	<LD	1,03	0,14	45,47
		EP5B	1,84	6,37	0,01	0,12	0,43	1,28	232,31	5911,88	<LD	1519,54	4,65	0,09	3132,73	<LD	2,04	<LD	1,04	<LD	41,21
		Média (mg kg ⁻¹)	3,31	6,62	0,01	0,12	0,32	1,97	235,48	6014,18	0,27	1663,85	5,63	0,09	2999,49	-	1,88	-	1,17	0,16	45,40
		SD (mg kg ⁻¹)	1,45	1,22	0,00	0,03	0,16	0,56	39,62	582,55	-	282,40	1,93	0,02	228,51	-	0,23	-	0,35	0,03	3,92
		ET1B	6,04	22,01	0,03	0,21	0,06	6,05	95,68	3995,50	<LD	733,17	14,64	0,11	3137,56	0,42	4,82	<LD	0,96	1,48	40,94
		ET2B	7,96	12,76	0,03	0,23	<LD	1,85	151,25	5398,62	<LD	639,33	9,25	0,19	3542,57	<LD	2,59	<LD	1,46	0,71	38,30
		ET3B	1,85	12,87	0,01	0,16	<LD	1,12	60,83	4482,64	<LD	715,43	8,77	0,19	3175,36	<LD	2,40	<LD	0,94	0,56	35,72
		ET4B	2,25	10,45	0,03	0,16	<LD	1,36	72,89	4021,58	<LD	648,60	9,66	0,14	2605,75	<LD	2,56	<LD	2,48	0,77	35,95
		ET5B	3,74	17,66	0,03	0,25	<LD	1,41	118,11	6004,78	<LD	781,39	12,96	0,24	3781,40	0,03	2,05	<LD	1,64	2,31	37,60
		Média (mg kg ⁻¹)	4,37	15,15	0,03	0,20	0,06	2,36	99,75	4780,62	-	703,58	11,06	0,17	3248,53	0,22	2,88	-	1,49	1,17	37,70
		SD (mg kg ⁻¹)	2,60	4,65	0,01	0,04	-	2,08	36,20	889,08	-	59,63	2,59	0,05	447,56	0,28	1,11	-	0,63	0,73	2,11
FOZ	Pacu	FP1B	6,04	5,01	0,02	0,08	0,18	1,67	282,93	5606,18	0,22	1160,04	4,35	0,11	2884,02	<LD	1,88	<LD	11,22	<LD	32,56
		FP2B	1,37	5,53	0,03	0,28	0,28	1,47	207,00	6771,23	<LD	1800,46	6,53	0,10	3454,50	<LD	2,31	<LD	0,58	0,46	43,52
		FP3B	3,62	3,64	0,00	0,07	0,34	1,39	207,78	4402,40	<LD	1172,90	4,46	0,04	2932,44	<LD	1,82	<LD	1,30	0,46	46,48
		FP4B	3,13	3,99	0,02	0,06	0,30	1,72	119,40	4766,91	<LD	904,26	3,35	0,09	3500,45	0,25	1,37	<LD	0,29	0,32	38,84

(continua)

(conclusão)

Tilápia- do-Nilo	FP5B	2,55	6,14	0,02	0,07	0,12	2,14	181,40	6943,60	<LD	1919,23	5,51	0,06	3472,89	<LD	1,60	<LD	0,43	0,43	41,94
	Média	3,34	4,86	0,02	0,11	0,24	1,68	199,70	5698,06	0,22	1391,38	4,84	0,08	3248,86	0,25	1,79	-	2,76	0,42	40,67
	(mg kg ⁻¹)																			
	SD	1,73	1,04	0,01	0,09	0,09	0,29	58,80	1146,44	-	442,86	1,22	0,03	311,85	-	0,35	-	4,74	0,07	5,31
	(mg kg ⁻¹)																			
	FT1B	2,31	3,82	0,01	0,22	0,74	2,15	151,96	6310,80	0,22	828,94	4,61	0,33	4090,06	<LD	1,34	<LD	0,47	0,44	49,98
	FT2B	1,24	4,19	0,01	0,04	0,38	1,63	68,67	4782,21	<LD	702,27	2,64	0,08	3014,57	<LD	1,34	<LD	0,51	0,45	37,31
	FT3B	3,80	10,54	0,02	0,06	0,46	2,08	87,67	4962,95	<LD	866,90	3,71	0,07	3407,75	<LD	2,00	<LD	1,38	0,52	41,20
	FT4B	1,11	3,47	0,03	0,05	<LD	1,33	98,20	4879,56	<LD	758,46	3,32	0,06	3305,89	<LD	1,67	<LD	0,70	0,38	44,97
	FT5B	3,90	9,43	0,06	0,08	0,30	4,82	143,78	5091,57	<LD	691,96	2,87	0,05	3137,42	0,15	2,57	<LD	0,14	<LD	42,73
	Média	2,47	6,29	0,03	0,09	0,47	2,40	110,05	5205,42	0,22	769,71	3,43	0,12	3391,14	0,15	1,79	-	0,64	0,45	43,24
	(mg kg ⁻¹)																			
	SD	1,34	3,41	0,02	0,08	0,19	1,39	36,22	628,27	-	76,93	0,78	0,12	418,99	-	0,52	-	0,46	0,06	4,69
	(mg kg ⁻¹)																			

Nota: ERO = Entre Rios do Oeste; FOZ = Foz do Iguaçu; SD = desvio padrão; LD = limite de detecção.

Fonte: Autoria própria (2026)

Tabela 13 - Valores das concentrações de metais nas amostras compostas de fígado dos peixes dos tanques-redes de Entre Rios do Oeste-PR e Foz do Iguaçu-PR

	Amostra (mg kg ⁻¹)	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn
ERO	EPF	5,11	0,36	0,02	0,22	0,99	65,11	1619,46	10400,01	<LD	460,79	2,62	1,31	2755,44	0,11	6,68	<LD	0,29	0,88	121,48
	ETF	8,65	0,90	0,13	0,96	1,54	242,09	1836,02	7525,63	<LD	392,33	5,37	1,36	3550,07	0,49	0,73	<LD	0,22	4,29	47,89
FOZ	FPF	5,33	0,17	0,13	0,29	1,20	139,38	1940,43	9653,21	<LD	454,38	1,46	1,64	2560,51	0,06	3,32	<LD	0,07	0,70	182,48
	FTF	9,17	0,72	0,03	0,27	0,38	294,30	461,21	7608,30	<LD	276,44	1,45	0,85	2538,10	0,07	4,02	<LD	<LD	0,29	35,03

Nota: ERO = Entre Rios do Oeste; FOZ = Foz do Iguaçu; LD = limite de detecção.

Fonte: Autoria própria (2026)

Nas amostras de músculo, brânquias e fígado dos peixes tilápia-do-Nilo e pacu cultivados nos dois tanques-rede de estudo o elemento Sb apresentou concentrações inferiores ao limite de detecção (LD) do método analítico, não sendo possível a determinação quantitativa desse metal nos tecidos analisados.

Tal resultado indica que as concentrações são muito baixas, podendo estar associado à baixa disponibilidade ambiental no reservatório. A ausência de detecção desse metal sugere, portanto, condições ambientais adequadas e baixo risco de contaminação para os organismos avaliados em relação a este elemento.

5.5.5.1 Boro (B) e Bário (Ba)

O boro (B) e o bário (Ba) são elementos-traço menos discutidos na literatura quando comparados a metais como cádmio, cromo ou chumbo, porém têm importância crescente na avaliação da qualidade ambiental e do risco à saúde humana por meio do consumo de pescado.

Nas amostras de músculo, o B apresentou diferença entre as duas espécies. Nos pacus de ERO, a média foi de $4,37 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto nas tilápias-do-Nilo de ERO foi de $1,30 \text{ mg kg}^{-1}$. Em FOZ, pacus tiveram média de $2,04 \text{ mg kg}^{-1}$ e nas tilápias-do-Nilo $2,24 \text{ mg kg}^{-1}$. Ao comparar a mesma espécie dos dois tanques-redes, os pacus de ERO apresentaram valores mais elevados que os de FOZ, enquanto na tilápia-do-Nilo ocorreu o inverso, com FOZ apresentando maiores níveis.

Já nas amostras de brânquias, o B apresentou semelhança nas concentrações, tanto entre as duas espécies ($3,31$ em pacu e $4,37 \text{ mg kg}^{-1}$ na tilápia-do-Nilo para ERO e $3,34$ em pacu e $2,47 \text{ mg kg}^{-1}$ na tilápia-do-Nilo para FOZ), como na mesma espécie. Nas amostras compostas de fígado, as concentrações ficaram bem semelhantes entre as mesmas espécies, variando entre $5,11$ e $5,33 \text{ mg kg}^{-1}$ para o pacu e $8,65$ e $9,17 \text{ mg kg}^{-1}$ para tilápia-do-Nilo. As concentrações de B foram maiores no fígado e brânquias do que no músculo em ambas as espécies, o que sugere maior afinidade do elemento com tecidos diretamente expostos à água ou envolvidos na metabolização.

A determinação das concentrações de B tanto no habitat aquático (água e sedimento) quanto nos tecidos de organismos é fundamental para compreender os níveis de bioacumulação ao longo da cadeia trófica, especialmente porque esse

elemento, embora essencial para diversos organismos, pode tornar-se tóxico quando presente em concentrações elevadas (Arslan, 2013). O aumento das atividades antropogênicas tem contribuído para a elevação das concentrações de B nos ecossistemas aquáticos. Em humanos, a principal via de exposição ocorre pela ingestão de alimentos e água potável. No ambiente, o B é liberado predominantemente por processos naturais de intemperismo e pelo descarte de efluentes (Howe, 1998; Coughlin, 1998).

Embora o B seja um elemento essencial para as plantas, sua função biológica em humanos não está clara. A Diretoria de Produtos Naturais para a Saúde do Canadá (Canada, 2007) indicou que o Nível Máximo de Ingestão Dietética Tolerável (DRI UL) para o boro é de 20 mg/dia para adultos (≥ 19 anos), 17 mg/dia para adolescentes (14–18 anos), 11, 6 e 3 mg/dia para crianças (9–13, 4–8 e 1–3 anos, respectivamente).

Com base nesses limites de ingestão recomendados e a partir das concentrações de B determinadas nos músculos dos peixes, foi possível estimar a quantidade máxima de consumo diário. Considerando os valores médios encontrados, um adulto poderia consumir até aproximadamente 4,6 kg de pacu de ERO, 15,3 kg de tilápia de ERO, 9,8 kg de pacu de FOZ ou 8,9 kg de tilápia de FOZ por dia sem exceder o limite seguro de ingestão de boro.

Para adolescentes (14–18 anos), esses valores variam entre 3,9 kg e 13,1 kg por dia, enquanto para crianças as quantidades são proporcionalmente menores, situando-se entre 0,69 e 8,46 kg/dia. Esses resultados demonstram que, mesmo considerando o cenário mais crítico, os níveis de B detectados nos peixes são baixos e não representam risco potencial ao consumidor, uma vez que o consumo habitual de pescado é muito inferior às quantidades calculadas.

O bário (Ba) é um metal alcalino-terroso que ocorre naturalmente no ambiente. Embora anteriormente fosse considerado um constituinte minoritário nos alimentos e água potável, sua distribuição e abundância passaram a ser significativamente influenciadas por atividades industriais modernas (Lu *et al.*, 2019).

Relevante para a indústria, esse elemento é empregado em diversos setores, incluindo a fabricação de pesticidas, em que seu uso na agricultura contribui para a intensificação de suas emissões ambientais (Sharma *et al.*, 2025). Além disso, processos de intemperismo de rochas e minerais também podem liberar Ba para o meio ambiente, ampliando sua mobilidade e disponibilidade nos ecossistemas aquáticos (Charbonnier *et al.*, 2020).

As principais vias de exposição humana ao Ba são os alimentos e a água potável. Embora não seja um nutriente essencial para plantas, animais ou seres humanos, concentrações elevadas de Ba podem provocar efeitos adversos em diferentes organismos. A bioacumulação desse elemento em peixes e outras espécies aquáticas facilita sua entrada na cadeia alimentar, aumentando o risco de exposição para o consumidor. Em humanos, a ingestão excessiva de Ba está associada a manifestações clínicas como arritmias cardíacas, vômitos, diarreia, hipocalcemia e hipertensão severa, podendo levar ao óbito na ausência de tratamento adequado (Sharma *et al.*, 2025).

As concentrações médias de Ba foram semelhantes nas amostras de músculo, que variaram entre 0,12 e 0,24 mg kg⁻¹, sem grandes diferenças entre espécies e locais. Já para as concentrações encontradas nas brânquias, as tilápias-do-Nilo de ERO apresentaram os maiores valores, tanto comparando com a mesma espécie de FOZ (15,15 e 6,29 mg kg⁻¹, respectivamente) quanto comparando ao pacu do mesmo tanque-rede (6,62 mg kg⁻¹).

O valor médio encontrado no pacu de FOZ (4,86 mg kg⁻¹) ficou bem próximo aos encontrados para a mesma espécie em ERO e para a outra espécie em FOZ. Nas amostras de fígado, as amostras de pacu apresentaram menores valores nos dois locais, variando entre 0,17 e 0,36 mg kg⁻¹, em relação à tilápia-do-Nilo (0,72 em FOZ e 0,90 em ERO).

De acordo com Choudhary e Kumar (2024), mesmo com o aumento do uso industrial do Ba e sua maior liberação no ambiente, ainda existe uma escassez significativa de pesquisas abordando o comportamento geoquímico, a mobilidade e o destino desse elemento em ecossistemas terrestres e aquáticos.

Não há informações sobre os limites máximos permitidos de B e Ba nos tecidos de peixe (parte comestível) nas normas brasileiras. Portanto, os resultados do presente estudo não puderam ser comparados com a legislação para pescado.

5.5.5.2 Potássio (K), Magnésio (Mg) e Sódio (Na)

Os elementos K, Mg e Na são macrominerais que em sua forma iônica são eletrólitos importantes envolvidos na osmorregulação e no equilíbrio ácido-base dos peixes, que precisam manter a homeostase iônica e osmótica extracelular para o

funcionamento normal das atividades celulares e dos processos fisiológicos (Evans; Piermarini; Choe, 2005).

Em relação ao K, o músculo a tilápia-do-Nilo apresentou valores superiores em ambos os locais, com médias de 20.290,88 mg kg⁻¹ (ERO) e 19.273,16 mg kg⁻¹ (FOZ), enquanto o pacu registrou 17.346,43 mg kg⁻¹ (ERO) e 12.746,03 mg kg⁻¹ (FOZ). Já nas brânquias e no fígado, os valores de K entre espécies e entre locais de cultivo ficaram bem próximos. Nas brânquias a tilápia-do-Nilo apresentou 4.780,62 mg kg⁻¹ (ERO) e 5.205,42 mg kg⁻¹ (FOZ), e o pacu 6.014,18 mg kg⁻¹ (ERO) e 5.698,06 mg kg⁻¹ (FOZ). No fígado, o pacu apresentou 10.400,01 mg kg⁻¹ (ERO) e 9.653,21 mg kg⁻¹ (FOZ), enquanto a tilápia-do-Nilo 7.525,63 mg kg⁻¹ (ERO) e 7.608,30 mg kg⁻¹ (FOZ).

As diferenças observadas entre espécies, órgãos e locais podem ser interpretadas pelo processo da osmorregulação e da fisiologia dos peixes. O maior teor muscular de K na tilápia-do-Nilo pode estar ligado à sua capacidade de lidar com variações ambientais, sendo uma espécie altamente tolerante a alterações de condutividade e salinidade (Edwards; Marshall, 2012).

O Mg apresentou variações relevantes entre espécies, órgãos e localidades, refletindo diferenças fisiológicas e ambientais que influenciam a assimilação e distribuição desse mineral essencial. No músculo, as concentrações de Mg foram consistentemente maiores na tilápia-do-Nilo, tanto em ERO, com 1344,05 mg kg⁻¹, quanto em FOZ, com 1287,16 mg kg⁻¹ se comparado ao pacu, que apresentou os valores 1022,67 mg kg⁻¹ em ERO e 793,04 mg kg⁻¹ em FOZ.

Nas brânquias o padrão se inverteu, o pacu apresentou concentrações superiores às da tilápia-do-Nilo em ambas as localidades, com valores de 1663,85 mg kg⁻¹ (ERO) e 1391,38 mg kg⁻¹ (FOZ), enquanto a tilápia apresentou 703,58 mg kg⁻¹ (ERO) e 769,71 mg kg⁻¹ (FOZ), percebe-se que os valores foram muito semelhantes entre as mesmas espécies. No fígado, os valores foram menores em comparação aos demais tecidos, ao comparar as espécies e localidades, os valores foram bem semelhantes, ficando entre 460,79 mg kg⁻¹ (ERO) e 454,38 mg kg⁻¹ (FOZ) para o pacu e 392,33 mg kg⁻¹ (ERO) e 276,44 mg kg⁻¹ (FOZ) para tilápia-do-Nilo.

De modo geral, o Mg apresentou distribuição distinta entre os órgãos, em que as maiores concentrações foram encontradas nas brânquias, seguido por músculo e fígado. Sua presença nos órgãos estudados pode ser justificada por ser parte da

composição da ração, já que a dieta é principal fonte desse mineral para o crescimento e desenvolvimento dos peixes.

Segundo Lall e Kaushik (2021), o Mg é um mineral essencial envolvido em inúmeros processos metabólicos dos peixes, atuando como cofator de diversas enzimas, sendo fundamental para o crescimento, desenvolvimento ósseo e equilíbrio eletrolítico. Além da ingestão dietética, espécies de água doce podem absorver magnésio diretamente do ambiente por meio das brânquias, especialmente quando sua concentração na dieta é insuficiente.

Em relação ao Na, no músculo, a tilápia-do-Nilo apresentou valores substancialmente superiores aos do pacu nas duas localidades. Em ERO, os valores foram de 3149,45 mg kg⁻¹ para tilápia-do-Nilo e 1818,74 mg kg⁻¹ para pacu; em FOZ, de 3979,52 mg kg⁻¹ e 1830,28 mg kg⁻¹, respectivamente. Nas brânquias, órgão-chave para as trocas iônicas com o ambiente, os valores de Na ficaram bem próximos tanto para o pacu quanto para tilápia e nas localidades.

Em ERO, foram registrados 2999,49 mg kg⁻¹ (pacu) e 3248,53 mg kg⁻¹ (tilápia-do-Nilo), enquanto em FOZ os valores foram 3248,86 mg kg⁻¹ (pacu) e 3391,14 mg kg⁻¹ (tilápia-do-Nilo). No fígado, observou-se variação moderada, porém com destaque para tilápia-do-Nilo de ERO, que apresentou a maior concentração entre todas as análises, com valor médio de 3550,07 mg kg⁻¹. Em comparação, o pacu apresentou 2755,44 mg kg⁻¹. Em FOZ, os valores foram semelhantes entre as duas espécies: 2560,51 mg kg⁻¹ (pacu) e 2538,10 mg kg⁻¹ (tilápia-do-Nilo).

A distribuição geral observada para o Na nos órgãos dos peixes foi valores próximos entre brânquias e fígado e menores valores no músculo, com valores consistentemente maiores na tilápia-do-Nilo do que no pacu. Esses padrões refletem tanto mecanismos fisiológicos próprios da espécie quanto variações ambientais entre as localidades avaliadas, confirmando a importância do Na como elemento-chave na osmorregulação em peixes de água doce, pois participa diretamente da manutenção do equilíbrio osmótico e da função celular (Griffith, 2016).

As altas concentrações de K, Mg e Na encontradas nas brânquias pode ser justificada pela sua função. Nos peixes as brânquias realizam a maioria dos mecanismos de osmorregulação e é um órgão multifuncional que, além de promover as trocas gasosas aquáticas, desempenha papéis fundamentais na regulação osmótica e iônica, na regulação ácido-base e na excreção de resíduos nitrogenados (Evans; Piermarini; Choe, 2005).

Observou-se, de maneira geral, que no presente estudo as concentrações de K, Mg e Na apresentaram diferenças entre as duas espécies, locais de cultivo e órgãos, reforçando a natureza dinâmica da distribuição deste elemento nos peixes. Além disso, todas as amostras de tecidos analisados apresentaram concentrações elevadas desses elementos, que podem ter forte relação com a característica iônica natural da água, sendo controlado por processos de intemperismo, dissolução de minerais, e em ambientes antropizados, pelas atividades agrícolas e efluentes domésticos, e por meio da alimentação por ração.

As altas concentrações de K que foram encontradas em todas as amostras podem estar relacionadas a alimentação dos peixes ou fontes antrópicas. Sua principal fonte em espécies de peixes é a absorção pela alimentação, mas os peixes também podem absorver potássio da água de criação através das brânquias.

É um elemento acumulado pela biota aquática pois é um elemento nutricional essencial. Nas águas naturais o K é encontrado em baixas concentrações, uma vez que as rochas que o contém são resistentes ao intemperismo, porém os sais de potássio são amplamente usados na indústria e em fertilizantes, sendo importantes fontes provenientes do escoamento superficial de solos cultivados na agricultura e descargas de efluentes industriais (Presas-Basalo, 2022; CETESB, 2016).

O Mg desempenha um papel fisiológico essencial em muitas funções do organismo, como a síntese de proteínas, a replicação celular e o metabolismo energético. Também desempenha um papel importante na adaptação respiratória de peixes de água doce (Lall; Kaushik, 2021). Isso pode justificar a retenção desse elemento em alta concentração nos órgãos estudados, obtido possivelmente por meio da alimentação.

Já os altos valores de Na podem ser justificados pela composição alimentar fornecida aos peixes ou fonte antrópica. O Na é um elemento naturalmente abundante em águas naturais em diferentes proporções, em águas superficiais os níveis são bem baixos. Taxas elevadas de concentrações encontradas nos corpos hídricos podem ser associadas a lançamentos de esgotos domésticos e efluentes industriais (Dovidauskas *et al.*, 2017).

A presença desse mineral nas amostras é justificada pela sua importância no organismo, em que os peixes de água doce frequentemente perdem Na^+ por difusão para o meio, exigindo mecanismos de absorção ativa pelas brânquias ou pelo trato digestivo para repor o sódio perdido (Griffith, 2016).

5.5.5.3 Lítio (Li), Níquel (Ni), Titânio (Ti) e Vanádio (V)

O lítio (Li) emergiu como um poluente ambiental aquático significativo devido a atividades antropogênicas descontroladas, por meio de seu uso crescente em baterias de veículos elétricos, armazenamento de energia renovável e eletrônicos. Esse metálico pode entrar na cadeia alimentar e afetar os seres humanos (Yuan *et al.*, 2022; Ghribi *et al.*, 2025).

As concentrações de Li observadas revelam um padrão consistente de baixo acúmulo nos peixes avaliados. Nas amostras de músculo e fígado todos os valores permaneceram abaixo do limite de detecção, tanto para pacu quanto para tilápia-do-Nilo, nos dois ambientes estudados.

Nas brânquias, a maioria das amostras também apresentaram resultados abaixo do limite de detecção, as únicas detecções pontuais ocorreram em duas amostras de pacus, um em cada local de cultivo (0,22–0,27 mg kg⁻¹) e em uma amostra de tilápia-do-Nilo em FOZ (0,22 mg kg⁻¹). A comparação entre os locais demonstra que tanto ERO quanto FOZ exibem condições ambientais semelhantes para o Li, insuficientes para gerar diferenças ecológicas relevantes entre espécies ou tecidos.

Um estudo realizado por Ghribi *et al.* (2025) avaliou os potenciais efeitos tóxicos da exposição ao Li em concentrações de 5, 10 e 25 mg/L de Li durante 48 horas na tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*), em que como resultado, nessas concentrações, a exposição ao metal desencadeou estresse oxidativo no fígado, acompanhado por alterações bioquímicas significativas, refletindo a intensificação do dano oxidativo e da oxidação de proteínas.

Outro estudo realizado por Yuan *et al.* (2022) sobre a influência da suplementação dietética de Li em uma espécie de peixe (*Micropterus salmoides*), confirmou que houve impactos toxicológicos do excesso de lítio em concentrações maiores ou iguais que 87,08 mg kg⁻¹, que resultou em aumento de peso corporal, deposição de lipídios no fígado, estresse oxidativo e resposta inflamatória.

Não existem limites máximos estabelecidos para o Li na parte comestível de peixe nas normas brasileiras, portanto, não foi possível avaliar se os valores obtidos representam condições seguras aos animais de estudo. Entretanto, considerando as concentrações consideradas tóxicas dos estudos citados, os resultados indicam que

o Li está presente no ambiente aquático em níveis baixos, não representando risco de bioacumulação para as espécies avaliadas.

O níquel (Ni) é onipresente na biosfera e um componente comum das águas doces naturais e, quando presente em altas concentrações, torna-se tóxico para organismos aquáticos, sendo bioacumulativos e persistentes, podendo induzir estresse oxidativo e apoptose. Apesar de ser originado de fontes naturais, é muito utilizado na produção de equipamentos e materiais de construção. Os seres humanos obtêm níquel principalmente por meio de fontes alimentares naturais e da produção de alimentos, uma ingestão elevada pode resultar em câncer de pulmão e da cavidade nasal (Zheng, 2014; Novaes, 2018; Mannan, 2018).

Os resultados demonstraram que as concentrações de Ni variam de maneira expressiva entre os dois locais de cultivo avaliados. No músculo, os peixes provenientes de FOZ apresentaram níveis substancialmente mais elevados de Ni em comparação aos de ERO, no caso do pacu, os valores médios foram de 0,15 mg kg⁻¹ (ERO) e 0,28 mg kg⁻¹ (FOZ), enquanto na tilápia-do-Nilo essa diferença foi mais acentuada, 0,10 mg kg⁻¹ (ERO) e 0,36 mg kg⁻¹ (FOZ).

Nas brânquias, estrutura diretamente exposta ao ambiente aquático, observou-se que em ERO todas as amostras de pacu apresentaram valores <LD, enquanto nas de tilápia-do-Nilo mostrou detecções pontuais, resultando em média de 0,22 mg kg⁻¹. Já em FOZ, a presença de Ni nas brânquias foi esporádica, com apenas um pacu (0,25 mg kg⁻¹) e uma tilápia-do-Nilo (0,15 mg kg⁻¹) apresentando concentrações detectáveis.

No fígado observou-se diferenças relevantes entre espécies e locais, em que em ERO o pacu apresentou 0,11 mg kg⁻¹, valor inferior ao encontrado na tilápia-do-Nilo (0,49 mg kg⁻¹), e em FOZ, o pacu apresentou concentração semelhante a encontrada na Tilápia-do-Nilo (0,06 mg kg⁻¹ e 0,07 mg kg⁻¹, respectivamente).

Não há legislação brasileira para limites de Ni em pescado, porém os valores encontrados ficaram bem abaixo dos encontrados por Magna *et al.* (2021) que quantificou níveis de metais em músculo de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) cultivada em três fazendas na bacia do Volta, em Gana com concentrações médias de Ni entre 1,62 e 2,00 mg kg⁻¹, e próximos aos encontrados por Ju *et al.* (2017), que encontrou concentrações de Ni em tilápias na costa sudoeste de Taiwan que variaram

entre 0,27 e 2,28 mg kg⁻¹ em amostras de músculo e entre 0,27 e 2,05 mg kg⁻¹ em amostras de fígado de peso seco.

De maneira geral, o conjunto dos resultados evidenciou que FOZ apresentou maior acúmulo de Ni no músculo, o que pode refletir diferenças ambientais entre os reservatórios possivelmente associada à maior pressão antrópica regional. Nas brânquias, a baixa detecção sugere menor disponibilidade imediata do metal na água durante o período de amostragem.

Já os dados do fígado demonstram padrões distintos de concentração entre espécies e locais. Ao comparar com estudos realizados para o Ni, as concentrações encontradas ficaram dentro do esperado, não indicando risco de contaminação para os peixes avaliados.

Classificado como um contaminante emergente, o titânio (Ti), utilizado principalmente como nanopartículas de dióxido de titânio, teve seu uso drasticamente ampliado nas últimas décadas, integrando a composição de diversos produtos (de cosméticos a fotocatalisadores e fármacos).

Consequentemente, apesar dos mecanismos de ação ainda não estarem totalmente claros, a evidência de bioacumulação, biomagnificação e transferência trófica efetivas em plantas aquáticas e peixes indica que este contaminante pode oferecer riscos significativos ao meio ambiente e à saúde humana, exigindo atenção da saúde pública (Hauser-Davis *et al.*, 2020).

O músculo, tecido de maior interesse comercial e de consumo humano, apresentou as menores concentrações de Ti, variando de 0,12 e 0,26 mg kg⁻¹ (pacu ERO e FOZ, respectivamente) a 0,37 e 0,51 mg kg⁻¹ (tilápia-do-Nilo ERO e FOZ, respectivamente). O tecido branquial apresentou as maiores concentrações de Ti, caracterizando-se como o principal órgão de retenção, com valores variando de 1,17 e 2,76 mg kg⁻¹ (pacu ERO e FOZ, respectivamente) a 0,64 e 1,49 mg kg⁻¹ (tilápia-do-Nilo FOZ e ERO, respectivamente).

Nas amostras compostas de fígado, os valores foram semelhantes entre as duas espécies por local de cultivo, em que ERO apresentou concentrações de 0,22 mg kg⁻¹ (tilápia-do-Nilo) e 0,29 mg kg⁻¹ (pacu) e em FOZ sem detecção na tilápia-do-Nilo e 0,07 mg kg⁻¹ no pacu.

Não existem limites estabelecidos na legislação brasileira para a concentração de Ti em peixes, e estudos sobre a presença desse elemento e seus efeitos em organismos aquáticos são escassos. Dessa forma, não foi possível realizar

comparações dos dados obtidos para avaliar a ocorrência de contaminação nos locais estudados.

O vanádio (V) é um elemento tóxico cuja concentração em ambientes de água doce tem aumentado, com risco potencial aos organismos aquáticos. Esse metal encontra-se amplamente distribuído na natureza, ocorrendo em diferentes tipos de minerais, carvão e petróleo e as principais fontes antropogênicas estão associadas à produção, ao processamento e ao descarte desses materiais.

Sua presença generalizada na natureza somada ao uso intensivo em diversos processos industriais tem contribuído para a elevação de seus níveis no meio ambiente. Diante desse cenário, torna-se relevante compreender os efeitos do V no ambiente aquático, destino predominante dos efluentes industriais (Beine; Dahms-Verster; Greenfield, 2022; Gravenmier; Johnston; Arnold, 2005; Chakraborty, 1998).

No músculo, houve somente uma amostra de pacu de ERO que não ficou abaixo do limite de detecção, apresentando valor de $0,16 \text{ mg kg}^{-1}$, bem semelhante ao valor médio encontrado para a tilápia-do-Nilo do mesmo local ($0,21 \text{ mg kg}^{-1}$), já em FOZ os valores de V também ficaram próximos ao comparar pacu com tilápia-do-Nilo ($0,41$ e $0,43 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente).

Os valores foram consistentemente maiores em indivíduos oriundos de FOZ em relação à ERO, o que sugere maior biodisponibilidade ou exposição contínua de V na coluna d'água em FOZ. Nas brânquias, a espécie tilápia-do-Nilo em ERO apresentou concentração média de $1,17 \text{ mg kg}^{-1}$, cerca de sete vezes maior que o valor do pacu no mesmo local ($0,16 \text{ mg kg}^{-1}$), já em FOZ não houve a mesma diferença ao comparar as duas espécies, em que o pacu apresentou valor médio de $0,42 \text{ mg kg}^{-1}$ e a tilápia-do-Nilo $0,45 \text{ mg kg}^{-1}$.

No fígado, houve uma discrepância entre as médias encontradas, por espécie e local de cultivo, em que para pacu os valores foram de $0,88 \text{ mg kg}^{-1}$ (ERO) e $0,70 \text{ mg kg}^{-1}$ (FOZ) e para tilápia-do-Nilo $4,29 \text{ mg kg}^{-1}$ (ERO) e $0,29 \text{ mg kg}^{-1}$ (FOZ). Por fim, a diferença marcante entre locais, espécies e órgãos ressalta que fatores como qualidade da água, sedimentos, densidade de peixes e metabolismo específico da espécie podem influenciar a concentração de V.

Kumar *et al.* (2023) realizaram um estudo de monitoramento de metais na carpa rohu (*Labeo rohita*) no sítio Ramsar na Índia e encontraram as seguintes faixas de concentrações de V: $0,06$ a $0,27 \text{ mg kg}^{-1}$ nos músculos, $0,06$ a $0,13 \text{ mg kg}^{-1}$ nas

brânquias e 0,05 a 0,15 mg kg⁻¹ no nos fígados, valores consideravelmente inferiores aos encontrados no presente estudo.

Não há, na legislação vigente, limites estabelecidos para V em pescado. Contudo, os menores valores observados no sítio Ramsar, uma área ecologicamente vulnerável, cujo corpo d'água natural utilizado na aquicultura recebe aporte de efluentes e resíduos tóxicos provenientes dos canais de esgoto urbanos, ressaltam a importância de identificar e avaliar potenciais fontes de contaminação de V nos dois locais de cultivo dos tanques-redes estudados.

Ademais, segundo o Institute of Medicine (2001), para adultos o Limite Superior de Ingestão Tolerável é de 1,8 mg de V por dia. Com base nas concentrações no músculo dos peixes cultivados nos sistemas de tanques-rede de estudados, calculou-se que o limite máximo de consumo é de 11,25 kg para pacu e 8,57 kg para a tilápia-do-Nilo de ERO e de 4,39 kg para pacu e 4,19 kg para a tilápia-do-Nilo de FOZ por dia, quantidades que permanecem muito superiores a qualquer padrão alimentar real de ingestão de pescado pela população.

Os resultados indicam que o risco à saúde devido à ingestão de V pelo consumo dos peixes cultivados nos dois municípios é baixo, o que demonstra que o V não constitui um elemento crítico na avaliação de risco deste sistema de produção aquícola.

Embora a presença de V exija atenção quanto a possíveis fontes de contaminação nos ambientes aquáticos, a avaliação do risco à saúde humana indica que as concentrações nos peixes permanecem dentro de limites seguros.

5.5.5.4 Cobalto (Co), Mn (Manganês) e Mo (Molibdênio)

O cobalto (Co) é descrito como essencial para a saúde humana, pois desempenha um papel importante na síntese da vitamina B12. No entanto, uma alta concentração de Co pode ser prejudicial aos seres humanos, pois pode causar policitemia, anemia e insuficiência cardíaca congestiva. Os processos de mineração e fundição de minérios contendo Co, a queima de combustíveis fósseis e o uso de fertilizantes fosfatados contendo Co são as principais fontes antropogênicas de contaminação ambiental (Linna *et al.*, 2004; Makwinja; Geremew, 2020).

As concentrações de Co nos músculos dos peixes apresentaram valores médios muito semelhantes entre o pacu e a tilápia-do-Nilo em ERO (0,07 mg kg⁻¹ e 0,08 mg kg⁻¹, em FOZ apenas uma amostra de cada espécie apresentou concentração de 0,03 mg kg⁻¹.

Nas brânquias, não houve muita diferença dos valores observados no músculo, em que em ERO as médias foram de 0,12 mg kg⁻¹ para o pacu e 0,20 mg kg⁻¹ para a tilápia-do-Nilo e em FOZ, 0,11 mg kg⁻¹ no pacu e 0,09 mg kg⁻¹ na tilápia-do-Nilo. Já em relação ao fígado foram encontradas as maiores concentrações de Co entre todos os tecidos avaliados, os pacus de ambos os tanques-redes e a tilápia-do-Nilo de FOZ apresentaram médias bem semelhantes, variando de 0,22 mg kg⁻¹ a 0,29 mg kg⁻¹, porém a tilápia-do-Nilo de ERO apresentou um valor consideravelmente superior (0,96 mg kg⁻¹), três vezes maior que nos demais peixes.

A comparação entre os dois municípios revela que, de modo geral, ERO apresentou valores ligeiramente superiores de Co, especialmente no fígado da tilápia-do-Nilo, sugerindo maior influência de fontes antrópicas locais para esse metal, como efluentes urbanos, atividades agrícolas e aporte de matéria orgânica associado ao tanques-rede. Em contrapartida, em FOZ, os valores foram mais homogêneos e frequentemente abaixo do LD no músculo, indicando menor biodisponibilidade ambiental do metal.

Segundo Makwinja e Geremew (2020), a ingestão média diária de Co recomendada para a regulação eficaz da pressão arterial e o bom funcionamento da tireoide varia de 0,3 a 1,77 mg kg⁻¹. Mesmo utilizando o maior valor de Co encontrado no músculo dos peixes do presente estudo (0,08 mg kg⁻¹), um adulto precisaria consumir uma quantidade fisicamente impossível, o que demonstra que os níveis de Co encontrados no músculo dos peixes nos dois locais de cultivo não representam risco toxicológico ao consumo humano.

Já em relação a dieta e toxicidade para os peixes, Rai, Ullah e Haider (2015) realizaram um estudo de concentrações letais de Co na tilápia-do-Nilo e observaram que a suplementação de Co na dieta deve ser feita com cautela, já que a concentração letal (CL50 de 96 horas) foi 96,14 mg L⁻¹. As concentrações encontradas em todos os órgãos no presente estudo foram bem menores, o que sugere que não apresenta risco aos peixes estudados.

Não há atualmente limite máximo estabelecido para Co em pescado na legislação brasileira, o que dificulta a avaliação normativa direta. Ainda assim, a

predominância de valores baixos no músculo reforça a segurança do consumo do pescado quanto à exposição ao Co. Esses resultados indicam que, sob o ponto de vista alimentar, a ingestão de cobalto por meio do consumo desses peixes não representa risco toxicológico relevante, especialmente considerando que o músculo é o principal tecido consumido.

O manganês (Mn) é um dos elementos mais abundantes na crosta terrestre e está amplamente distribuído em solos, sedimentos, rochas, água e materiais biológicos. As principais fontes de poluição ambiental antropogênica surgem na fabricação de ligas metálicas, aço e produtos de ferro. Outras fontes incluem operações de mineração, a produção e o uso de fertilizantes e fungicidas, e a produção de óxido de manganês sintético e baterias secas (WHO, 1981).

Esse elemento desempenha papel fundamental tanto nos sistemas ambientais quanto nos organismos biológicos, exercendo influência desde os solos até a saúde humana. Seu ciclo ambiental, regulado por processos naturais e pela atividade microbiana, controla sua disponibilidade no solo e na água, com reflexos diretos sobre a produtividade agrícola. Contudo, o equilíbrio de suas concentrações é essencial, uma vez que tanto a deficiência quanto a toxicidade podem acarretar consequências relevantes. Em seres humanos, o Mn é indispensável para diversos processos fisiológicos, entretanto, a exposição excessiva, especialmente em ambientes ocupacionais, pode desencadear distúrbios neurológicos e doenças neurodegenerativas (Obeng *et al.*, 2024).

O Mn apresentou comportamento distinto entre os tecidos analisados, as espécies estudadas e os locais de cultivo, evidenciando padrões diferenciados de distribuição e concentração nos peixes provenientes de ERO e FOZ. No tecido muscular as concentrações médias de Mn foram semelhantes em todas as amostras, com valores de 0,30 mg kg⁻¹ para o pacu e 0,31 mg kg⁻¹ para a tilápia em ERO e de 0,23 mg kg⁻¹ no pacu a 0,35 mg kg⁻¹ na tilápia-do-Nilo de FOZ.

Já as brânquias apresentaram concentrações significativamente superiores às observadas no músculo, e as maiores entre os três órgãos. Em ERO, as concentrações médias de Mn nas brânquias foram de 5,63 mg kg⁻¹ no pacu e 11,06 mg kg⁻¹ na tilápia-do-Nilo, sendo este o maior valor médio registrado no estudo, e em FOZ os valores médios foram de 4,84 mg kg⁻¹ para o pacu e 3,43 mg kg⁻¹ para a tilápia-Nilo. O fígado, por sua vez, apresentou concentrações intermediárias de Mn em relação às brânquias e ao músculo. Em ERO, foram observados valores de 2,62

mg kg⁻¹ no pacu e 5,37 mg kg⁻¹ na tilápia-do-Nilo e em FOZ as concentrações de Mn foram de 1,46 mg kg⁻¹ no pacu e 1,45 mg kg⁻¹ na tilápia-do-Nilo.

Em relação aos locais de cultivo, observou-se que ERO apresentou as maiores concentrações de Mn nas brânquias, especialmente para a tilápia-do-Nilo, o que pode estar associado a características geoquímicas locais, à ressuspensão de sedimentos e à contribuição de atividades antrópicas, como o escoamento agrícola. Em FOZ, por sua vez, as concentrações foram inferiores e mais uniformes, sugerindo menor disponibilidade ambiental do manganês dissolvido na água.

Os resultados demonstram que a retenção de Mn ocorreu preferencialmente nas brânquias, em razão da exposição direta desse tecido à coluna d'água e que o Mn possui baixa tendência de acumulação no músculo, tecido de maior importância para o consumo humano.

Weiss (2018) realizou um estudo de bioacumulação de Mn em tilápias-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) no mesmo local de tanques-rede em Entre Rios do Oeste-PR (ERO) e foram encontradas concentrações na faixa de 0,33 a 18,5 mg kg⁻¹ no músculo, 7,00 a 15,5 mg kg⁻¹ nas brânquias e 1,83 a 13,5 mg kg⁻¹ no fígado. O estudo de Magna *et al.* (2021) quantificou a concentração de Mn em músculo de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) cultivada em três fazendas na bacia do Volta, em Gana, e os valores encontrados ficaram entre 0,77 e 3,41 mg kg⁻¹. Os valores do presente estudo ficaram próximos às concentrações mínimas encontradas por Weiss (2018) e bem menores que as encontradas por Magna *et al.* (2021), tanto para pacu como para a tilápia-do-Nilo, nos dois ambientes estudados.

Segundo a European Food Safety Authority (EFSA, 2023), o nível seguro de ingestão de Mn de 8 mg/dia foi estabelecido para adultos com idade ≥ 18 anos (incluindo gestantes e lactantes) e variou entre 2 e 7 mg/dia para outros grupos populacionais.

Considerando o nível seguro de ingestão para adultos, a quantidade máxima de peixe que poderia ser consumida, com base nos valores observados no músculo, variou de aproximadamente 22,9 a 34,8 kg de pescado por dia, sendo o menor valor associado à tilápia-do-Nilo e o maior ao pacu, ambos de FOZ. Para outros grupos populacionais a quantidade segura de consumo variou de 5,7 a 20,0 kg de peixe por dia.

Embora não haja atualmente legislação brasileira que estabeleça limites de Mn em pescado, a análise comparativa entre os valores de consumo ideal e as

concentrações verificadas nas amostras de peixes, confrontada com o consumo real, sugere uma improbabilidade de toxicidade. Dessa forma, as concentrações de Mn no músculo dos peixes analisados não representam risco à saúde humana.

O molibdênio (Mo) é um componente comum em corpos d'água proveniente de erosão e intemperismo de minérios, e a carga antropogênica em ambientes aquáticos e terrestres ocorre por meio da mineração, moagem e fundição de Mo, combustão de combustíveis fósseis, refino de petróleo, produção de óleo de xisto e fertilizantes contendo com esse metal em sua composição (Ricketts; Bates; Reid, 2015).

No músculo, as concentrações de Mo encontradas tanto em pacu quanto em tilápia-do-Nilo nos dois locais de cultivo foram bem semelhantes (0,02 a 0,07 mg kg⁻¹). Nas brânquias, observou-se um aumento relativo das concentrações (0,08–0,17 mg kg⁻¹) e pouca diferença entre espécies e tanques-redes. Já no fígado, as concentrações foram notavelmente maiores, apresentando valores próximos entre pacu e tilápia-do-Nilo de ERO (1,31 e 1,36 mg kg⁻¹, respectivamente), no pacu de FOZ foi o maior valor encontrado, tanto entre as amostras de fígado como em comparativo aos outros órgãos (1,64 mg kg⁻¹), e a tilápia-do-Nilo com apresentou a menor concentração (0,85 mg kg⁻¹) entre as amostras de fígado.

Ambas as espécies demonstraram distribuições semelhantes de Mo nos órgãos (fígado > brânquias > músculo), mesmo resultado encontrado por Regoli *et al.* (2012), que realizaram um estudo laboratorial com a exposição de trutas arco-íris adultas (*Oncorhynchus mykiss*) a concentrações de Mo.

Como resultado, o tecido muscular dos peixes apresentou consistentemente valores baixos, que variou de <0,2 a 0,35 mg kg⁻¹, concentrações semelhantes encontradas no pacu e na tilápia-do-Nilo de ERO e FOZ. Eles concluíram que, independentemente de os peixes terem sido expostos a altas ou baixas concentrações desse elemento, os valores encontrados foram próximos, o que demonstra que o Mo não se acumula nos músculos. O fígado, as brânquias e os rins foram os órgãos que apresentaram os maiores níveis de acúmulo de Mo.

O estudo de Regoli *et al.* (2012) ainda traz que os dados obtidos indicaram que a bioconcentração de Mo ao longo da cadeia alimentar é insignificante, que embora haja um aumento na concentração corporal total com o aumento da exposição, as concentrações no corpo inteiro geralmente permaneceram abaixo de 1 mg kg⁻¹ de Mo de peso seco, valor semelhante ao encontrado nas amostras de fígado, órgão com maior concentração das duas espécies de ERO e FOZ.

Por fim, mesmo não existindo limite máximo permitido na legislação brasileira para Mo em pescado, por meio de comparação com dados de literatura os resultados indicam que o músculo, principal tecido de consumo humano, apresenta concentrações de Mo baixas e que de maneira geral não há concentrações preocupantes nas amostras de peixe analisadas.

5.5.5.5 Cobre (Cu), Ferro (Fe) e Zinco (Zn)

O cobre (Cu) é um elemento químico de ocorrência natural na crosta terrestre, amplamente distribuído nas rochas e concentrado em depósitos minerais e considerado um metal de transição. Em ambientes aquáticos naturais, as concentrações de cobre na água são geralmente baixas, devido a adsorção de minerais de argila, óxidos de ferro e resíduos orgânicos.

As fontes antrópicas de Cu mais importantes incluem a emissão pelas atividades de mineração e fundição, pela queima de carvão como fonte de energia e pelos incineradores de resíduos municipais. Outras fontes de menor importância incluem seu uso como agente antiaderente em pinturas, na agricultura pelo uso em fertilizantes, algicidas e suplementos alimentares (Oliveira, 2007).

No músculo, as concentrações médias de Cu variaram entre 0,22 mg kg⁻¹ no pacu de FOZ a 2,11 mg kg⁻¹ no pacu de ERO e entre 0,39 mg kg⁻¹ em ERO a 0,65 mg kg⁻¹ em FOZ na tilápia-do-Nilo, indicando discreta variação espacial e interespecífica. Nas brânquias as concentrações de Cu foram mais elevadas quando comparadas ao músculo e com valores próximos entre mesma espécie, com médias de 1,97 mg kg⁻¹ para o pacu de ERO e 1,68 mg kg⁻¹ para o pacu de FOZ e de 2,36 mg kg⁻¹ para a tilápia-do-Nilo de ERO e 2,40 mg kg⁻¹ para a tilápia-do-Nilo de FOZ.

As maiores concentrações de Cu foram registradas no fígado, em que o pacu de ERO apresentou a menor concentração de 65,11 mg kg⁻¹ e o pacu de FOZ 139,38 mg kg⁻¹, enquanto a tilápia-do-Nilo apresentou valor significativamente superior, com concentrações de 242,09 mg kg⁻¹ (ERO) e 294,30 mg kg⁻¹ (FOZ).

As concentrações de Cu determinadas nas amostras de músculo, brânquias e fígado dos peixes cultivados em tanques-rede de ERO e FOZ evidenciaram um padrão claro de distribuição tecidual, com maiores concentrações no fígado, seguidas pelas brânquias e, por fim, pelo músculo, o mesmo padrão de distribuição de Cu nos

tecidos de *Oreochromis niloticus* foi encontrado também por Carvalho (2009) em um teste de toxicidade do sulfato de cobre.

Weiss (2018), ao avaliar a bioacumulação de Cu em tilápias-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) cultivadas em tanques-rede no município de Entre Rios do Oeste-PR (ERO), registrou concentrações variando de 1,5 a 11,8 mg kg⁻¹ no músculo, 6,17 a 10,50 mg kg⁻¹ nas brânquias e 325,34 a 649,67 mg kg⁻¹ no fígado.

Os resultados obtidos no presente estudo apresentaram valores semelhantes às concentrações mínimas observadas no músculo (exceto para o pacu de ERO, cuja concentração de 2,11 mg kg⁻¹ situou-se dentro da faixa relatada). Já os valores registrados para brânquias e fígado do pacu e da tilápia-do-Nilo nos dois ambientes avaliados foram inferiores aos menores valores encontrados para os mesmos órgãos da tilápia-do-Nilo pelo autor.

Não existem, na legislação brasileira, limites estabelecidos para concentrações de Cu em pescado, entretanto, as concentrações obtidas podem ser comparadas aos valores de ingestão recomendados para avaliação do potencial risco à saúde humana. De acordo com o Institute of Medicine (2001), a ingestão dietética recomendada de cobre para adultos é de 0,90 mg/dia, valor estabelecido com base na necessidade de manter reservas corporais suficientes e evitar sinais clínicos de deficiência, e o Limite Superior de Ingestão Tolerável (LSIT) para adultos é 10 mg/dia, um valor baseado na proteção contra danos hepáticos como o principal efeito adverso.

Os valores médios de Cu observados nas amostras de pescado variaram entre 0,22 e 2,11 mg/kg, considerando as duas espécies e os dois locais de cultivo avaliados. Com base nesses valores, verificou-se que um adulto poderia consumir aproximadamente 0,43 kg/dia do pacu e 2,30 kg/dia da tilápia-do-Nilo de ERO e 4,09 kg/dia do pacu e 1,38 kg/dia da tilápia-do-Nilo de FOZ.

Em relação ao LSIT, os valores calculados foram ainda mais elevados, variando entre 4,73 e 45,45 kg/dia, indicando ampla margem de segurança. Esses resultados demonstram que as concentrações de Cu encontradas estão muito abaixo dos níveis capazes de representar risco toxicológico à saúde humana, mesmo considerando cenários de consumo elevado de pescado.

Assim, os baixos teores de Cu observados no músculo indicam que, nas condições avaliadas, o consumo do pescado não representa risco imediato à saúde humana. Esses achados reforçam que o músculo não atua como principal

compartimento de acúmulo desse elemento, o que é favorável do ponto de vista da segurança alimentar, já que esse tecido corresponde à fração comestível do peixe.

As fontes de minerais de ferro (Fe) em ambientes aquáticos são diversas e incluem tanto processos naturais quanto influências antrópicas. Entre as fontes naturais, os depósitos minerais presentes na crosta terrestre representam o principal reservatório, sendo continuamente mobilizados por processos de intemperismo e erosão, que liberam Fe para as águas superficiais e subterrâneas. Já as principais fontes antropogênicas de Fe incluem atividades industriais, processos de mineração, descargas de esgotos domésticos e o uso de fertilizantes agrícolas, que podem intensificar sua entrada no ambiente aquático (Chen, 2025; Santos, 2018).

Os teores de Fe apresentaram comportamento marcado por variação entre órgãos, espécies e locais. No músculo, verificou-se maior concentração média no pacu de ERO (30,87 mg kg⁻¹) em relação à tilápia-do-Nilo do mesmo local (23,42 mg kg⁻¹), enquanto em FOZ a tilápia-do-Nilo mostrou maior acúmulo (26,07 mg kg⁻¹) do que o pacu (13,24 mg kg⁻¹).

Nas brânquias, órgão diretamente exposto à água, o pacu acumulou sistematicamente mais Fe que a tilápia-do-Nilo em ambos os locais, apresentando em ERO 235,48 mg kg⁻¹ e o pacu 99,75 mg kg⁻¹ e em FOZ, com concentração de 199,70 e o pacu 110,05 mg kg⁻¹, sugerindo maior captação ou retenção nesse órgão para essa espécie. No fígado, o acúmulo foi muito superior ao observado em músculo e brânquias e os resultados foram bem próximos (com exceção da tilápia-do-Nilo de FOZ com concentração de 461,21 mg kg⁻¹), tanto em comparação entre as duas espécies como nos dois locais, em ERO o valor para pacu foi 1.619,46 mg kg⁻¹ e para tilápia-do-Nilo 1.836,02 mg kg⁻¹ e em FOZ o pacu apresentou concentração de 1.940,43 mg kg⁻¹.

De maneira geral evidenciou-se que, além de diferenças entre espécies, existem variações locais importantes, como por exemplo a tilápia com fígado mais rico em Fe em ERO, além de diferenças entre os órgãos, com o fígado apresentando maior valor, seguido pelas brânquias e o músculo. Essas discrepâncias podem refletir fatores ambientais como concentração dissolvida e particulada de Fe, características hidrodinâmicas, diferenças tróficas entre as espécies, além de possíveis fontes antrópicas locais.

Os valores encontrados nas brânquias e no fígado para as duas espécies e nos dois locais de cultivo ficaram abaixo dos encontrados por Weiss (2018) em um estudo de bioacumulação de Fe em tilápias-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) no mesmo local de tanques-rede em Entre Rios do Oeste-PR (ERO) em que as concentrações foram na faixa de 292,00 a 324,44 mg kg⁻¹ nas brânquias e 345,50 a 428,67 mg kg⁻¹ no fígado.

Para o músculo, os valores também foram inferiores aos encontrados no mesmo estudo de Weiss (2018), que encontrou valores entre 37,33 e 70,20 mg kg⁻¹, e por Magna *et al.* (2021), que quantificou a concentração de Fe em músculo de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) e os valores encontrados ficaram entre 37,28 e 50,11 mg kg⁻¹.

Do ponto de vista nutricional, os peixes avaliados demonstram potencial relevante como fonte dietética de Fe. De acordo com o Institute of Medicine (2001), a ingestão dietética mediana de Fe é de aproximadamente 16 a 18 mg/dia para homens e 12 mg/dia para mulheres e o Limite Superior de Ingestão Tolerável (LSIT) para adultos é 45 mg/dia, um nível baseado no desconforto gastrointestinal como efeito adverso.

Considerando essas recomendações, porções entre 390 e 770 g dos peixes de ERO seriam suficientes para suprir completamente as necessidades diárias desse micronutriente, enquanto quantidades próximas de 1 kg seriam necessárias no caso do pacu de FOZ. Ainda assim, mesmo as concentrações mais elevadas não oferecem risco toxicológico, visto que seriam necessários consumos superiores a 1,46 kg do pacu e 1,92 kg da tilápia-do-Nilo de ERO e a 3,40 kg do pacu e 1,7 kg da tilápia-do-Nilo de FOZ para ultrapassar o LSIT.

Não existe na legislação brasileira padrões para concentrações de Fe em pescado, entretanto, os resultados indicam que as diferenças observadas entre os peixes estão associadas principalmente às características ambientais e não representam risco à saúde humana, reforçando a relevância dos peixes produzidos na região como fonte segura e eficaz de Fe na dieta.

Embora o zinco (Zn) seja um oligoelemento essencial para os organismos, sua presença em concentrações elevadas pode gerar efeitos ecotoxicológicos significativos. Como fontes de contaminação em águas superficiais, há contribuições geológicas que influenciam os níveis desse metal, incluindo a lixiviação de solos. Já como fontes antrópicas pode-se citar lançamento de efluentes, ração animal, lodo de

esgoto e fertilizantes minerais e orgânicos, que após a aplicação desses compostos em solos agrícolas pode entrar no sistema aquático por meio do escoamento superficial (Fuchs *et al.*, 2002; Hüffmeyer; Klasmeier; Matthies, 2009).

No município de ERO, os valores médios de Zn no músculo do pacu ficaram em 17,09 mg kg⁻¹, enquanto na tilápia-do-Nilo a média foi semelhante, 16,61 mg kg⁻¹, em FOZ o pacu apresentou média de 11,56 mg kg⁻¹, enquanto as tilápias-do-Nilo mostraram um valor substancialmente maior, 19,03 mg kg⁻¹.

Nas brânquias os valores médios de Zn foram superiores aos do músculo, confirmando o papel das brânquias na absorção direta de metais da água, em ERO, os pacus apresentaram média de 45,40 mg kg⁻¹ e a tilápia-do-Nilo 37,70 mg kg⁻¹, em FOZ as médias foram 40,67 mg kg⁻¹ para pacu e 43,24 mg kg⁻¹ para tilápia-do-Nilo, nesse órgão não houve diferença relevantes entre as espécies e os locais de cultivo.

No fígado as concentrações de Zn foram significativamente maiores nos pacus (121,48 mg kg⁻¹ ERO e 182,48 mg kg⁻¹ FOZ) do que nas tilápias-do-Nilo (47,89 mg kg⁻¹ ERO e 35,03 mg kg⁻¹ FOZ) nos dois tanques-rede, essa diferença acentuada entre espécies indica que o pacu possui maior capacidade de armazenamento hepático de Zn, possivelmente devido a diferenças na fisiologia hepática, metabolismo de metais e rotas de excreção.

Weiss (2018) estudou concentrações de Zn em tilápias-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) no mesmo local de tanques-rede de ERO, os valores encontrados foram na faixa de 17,33 a 131,17 mg kg⁻¹ no músculo, 79,17 a 142,33 mg kg⁻¹ nas brânquias e 68,83 a 325,67 mg kg⁻¹ no fígado. Os valores do presente estudo tanto para pacu como para a tilápia-do-Nilo nos dois ambientes estudados ficaram próximos ao limite inferior para músculo e abaixo das concentrações mínimas para brânquias e fígado, com exceção dos valores de fígado dos pacus de ERO e FOZ, que ficaram dentro da faixa encontrada pelo autor.

A ingestão diária recomendada para adultos (RDA) de Zn é de 8 mg/dia para mulheres e 11 mg/dia para homens. O Limite Superior de Ingestão Tolerável (LSIT) para adultos é de 40 mg/dia, um valor baseado na redução da atividade da superóxido dismutase de cobre-zinco nos eritrócitos (Institute of Medicine, 2001). Considerando os valores médios de Zn de músculo de pacu e tilápia-do-Nilo dos dois cultivos, uma porção de 100 g de peixe fornece entre aproximadamente 14% e 24% da RDA, dependendo da espécie e do local de cultivo.

Em termos de segurança, o consumo de 100 g de peixe corresponde a apenas 2 a 5% do LSIT, e mesmo uma porção de 200 g permaneceria muito abaixo do limite máximo tolerável. Para atingir o LSIT, um adulto precisaria consumir acima de 2,10 kg para o pacu e 3,46 kg para a tilápia-do-Nilo de ERO e acima de 2,34 kg para o pacu e 2,41 kg para a tilápia-do-Nilo de FOZ de músculo/dia, valores muito superiores ao consumo habitual. Esses dados demonstram que o consumo regular de pacu e tilápia-do-Nilo cultivados nos tanques-rede fornece uma quantidade significativa de Zn para atender às necessidades nutricionais, sem risco de ingestão excessiva.

5.5.5.6 Cádmio (Cd), Cromo (Cr) e Chumbo (Pb)

Segundo a ANVISA (Brasil, 2019), o cádmio (Cd) é um elemento não essencial sem função biológica e é considerado tóxico mesmo em baixas concentrações. Em geral, é assimilado mais rapidamente a partir dos alimentos em habitats de água doce. Entre as principais fontes antrópicas desse metal destacam-se minas e resíduos de fundição e fertilizantes comerciais derivados de fosfatos, que contribuem diretamente para o aumento dos teores de Cd no solo e nos sedimentos.

No Brasil, os solos naturalmente apresentam baixos teores de Cd, assim, os incrementos desse metal nos alimentos estão associados principalmente ao uso de fertilizantes e ao cultivo ou extração de alimentos em áreas contaminadas por processos industriais.

Os resultados mostram concentrações de Cd tipicamente baixas nos tecidos avaliados. No músculo, as concentrações por indivíduo em amostras de ERO para pacu variaram entre 0,01 e 0,04 mg kg⁻¹, com exceção da amostra EP1M que apresentou um valor bem maior de 0,25 mg kg⁻¹ (aumentando a média para 0,07 mg kg⁻¹), enquanto a tilápia-do-Nilo apresentou média de 0,03 mg kg⁻¹.

Em FOZ, as concentrações das amostras de tecido muscular para ambas as espécies ficaram abaixo do limite de detecção (<LD). Nas brânquias, as concentrações médias para as duas espécies e nos dois tanques-redes os pacus variaram entre 0,01 e 0,03 mg kg⁻¹. O fígado apresentou as maiores concentrações médias, em ERO os valores foram 0,02 mg kg⁻¹ para pacu e 0,13 mg kg⁻¹ para a tilápia-do-Nilo e em FOZ 0,13 mg kg⁻¹ para o pacu e 0,03 mg kg⁻¹ para a tilápia-do-Nilo.

Alves (2018) determinou concentrações de Cd em sedimentos nas regiões de criação de tanques-rede em ERO e Foz do Iguaçu, os mesmos ambientes de onde foram coletadas as amostras de peixe deste estudo. Nos sedimentos, as concentrações variaram de 0,12 a 2,27 mg kg⁻¹ em ERO e de 0,22 a 2,40 mg kg⁻¹ em FOZ, ultrapassando os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 454/2012 (Brasil, 2012).

Em contraste, as concentrações de Cd nos órgãos dos peixes avaliados foram significativamente inferiores às observadas nos sedimentos, sugerindo que o sedimento atua como um compartimento de retenção desse contaminante e pode constituir uma das principais fontes de exposição para os organismos aquáticos.

Os valores de Cd obtidos neste estudo foram substancialmente inferiores aos reportados por Weiss (2018) para tilápias-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) criadas no mesmo sistema de tanques-rede em Entre Rios do Oeste-PR (ERO). O autor encontrou concentrações que variaram de ND a 0,92 mg kg⁻¹ no músculo, de 0,67 a 2,17 mg kg⁻¹ nas brânquias e de ND a 13,5 mg kg⁻¹ no fígado.

Tendo em vista a longa meia-vida do Cd, a ingestão diária nos alimentos tem um efeito pequeno ou mesmo insignificante na exposição total. Para avaliar os riscos à saúde a curto ou longo prazo devido à exposição ao cádmio, a ingestão alimentar deve ser avaliada ao longo de meses.

O JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) estabeleceu, em 2010, a Ingestão Mensal Tolerável Provisória (PTMI) de 25 µg kg⁻¹ (0,025 mg kg⁻¹) de peso corporal, em que possíveis efeitos adversos e doses de segurança são a diminuição da absorção de cálcio, aumento da excreção no trato digestório, favorecendo osteoporose e a osteomalácia, anemia ferropriva em decorrência da competição com o ferro, câncer de pulmão e próstata, entre outros efeitos (Brasil, 2019; Codex Alimentarius Commission, 1995).

Considerando os valores médios nos músculos do pacu e da tilápia-do-Nilo de ERO (0,07 e 0,03 mg kg⁻¹, respectivamente), a quantidade máxima de músculo que poderia ser consumida por um adulto de 70 kg sem ultrapassar a PTMI seria de aproximadamente 25 kg/mês para o pacu e 58 kg/mês para a tilápia-do-Nilo, evidenciando que o consumo típico de peixe é amplamente seguro do ponto de vista da toxicidade por Cd.

Todavia, a Resolução RDC n.º 42/2013 da ANVISA (Brasil, 2013) e a Instrução Normativa n.º 160/2022 (BRASIL, 2022) trazem que o limite máximo de Cd em

pescado é de $0,05 \text{ mg kg}^{-1}$. Quando comparados ao limite estabelecido, verifica-se que os órgãos estudados apresentaram concentrações dentro do valor máximo permitido, com exceção de uma amostra de músculo de pacu de ERO e duas amostras de fígado de ERO e FOZ.

Os resultados demonstram que o Cd apresentou baixas concentrações nos diferentes tecidos analisados, contudo, algumas amostras excederam os limites estabelecidos pela legislação brasileira. Embora o cálculo da PTMI indique que o consumo típico desses peixes é seguro quanto à toxicidade por Cd, a ocorrência de valores acima do permitido evidencia a necessidade de monitoramento contínuo, já que os sedimentos também estão contaminados por Cd, a fim de verificar a frequência dessas ocorrências e prevenir potenciais riscos à saúde e ao ambiente.

O cromo (Cr) é o sétimo metal mais abundante na crosta terrestre e é considerado como o segundo metal mais associado à poluição ambiental. Na natureza, ocorre predominantemente nos estados de oxidação trivalente e hexavalente.

O cromo trivalente (Cr^{3+}) é considerado um elemento essencial à dieta humana, estando presente em diversos alimentos, como vegetais, frutas, carnes, grãos e leveduras. Por sua vez, o cromo hexavalente (Cr^{6+}) pode ocorrer naturalmente no ambiente, porém é reconhecido por sua elevada toxicidade associada a atividades antrópicas, além de apresentar propriedades carcinogênicas (EPA, 2026; Jena; Hembram, 2024; Rocha, 2000).

O Cr é amplamente distribuído no ambiente, ocorrendo naturalmente em rochas, solos, plantas, animais e na poeira atmosférica, incluindo aquela de origem vulcânica. Processos industriais, como metalurgia, galvanoplastia e curtimento de couro, podem gerar Cr^{6+} , havendo registros de contaminação ambiental decorrentes de vazamentos, armazenamento inadequado e descarte incorreto de resíduos industriais (EPA, 2026).

A oxidação de Cr^{3+} para Cr^{6+} é um processo ambientalmente relevante, pois aumenta sua mobilidade no solo e em sistemas de águas subterrâneas, ampliando os riscos ecológicos e à saúde humana. O Cr^{6+} uma vez liberado no meio ambiente, infiltra-se no solo e polui as águas subterrâneas, e o escoamento superficial transporta esse metal para rios e córregos (Yakkerimatha *et al.*, 2024).

O Cr apresentou variações marcantes entre tecidos, espécies e locais de cultivo, evidenciando diferenças tanto de exposição ambiental quanto de capacidade

de concentração. Em ERO, no músculo do pacu a concentração média foi $0,17 \text{ mg kg}^{-1}$ e no da tilápia-do-Nilo $0,30 \text{ mg kg}^{-1}$, já em FOZ, tanto o pacu quanto a tilápia-do-Nilo, apresentaram médias superiores ($0,90 \text{ mg kg}^{-1}$ e $0,95 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente).

As brânquias apresentaram teores superiores ao músculo, em ERO, o pacu mostrou média de $0,32 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto a tilápia-do-Nilo apresentou valor em apenas uma amostra ($0,06 \text{ mg kg}^{-1}$), já em FOZ o pacu apresentou média de $0,24 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto a tilápia-do-Nilo apresentou média mais elevada ($0,47 \text{ mg kg}^{-1}$). O fígado registrou os maiores valores de Cr entre todos os tecidos analisados, em ERO, as concentrações foram de $0,99 \text{ mg kg}^{-1}$ para pacu e $1,54 \text{ mg kg}^{-1}$ para tilápia-do-Nilo, em FOZ, o pacu apresentou Cr de $1,20 \text{ mg kg}^{-1}$ e a tilápia-do-Nilo $0,38 \text{ mg kg}^{-1}$.

Os valores observados neste estudo ficaram muito abaixo dos relatados por Weiss (2018) em ERO, que encontrou médias de $2,70 \text{ mg kg}^{-1}$ no músculo, $55,42 \text{ mg kg}^{-1}$ nas brânquias e $3,04 \text{ mg kg}^{-1}$ no fígado de tilápias-do-Nilo. Quando comparados aos resultados de Magna *et al.* (2021), que identificaram concentrações de Cr entre $0,31$ e $0,33 \text{ mg kg}^{-1}$ no músculo de tilápias cultivadas em três fazendas da bacia do Volta, em Gana, verificou-se que os valores obtidos para o músculo em ERO foram semelhantes, enquanto os de FOZ se situaram acima dos reportados pelos autores.

Alves (2018) identificou concentrações de Cr nos sedimentos das mesmas áreas de criação em tanques-rede em ERO e FOZ, variando de $2,68$ a $65,02 \text{ mg kg}^{-1}$ em ERO e de $2,22$ a $132,55 \text{ mg kg}^{-1}$ em FOZ. Esses valores mais elevados em FOZ podem contribuir para explicar as maiores concentrações de Cr observadas nos músculos dos peixes dessa localidade.

De acordo com o Institute of Medicine (2001), não há evidências suficientes para estabelecer uma Necessidade Média Estimada (NME) para o Cr, por essa razão foi definida apenas uma Ingestão Adequada (IA), baseada nas médias estimadas de consumo populacional. Os valores de IA para adultos jovens são de $0,035 \text{ mg/dia}$ para homens e $0,025 \text{ mg/dia}$ para mulheres.

Como poucos efeitos adversos graves têm sido associados à ingestão excessiva de cromo proveniente da dieta, não foi proposto um Limite Superior de Ingestão Tolerável (LSIT) para esse elemento. Com base nas concentrações médias de Cr determinadas nos músculos dos peixes oriundos dos tanques-rede de ERO e FOZ, foi possível estimar o consumo máximo diário de pescado de acordo com a IA estabelecida. Em ERO, onde as concentrações médias de Cr foram menores, os

valores estimados de consumo apresentaram-se mais elevados ficando na faixa de 83 a 206 g/dia, já em FOZ os peixes coletados exibiram concentrações superiores de Cr, resultando em limites de consumo significativamente mais restritivos, de apenas 26 a 39 g/dia.

Esses resultados indicam que o Cr exerce influência direta na segurança alimentar associada ao consumo de pescado, demonstrando que peixes de ERO apresentam menor risco potencial de exposição ao metal quando comparados aos exemplares provenientes de FOZ.

Nesse contexto, embora o pescado de FOZ possa ser consumido, sua ingestão deve ser moderada, especialmente por grupos vulneráveis, uma vez que pequenas variações na quantidade ingerida podem levar ao excedente da ingestão tolerável de Cr. Esses resultados reforçam a importância do monitoramento contínuo da qualidade ambiental e das condições de cultivo, bem como da orientação adequada aos consumidores sobre limites seguros de ingestão.

Além disso, ao comparar as concentrações médias com o limite estabelecido pelo Decreto n.º 55.871/1965 ($0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ para pescado), observa-se que todos os órgãos analisados apresentaram valores acima do máximo permitido, com exceção de apenas uma amostra de brânquias da tilápia-do-Nilo de ERO.

Esse excedente pode ser justificado pela maior biodisponibilidade do metal no ambiente, especialmente em áreas onde os sedimentos apresentam concentrações elevadas, favorecendo sua mobilização e absorção pelos organismos aquáticos. Ademais, peixes inseridos em sistemas de tanques-rede tendem a permanecer restritos a uma mesma área, o que intensifica a exposição contínua ao contaminante e, conseqüentemente, pode aumentar seu acúmulo nos tecidos.

O chumbo (Pb) é um metal tóxico de origem natural, presente na crosta terrestre, cuja ampla utilização ao longo das últimas décadas resultou em significativa contaminação ambiental, exposição humana contínua e sérios problemas de saúde pública em escala global.

As principais fontes antropogênicas incluem atividades de mineração e fundição, processos industriais, fabricação e reciclagem de materiais que contêm Pb, além do histórico emprego desse metal em diversos produtos. As principais vias de absorção humana incluem a inalação de partículas liberadas durante a queima ou processamento de materiais contendo Pb, ingestão de poeira, solo, água ou alimentos contaminados (WHO, 2024).

As concentrações de Pb determinadas nas amostras de músculo dos peixes provenientes dos tanques-rede de ERO e FOZ apresentaram variações expressivas entre localidades e espécies, em ERO a concentração média de Pb foi de 4,90 mg kg⁻¹ para o pacu e de 3,09 mg kg⁻¹ para a tilápia-do-Nilo. Já em FOZ os valores foram substancialmente inferiores, 1,13 mg kg⁻¹ para o pacu e 0,57 mg kg⁻¹ para a tilápia-do-Nilo.

Nas brânquias não houve diferença considerável entre as espécies e os locais de cultivo, em que a concentração média foi de 1,88 mg kg⁻¹ para o pacu e de 2,88 mg kg⁻¹ para a tilápia-do-Nilo, já em FOZ os valores foram iguais para as duas espécies (1,79 mg kg⁻¹). Em relação as amostras compostas de fígado, em ERO o pacu apresentou o maior valor e a tilápia-do-Nilo o menor (6,68 e 0,73 mg kg⁻¹, respectivamente), apresentando uma grande diferença entre as espécies, em FOZ essa diferença não foi tão discrepante, o pacu apresentou concentração de 3,32 mg kg⁻¹ e a tilápia-do-Nilo, 4,02 mg kg⁻¹.

Os maiores valores encontrados em ERO sugerem diferença entre as localidades por maior pressão antrópica, como uso do solo, escoamento agrícola ou aporte fluvial de regiões a montante, ou maior biodisponibilidade de Pb no ambiente aquático em comparação a FOZ.

Weiss (2018) no estudo de bioacumulação de Pb em tilápias-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) no mesmo local de tanques-rede em Entre Rios do Oeste-PR (ERO) encontrou concentrações de 0,33 no músculo, 3,33 a 10,67 mg kg⁻¹ nas brânquias e 3,17 e 4,17 mg kg⁻¹ no fígado. Os valores do presente estudo apresentaram comportamentos diferentes dependendo do órgão analisado.

As amostras de músculo ficaram acima e as brânquias ficaram abaixo dos valores encontrados pelo autor. Já nas amostras de fígado houve diferença entre os indivíduos, em que em ERO o pacu ficou acima e a tilápia-do-Nilo ficou abaixo da faixa obtida, enquanto as duas espécies de FOZ apresentaram valores semelhantes aos encontrados por Weiss (2018).

Alves (2018) analisou as concentrações de Pb em sedimentos na região de criação de tanques-rede em ERO e FOZ, mesmos ambientes de onde foram coletadas as amostras de peixe. Nos sedimentos, as concentrações de Pb variaram de 17,46 a 92,11 mg kg⁻¹ em ERO e de 13,65 a 69,38 mg kg⁻¹ em FOZ. Esses valores foram superiores aos observados nos órgãos dos peixes deste estudo, indicando que o Pb tende a se acumular preferencialmente no sedimento e que este provavelmente

constitui a principal fonte de Pb para os organismos presentes no ambiente, já que o sedimento acumula materiais provenientes da coluna d'água e possui a capacidade de reprocessá-los e liberá-los novamente para o meio aquoso (Bevilacqua, 1996).

Não existe um limite de ingestão diária tolerável seguro para o Pb, pois é uma substância altamente tóxica e cumulativa. A Organização Mundial da Saúde (OMS), afirma que não há um nível de exposição seguro conhecido e que o foco principal é a prevenção de toda e qualquer exposição (ONU Brasil, 2022).

Quando comparados aos limites estabelecidos pela Resolução RDC n.º 42/2013 da ANVISA (Brasil, 2013) e pela Instrução Normativa n.º 160/2022 (Brasil, 2022), que é de $0,30 \text{ mg kg}^{-1}$ de limite máximo em pescado, verifica-se que todos os órgãos estudados, especialmente em ERO, apresentaram concentrações acima do valor máximo permitido.

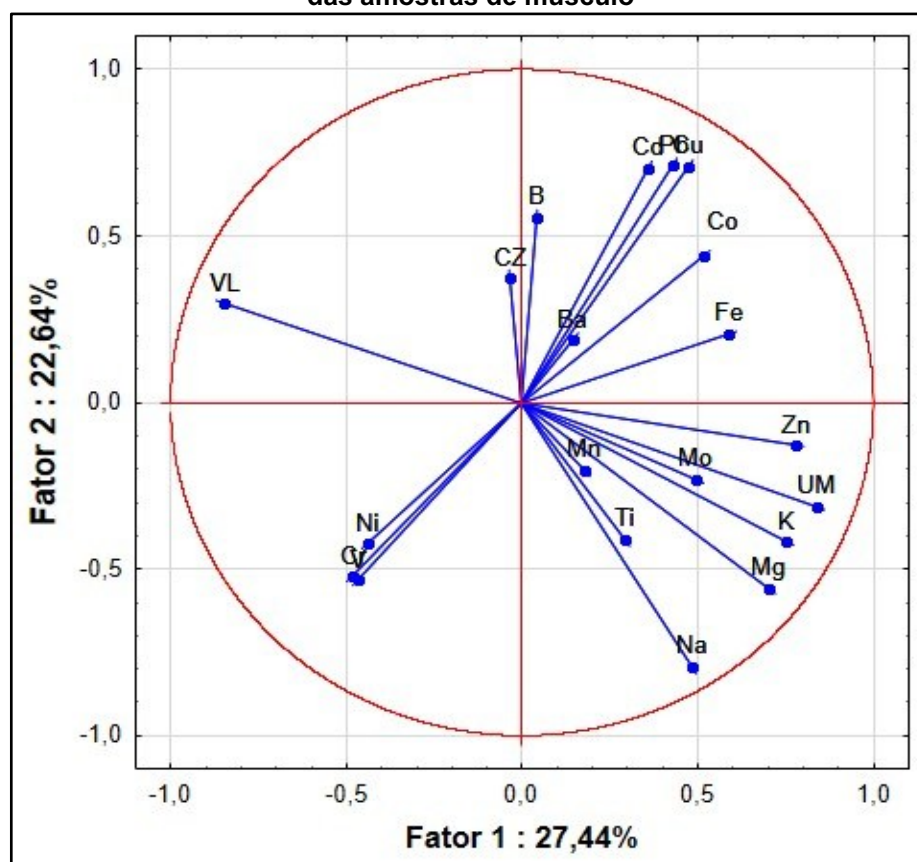
Diante dos reconhecidos efeitos tóxicos do Cd, Cr e Pb, e da presença de concentrações acima dos limites regulatórios em peixes destinados ao consumo humano, inclusive no músculo, principal tecido comestível, torna-se essencial conduzir uma investigação minuciosa sobre as possíveis fontes de contaminação por esses metais nas áreas estudadas. A identificação precisa de suas origens é indispensável para orientar a adoção de medidas efetivas de mitigação e controle, visando reduzir a exposição ambiental e, conseqüentemente, os riscos associados à saúde pública.

5.6 Estudo estatístico

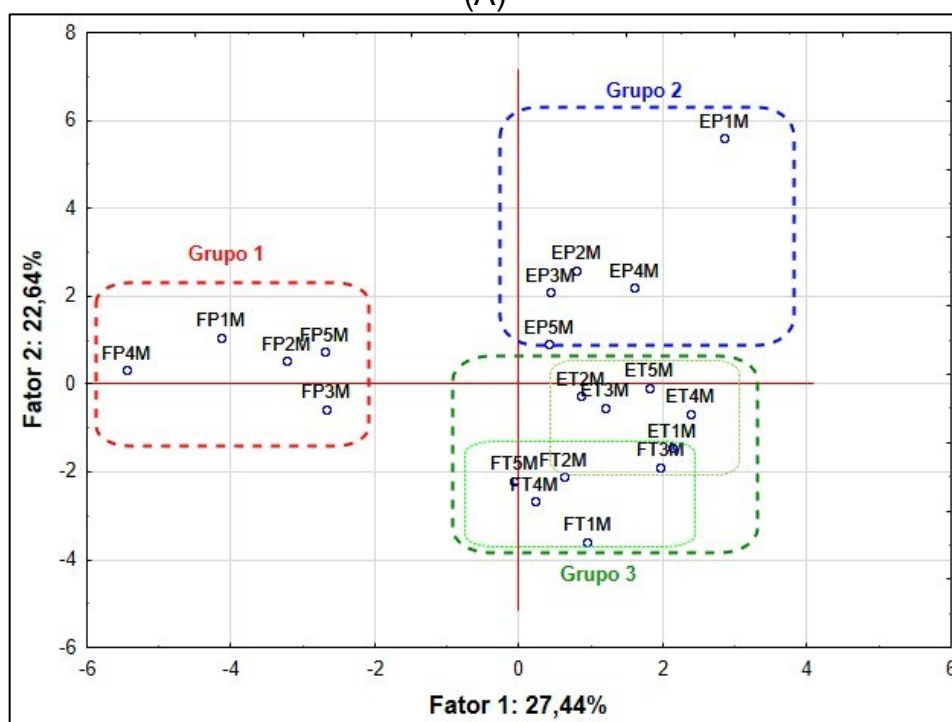
5.6.1 ACP - músculo

A Figura 27 apresenta as cargas fatoriais das variáveis e a distribuição dos scores para as amostras de músculo da tilápia-do-Nilo e do pacu de ERO e FOZ.

Figura 27 - Biplot Fator 1 × Fator 2. a) Cargas fatoriais das variáveis b) Distribuição dos scores das amostras de músculo



(A)



(B)

Fonte: Autoria própria (2026)

A figura 27(A) apresenta a análise de componentes principais (ACP) referente aos metais presentes nos músculos dos peixes, representados nos autovetores. Os dois primeiros fatores explicam conjuntamente 50,08% da variabilidade total dos dados, sendo o Fator 1 responsável por 27,44% e o Fator 2 por 22,64%.

O Fator 1 é o eixo de maior explicação da variabilidade dos dados e está associado, principalmente, às variáveis posicionadas no quadrante direito do gráfico. Observa-se forte contribuição de Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ti e Zn, indicando correlação positiva entre esses elementos no tecido muscular. Esse padrão sugere possível relação a processos fisiológicos e metabólicos, uma vez que elementos como Zn, Fe, K, Mg e Na são essenciais ao metabolismo muscular, atuando na atividade enzimática, transporte iônico e contração muscular (Lall; Kaushik, 2021).

Em contrapartida, as cargas negativas no Fator 1, observadas principalmente para Ni e Cr, fortemente correlacionados entre si, indicam que, no músculo, esses elementos apresentam comportamento distinto, possivelmente associado a fontes específicas ou à menor afinidade de retenção nesse tecido quando comparados aos elementos essenciais.

O Fator 2, por sua vez, evidencia associação positiva com B, Ba, Cd, Co, Cu, Fe e Pb, cujos vetores se concentram no quadrante superior direito do gráfico, indicando correlação positiva entre esses metais e contribuição em conjunto das variáveis. Essa associação sugere que esse fator sofre a influência de processos ou fontes comuns, possivelmente relacionados a aportes antrópicos, como atividades industriais e uso de insumos agrícolas, uma vez que esses elementos são frequentemente utilizados como indicadores de contaminação ambiental. Essa oposição indica que o Fator 2 diferencia elementos potencialmente ligados à exposição ambiental externa daqueles mais associados a funções fisiológicas internas ou à composição natural do organismo.

Também se observa que a UM apresenta relação inversa com VL e CZ. Essa organização dos dados permite compreender melhor a complexidade do estudo, evidenciando a interação entre os fatores químicos associados aos metais e as variáveis UM, VL e CZ.

A figura 27(B), apresenta a dispersão das espécies e locais. Os dois fatores explicam conjuntamente 50,08% da variância total dos dados, sendo 27,44% atribuídos ao Fator 1 e 22,64% ao Fator 2. Observa-se a formação de três

agrupamentos distintos de amostras, evidenciando similaridades e diferenças no comportamento das variáveis analisadas.

O Grupo 1, localizado predominantemente no quadrante esquerdo do plano fatorial, reúne as amostras de pacu provenientes de FOZ. Esse agrupamento indica um comportamento relativamente homogêneo entre as amostras e sugere distinção em relação aos demais grupos. Observa-se associação com os metais Ni, Cr e V, indicando maior influência de fontes específicas de contaminação, uma vez que as concentrações desses elementos nos músculos foram superiores às observadas nas amostras de ERO. Além disso, esse padrão pode refletir diferenças nos processos de absorção e retenção desses metais no tecido muscular entre espécies diferentes, visto que a tilápia-do-Nilo coletada no mesmo local não apresentou correlação com esses elementos.

O Grupo 2, disposto no quadrante superior direito do plano fatorial, engloba as amostras de pacu provenientes de ERO. A proximidade espacial dessas amostras indica elevada similaridade quanto às características representadas por ambos os fatores, sugerindo influência conjunta dos metais B, Ba, Cd, Co, Cu, Fe e Pb. Esse padrão pode refletir tanto uma maior carga de contaminação ambiental no local de cultivo quanto uma maior capacidade da espécie em absorver e reter esses elementos no tecido muscular. Diferentemente das amostras da mesma espécie provenientes de FOZ (Grupo 1), observa-se correlação inversa com Ni, Cr e V, o que pode estar associado à presença de fontes de contaminação distintas entre os locais ou a diferenças na biodisponibilidade desses metais.

O Grupo 3, localizado majoritariamente no quadrante inferior direito do plano fatorial, é composto pelas amostras de tilápia-do-Nilo provenientes de ERO e FOZ. Esse agrupamento evidencia um padrão distinto em relação aos Grupos 1 e 2, indicando diferenças na distribuição e retenção de metais associadas às características da espécie. Observa-se que as amostras desse grupo apresentaram maiores contribuições dos elementos Na, Mg, Mn, Mo, K, Ti e Zn, indicando que a tilápia-do-Nilo acumulou esses elementos de forma semelhante, independentemente do ponto de coleta, o que sugere um comportamento fisiológico específico da espécie quanto à regulação e retenção mineral.

Para melhor compreensão das relações entre a composição elementar e as características físico-químicas dos músculos, foi elaborada a matriz de correlação de

Pearson entre as concentrações dos metais e os parâmetros umidade, cinzas e sólidos voláteis das amostras de brânquias (Tabela 14).

Tabela 14 - Matriz de correlação de Pearson entre os metais e os parâmetros umidade, cinzas e sólidos voláteis das amostras de músculo

	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	Ti	V	Zn	UM	CZ	VL
B	1,0																			
Ba	0,5	1,0																		
Cd	0,4	0,2	1,0																	
Co	0,2	0,0	0,5	1,0																
Cr	-0,1	0,0	-0,3	-0,5	1,0															
Cu	0,7	0,3	0,8	0,4	-0,3	1,0														
Fe	0,4	0,3	0,4	0,3	-0,2	0,6	1,0													
K	-0,3	0,0	0,0	0,2	-0,1	0,0	0,2	1,0												
Mg	-0,4	-0,1	-0,1	0,2	0,0	-0,1	0,1	1,0	1,0											
Mn	-0,1	0,2	0,0	-0,1	0,2	0,2	0,1	0,4	0,3	1,0										
Mo	0,0	0,1	-0,1	0,0	-0,1	0,0	0,3	0,5	0,5	-0,1	1,0									
Na	-0,3	-0,1	-0,2	-0,1	0,2	-0,3	0,2	0,6	0,7	0,2	0,4	1,0								
Ni	0,1	0,2	-0,2	-0,6	0,9	-0,2	-0,1	-0,2	-0,1	0,3	-0,1	0,2	1,0							
Pb	0,2	0,0	0,9	0,5	-0,5	0,7	0,3	0,1	0,0	-0,3	0,1	-0,3	-0,5	1,0						
Ti	-0,1	-0,1	0,0	-0,1	0,0	-0,2	0,5	0,2	0,2	-0,1	0,2	0,6	0,0	-0,1	1,0					
V	-0,2	-0,1	-0,3	-0,4	0,6	-0,5	-0,3	-0,3	-0,1	-0,1	-0,2	0,4	0,5	-0,4	0,4	1,0				
Zn	0,1	0,1	0,3	0,2	-0,1	0,5	0,7	0,5	0,5	0,3	0,3	0,6	0,0	0,3	0,4	-0,2	1,0			
UM	-0,1	0,1	0,0	0,3	-0,4	0,1	0,3	0,7	0,7	0,1	0,3	0,6	-0,3	0,1	0,2	-0,3	0,6	1,0		
CZ	-0,2	-0,1	0,2	-0,1	-0,2	0,2	-0,1	0,1	0,0	0,2	0,0	-0,4	-0,3	0,4	-0,3	-0,3	-0,1	-0,3	1,0	
VL	0,2	-0,1	0,0	-0,3	0,4	-0,2	-0,3	-0,7	-0,7	-0,1	-0,3	-0,6	0,4	-0,1	-0,2	0,3	-0,6	-1,0	0,2	1,0

Nota: UM = umidade; CZ = Cinzas; VL = sólidos voláteis.

Fonte: Autoria própria (2026)

Os resultados evidenciam algumas correlações fortes e muito fortes nas amostras de músculo, indicando possíveis fontes comuns e comportamentos geoquímicos semelhantes, além de processos de adsorção e associação entre os elementos analisados.

Destaca-se a forte correlação positiva entre Cd e Cu (0,8), bem como entre Cd e Pb (0,9) e entre B e Cu (0,7), sugerindo possível origem antrópica comum ou similaridade nas fontes desses elementos. Como já abordado anteriormente, esses metais são frequentemente associados a efluentes industriais, atividades agrícolas e uso de insumos químicos, o que reforça a hipótese de contaminação por fontes externas ao sistema natural.

A correlação positiva forte entre Zn e Fe (0,7) e muito forte entre Ni e Cr (0,9) sugere uma possível origem comum ou processos semelhantes de mobilização ambiental. Esses elementos podem estar associados tanto a fontes naturais quanto

antrópicas, conforme previamente discutido neste estudo. Esses elementos apresentam afinidade geoquímica e podem ocorrer conjuntamente em materiais geológicos, no entanto, a contribuição antrópica por meio de práticas agrícolas ou efluentes industriais não pode ser descartada.

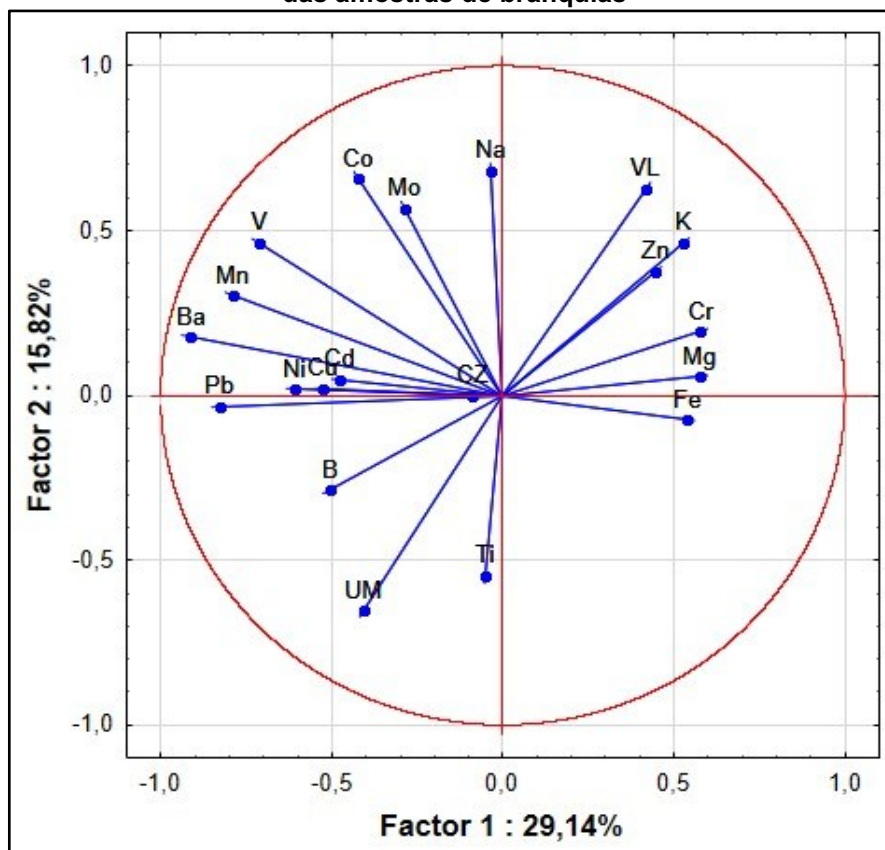
Já a correlação positiva de Na com Mg (0,7) aponta para uma possível influência de processos naturais, como intemperismo de minerais e contribuição iônica da água, especialmente em ambientes aquáticos.

A UM apresentou correlação positiva forte com K e Mg (0,7), indicando que tecido com maior teor de água tendem a favorecer a mobilidade e disponibilidade desses elementos. Em contraste, observa-se uma correlação perfeita entre UM e VL (-1,0), evidenciando uma relação inversa, o que é esperado, uma vez que o aumento do teor de água tende a diluir a fração orgânica volátil. Adicionalmente, a forte correlação inversa entre VL e K e Mg (0,7) e sugere que esses elementos estão menos associados à matéria orgânica e mais vinculados à fração mineral do músculo.

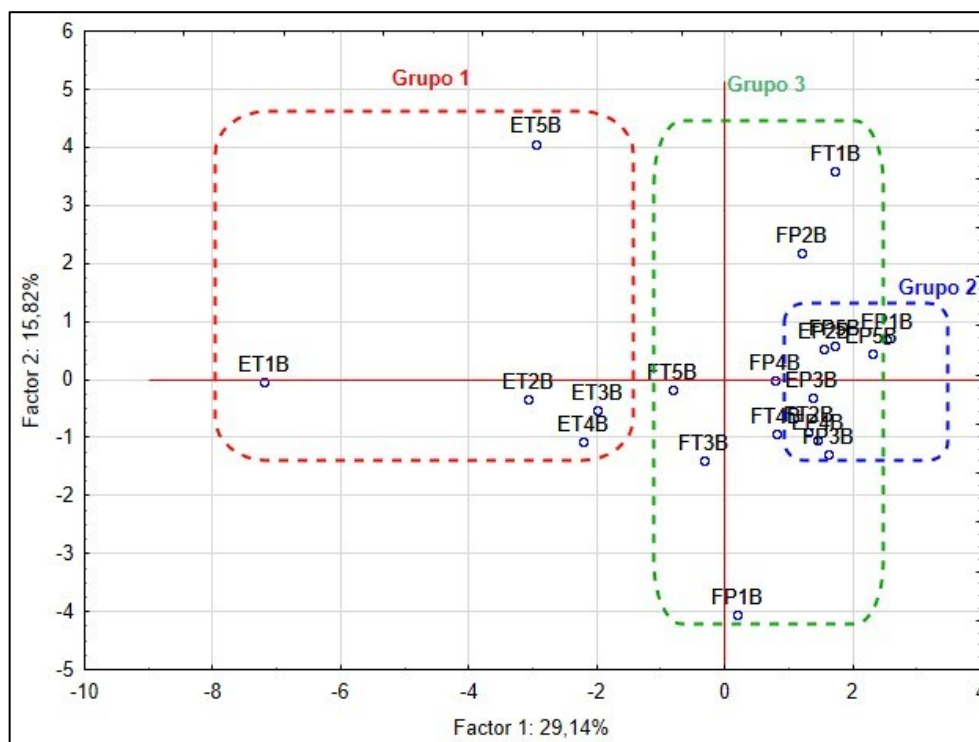
5.6.2 ACP - brânquias

A Figura 28 apresenta as cargas fatoriais das variáveis e a distribuição dos scores para as amostras de brânquias da tilápia-do-Nilo e do pacu de ERO e FOZ.

Figura 28 - Biplot Fator 1 × Fator 2. a) Cargas fatoriais das variáveis b) Distribuição dos scores das amostras de brânquias



(A)



(B)

Fonte: Autoria própria (2026)

A figura 28 (A) apresenta a análise de componentes principais (ACP) referente aos metais presentes nas brânquias dos peixes, representados nos autovetores. Os dois primeiros fatores explicam conjuntamente 44,96% da variabilidade total dos dados, sendo o Fator 1 responsável por 29,14% e o Fator 2 por 15,82%.

O Fator 1 apresenta uma clara separação entre elementos posicionados no quadrante direito e no quadrante esquerdo do gráfico. No lado positivo, apresentou cargas fatoriais positivas expressivas para VL e os elementos Cr, Fe, K, Mg e Zn. A associação entre esses elementos reforça a interpretação de que o Fator 1 está ligado a diversos processos biológicos em peixes, como processos fisiológicos de osmorregulação, uma vez que as brânquias são um órgão multifuncional que, além de promover as trocas gasosas aquáticas, desempenha papéis fundamentais na regulação osmótica e iônica (Chandrapalan; Kwong, 2021; Evans; Piermarini; Choe, 2005).

Em contraste, o Fator 2 é caracterizado por cargas positivas para Ba, Cd, Co, Cu, Mn, Mo, Na, Ni, Pb e V, indicando um segundo eixo de controle geoquímico. Nesse sentido, destaca-se o papel das brânquias, que de acordo com Lall e Kaushik (2021), correspondem a mais de 50% da área superficial dos peixes e constituem a principal via de absorção de minerais dissolvidos em ambientes de água doce. Esse mecanismo favorece a incorporação simultânea de diversos metais, explicando as associações observadas nesse fator.

Ademais, a associação encontrada pode estar também relacionada a influência de processos hidrológicos, como aporte de sais dissolvidos, e fontes de contaminantes. Como fonte antrópica, o uso disseminado de fertilizantes e pesticidas contribui significativamente para a poluição ambiental e a liberação de metais como Cu e Mn na água. Esses oligoelementos são encontrados nas brânquias porque estão envolvidos em diversas atividades catalíticas e ligações moleculares, contribuindo para uma série de processos fisiológicos nesse órgão (Kovacik *et al.*, 2025).

Além disso, metais contaminantes provenientes de fontes antrópicas tendem a se acumular nas brânquias, uma vez que, segundo Huang *et al.* (2022), uma das principais vias de entrada de metais tóxicos nos peixes ocorre por meio da adsorção e absorção direta pela membrana branquial.

A figura 28(B), apresenta a dispersão das espécies e locais. Os dois fatores explicam conjuntamente 44,96% da variância total dos dados, sendo 29,14% atribuídos ao Fator 1 e 15,82% ao Fator 2.

A distribuição das amostras no plano fatorial permitiu a identificação de três grupos principais. O Grupo 1, representado pelas tilápias-do-Nilo de ERO, caracterizou-se por amostras associadas a maiores concentrações de metais potencialmente tóxicos, indicando que essa espécie reteve mais desses metais em suas brânquias. Já o Grupo 2, que engloba o os pacus de ERO, apresentaram predominância de metais essenciais. Embora as duas espécies tenham sido coletadas no mesmo ambiente, a ACP revelou diferenças marcantes nos padrões de retenção de elementos químicos nas brânquias, o que sugere que as variações nas concentrações dos elementos não estão associadas somente a diferenças nas condições ambientais, mas sim a respostas fisiológicas e ecológicas específicas de cada espécie.

O Grupo 3, composto pelas tilápias-do-Nilo e pacus de FOZ, apresentou associação principalmente a elementos essenciais ligados aos processos de osmorregulação e transporte iônico nas brânquias, possivelmente influenciados pelas condições físico-químicas da água, como condutividade e composição iônica. Esse grupo não está relacionado a uma fonte específica de contaminação, mas sim a um gradiente funcional, no qual a retenção dos elementos é modulada pela interação entre fisiologia branquial e características momentâneas da água. Tal comportamento reforça o papel das brânquias como um órgão altamente responsivo às condições ambientais.

Com o objetivo de aprofundar a compreensão das relações entre a composição elementar e as características físico-químicas das brânquias, foi elaborada a Tabela 15, que apresenta a matriz de correlação de Pearson entre as concentrações dos metais e os parâmetros umidade, cinzas e sólidos voláteis das amostras de brânquias.

Tabela 15 - Matriz de correlação de Pearson entre os metais e os parâmetros umidade, cinzas e sólidos voláteis das amostras de brânquias

	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	Ti	V	Zn	UM	VZ	VL
B	1,0																			
Ba	0,5	1,0																		
Cd	0,2	0,4	1,0																	
Co	0,1	0,5	0,2	1,0																
Cr	-0,3	-0,5	-0,3	-0,1	1,0															
Cu	0,4	0,5	0,5	0,1	0,0	1,0														
Fe	0,1	-0,4	-0,3	0,0	0,3	-0,1	1,0													
K	-0,1	-0,3	-0,1	0,2	0,3	-0,2	0,6	1,0												
Mg	-0,1	-0,4	-0,3	-0,1	0,2	-0,2	0,7	0,7	1,0											
Mn	0,4	0,9	0,2	0,7	-0,5	0,3	-0,2	-0,1	-0,1	1,0										
Mo	0,1	0,3	-0,1	0,7	0,0	-0,1	-0,2	0,1	-0,3	0,4	1,0									
Na	-0,1	0,1	0,1	0,4	0,3	0,0	-0,1	0,4	-0,2	0,1	0,6	1,0								
Ni	0,3	0,5	0,4	0,1	-0,1	0,8	-0,3	-0,4	-0,3	0,4	-0,1	0,1	1,0							
Pb	0,4	0,8	0,4	0,4	-0,4	0,7	-0,2	-0,4	-0,3	0,7	0,0	-0,1	0,7	1,0						
Ti	0,4	-0,1	0,0	-0,1	-0,2	-0,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,3	-0,2	0,0	1,0					
V	0,2	0,8	0,2	0,5	-0,4	0,1	-0,5	-0,2	-0,4	0,8	0,5	0,4	0,3	0,4	-0,1	1,0				
Zn	-0,2	-0,3	-0,2	0,0	0,5	0,2	0,3	0,4	0,5	-0,2	0,0	0,2	-0,1	-0,2	-0,5	-0,3	1,0			
UM	0,5	0,2	0,0	-0,2	-0,2	0,1	-0,1	-0,4	-0,2	0,2	-0,1	-0,1	0,1	0,3	0,4	0,0	-0,3	1,0		
CZ	0,1	0,2	-0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,2	0,2	0,2	-0,1	-0,3	0,1	0,2	0,1	0,0	0,1	1,0	
VL	-0,5	-0,3	0,0	0,1	0,2	-0,1	0,1	0,3	0,2	-0,2	0,0	0,2	0,0	-0,4	-0,4	0,0	0,3	-0,5	-0,3	1,0

Nota: UM = umidade; CZ = Cinzas; VL = sólidos voláteis.

Fonte: Autoria própria (2026)

A matriz de correlação evidencia que a maioria das associações entre os elementos nas amostras de brânquias apresenta magnitude fraca a moderada, entretanto, algumas correlações apresentaram-se fortes.

Observa-se uma correlação positiva muito forte entre Ba e Mn (0,9) e Co e Mo (0,7), indicando um comportamento ambiental semelhante entre esses elementos, que pode estar associado a processos de origem predominantemente natural (litogênica).

Entre os metais potencialmente tóxicos, observa-se correlação forte entre Cu e Ni (0,8), bem como entre Cu e Pb (0,7) e Mn com Co e Pb (0,7). Essas associações sugerem possível origem antrópica comum, como já abordado anteriormente, frequentemente relacionada a atividades industriais, uso de insumos agrícolas ou descargas de efluentes, além de refletirem padrões semelhantes de ocorrência entre os elementos.

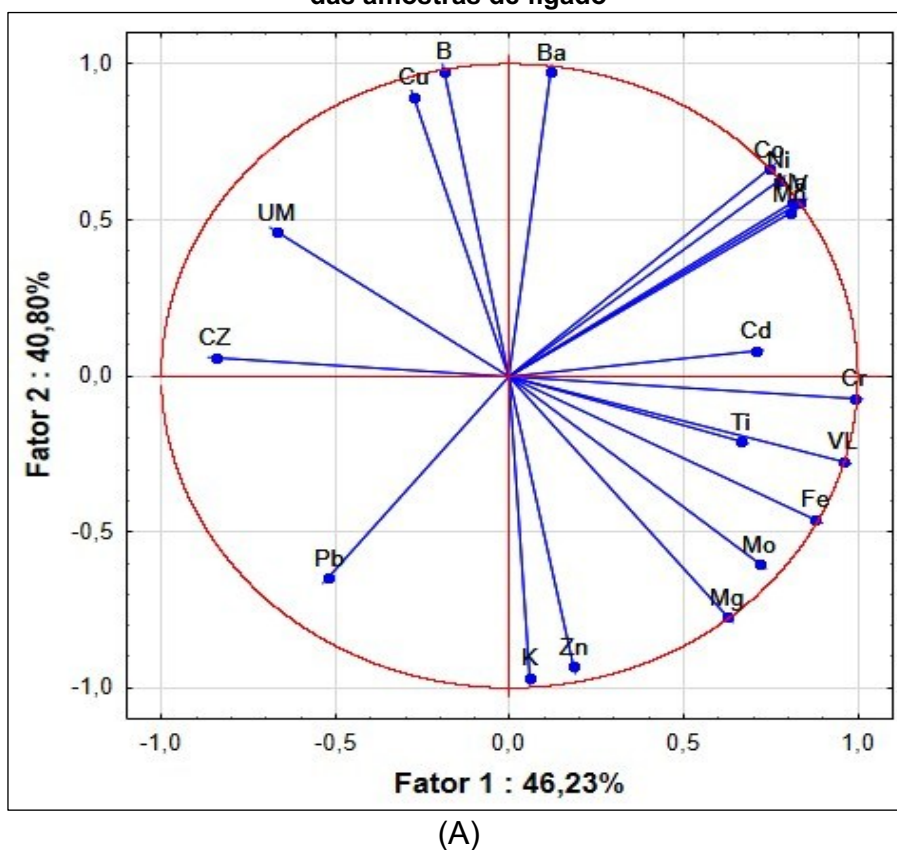
O Pb apresentou ainda correlação forte com Ni (0,7), reforçando a hipótese de que esses elementos compartilham fontes de entrada similares no sistema ambiental estudado.

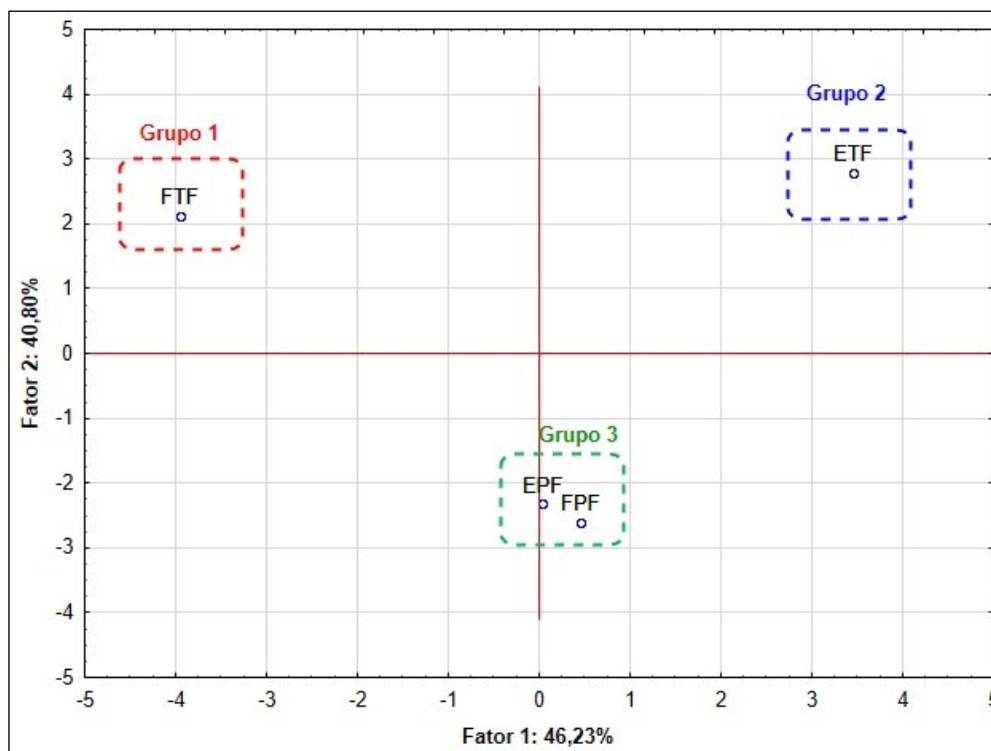
Em relação aos macronutrientes e elementos maiores, observa-se correlação positiva forte entre Fe e Mg (0,7) e entre Mg e K (0,7), indicando associação com a fração mineral da matriz, possivelmente relacionada ao processo de intemperismo e à contribuição litogênica natural.

5.6.3 ACP - fígado

A Figura 29 apresenta as cargas fatoriais das variáveis e a distribuição dos scores para as amostras de fígado da tilápia-do-Nilo e do pacu de ERO e FOZ.

Figura 29 - Biplot Fator 1 × Fator 2. a) Cargas fatoriais das variáveis b) Distribuição dos scores das amostras de fígado





(B)

Fonte: Autoria própria (2026)

A figura 29(A) apresenta a análise de componentes principais (ACP) referente aos metais presentes nas amostras de fígado composta dos peixes, representados nos autovetores. Os dois primeiros fatores explicam conjuntamente 87,03% da variabilidade total dos dados, sendo o Fator 1 responsável por 40,80% e o Fator 2 por 46,23%.

O Fator 1 é dominante e concentra a maior parte das variáveis no quadrante positivo, com os metais Ba, Cd, Co, Mn, Na, Ni, e V no quadrante superior, que também são positivos para o Fator 2. A forte proximidade indica alta correlação entre esses elementos, sugerindo fontes comuns e/ou mecanismos fisiológicos semelhantes de incorporação hepática.

Já Cr, Fe, K Mg, Mo, Ti e Zn, no quadrante inferior, apresentam correlação positiva com o Fator 1, porém comportamento oposto em relação ao Fator 2, indicando que, embora compartilhem um mesmo gradiente dominante, são diferenciadas por processos secundários representados pelo segundo fator, como por exemplo fisiologia do tecido ou diferença entre influência antrópica e natural.

Assim, o Fator 1 reflete predominantemente a capacidade integradora em acumular metais, pois de acordo com Kovacik *et al.* (2025), o fígado é um dos

principais tecidos de acúmulo de metais nos peixes por exercer papel central nos processos de biotransformação e desintoxicação. Já o Fator 2 parece se distinguir por fatores relacionados à fisiologia hepática, à função biológica dos elementos ou às diferentes fontes ambientais, explicando a separação interna observada entre os grupos de metais.

A associação de Cr, Cd, Ni e Co no fígado é consistente com o papel central desse órgão como principal local de retenção de metais potencialmente tóxicos em peixes. O fígado atua de forma integrada no sequestro, armazenamento e detoxificação de metais, funções diretamente relacionadas à elevada expressão de metalotioneínas (Edgar; Perry; Clark, 2024). As metalotioneínas desempenham papel fundamental na detoxificação de metais potencialmente tóxicos e na regulação da homeostase de metais essenciais, contribuindo para a proteção celular frente à exposição metálica (Peixoto, 2006).

Nesse contexto, a correlação simultânea de Cr, Cd, Ni e Co com elementos essenciais, como Fe, Mg e Mn, indica que o Fator 1 representa um gradiente metabólico-detoxificante, refletindo tanto os mecanismos fisiológicos de regulação iônica quanto a retenção e o processamento de metais potencialmente tóxicos no fígado.

A figura 29(B), apresenta a dispersão das espécies e locais e os dois fatores explicam conjuntamente 87,03% da variância total dos dados, sendo 46,23% atribuídos ao Fator 1 e 40,80% ao Fator 2. A distribuição das amostras no gráfico revelou a formação de três grupos distintos.

O Grupo 1, representados pelas tilápias-do-Nilo de FOZ, apresentou associação com maior umidade e menor influência dos metais relacionados à fração orgânica. Embora pertencentes à mesma espécie, as tilápias-do-Nilo de ERO (Grupo 2) apresentaram comportamento distinto, estando fortemente associadas aos elementos Co, Mn, Na, Ni e V, que, conforme observado neste estudo, podem ter origem tanto natural quanto antrópica, indicando maior retenção hepática desses elementos.

Já o Grupo 3, formado por pacus de ERO e FOZ, apresentou predominância de K, Zn e Mg, elementos essenciais ao metabolismo hepático, indicando que a presença destes metais observada nessa espécie está mais associada a processos fisiológicos do que à exposição direta a fontes de contaminação ambiental.

Para aprofundar a compreensão das relações entre a composição elementar e as características físico-químicas, foi elaborada a matriz de correlação de Pearson entre as concentrações dos metais e os parâmetros umidade, cinzas e sólidos voláteis das amostras de fígado (Tabela 16).

Tabela 16 - Matriz de correlação de Pearson entre os metais e os parâmetros umidade, cinzas e sólidos voláteis das amostras de fígado

	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	Ti	V	Zn	UM	CZ	VL
B	1,0																			
Ba	0,9	1,0																		
Cd	0,0	0,0	1,0																	
Co	0,5	0,7	0,6	1,0																
Cr	-0,2	0,0	0,8	0,7	1,0															
Cu	1,0	0,8	0,1	0,4	-0,3	1,0														
Fe	-0,6	-0,4	0,7	0,4	0,9	-0,6	1,0													
K	-1,0	-0,9	-0,2	-0,6	0,1	-1,0	0,5	1,0												
Mg	-0,9	-0,7	0,3	-0,1	0,7	-0,9	0,9	0,8	1,0											
Mn	0,3	0,7	0,4	0,9	0,7	0,1	0,4	-0,4	0,1	1,0										
Mo	-0,7	-0,6	0,7	0,2	0,8	-0,6	1,0	0,5	0,9	0,2	1,0									
Na	0,4	0,7	0,5	1,0	0,7	0,2	0,4	-0,4	0,1	1,0	0,2	1,0								
Ni	0,5	0,7	0,5	1,0	0,7	0,3	0,4	-0,5	0,0	1,0	0,1	1,0	1,0							
Pb	-0,6	-0,6	-0,8	-0,9	-0,5	-0,6	-0,2	0,7	0,2	-0,6	-0,2	-0,7	-0,7	1,0						
Ti	-0,4	0,0	-0,1	0,3	0,6	-0,6	0,6	0,4	0,6	0,6	0,3	0,6	0,5	0,2	1,0					
V	0,4	0,6	0,6	1,0	0,8	0,2	0,5	-0,5	0,1	1,0	0,2	1,0	1,0	-0,8	0,5	1,0				
Zn	-0,9	-0,9	0,3	-0,5	0,3	-0,8	0,6	0,8	0,8	-0,4	0,8	-0,4	-0,5	0,3	0,1	-0,4	1,0			
UM	0,5	0,5	-0,8	-0,2	-0,8	0,4	-0,9	-0,3	-0,7	-0,1	-1,0	-0,2	-0,2	0,4	-0,1	-0,3	-0,7	1,0		
CZ	0,3	-0,1	-0,2	-0,6	-0,8	0,5	-0,7	-0,2	-0,6	-0,8	-0,5	-0,8	-0,7	0,1	-1,0	-0,7	0,0	0,3	1,0	
VL	-0,5	-0,1	0,6	0,5	1,0	-0,5	1,0	0,3	0,8	0,7	0,8	0,6	0,6	-0,3	0,8	0,7	0,4	-0,7	-0,9	1,0

Nota: UM = umidade; CZ = Cinzas; VL = sólidos voláteis.

Fonte: Autoria própria (2026)

A matriz de correlação revela um conjunto expressivo de associações fortes e muito fortes. Observa-se uma correlação positiva muito forte entre B e Cu (1,0), bem como entre B e Ba (0,9), sugerindo uma possível origem comum ou comportamento geoquímico semelhante desses elementos. Essas associações podem estar relacionadas à contribuição litogênica. Em contrapartida, o K apresentou correlação inversa perfeita com B (-1,0) e Cu (-1,0), evidenciando uma relação inversa marcante, possivelmente associada à diluição iônica.

Destacam-se também as correlações fortes e positivas entre Co, Na e Ni (1,0), além das associações desses elementos com V (1,0) e Mn (0,9). O Cr também apresentou forte correlação positiva, com Cd (0,8), Co (0,7), Fe (0,9), Mn (0,7), Mo

(0,8) e V (0,8). O Fe apresentou correlação positiva muito forte com Mo (1,0) e Mg (0,9). Esses agrupamentos sugerem um comportamento geoquímico integrado, possivelmente influenciado por condições semelhantes e por fontes comuns, que podem incluir tanto processos naturais quanto contribuições antrópicas.

O Pb apresentou correlações inversas fortes com Cd (-0,8), Co (-0,9), Na (-0,7), Ni (-0,7) e V (-0,8), indicando um comportamento distinto em relação a esses elementos, relacionados possivelmente por fontes distintas de contaminação.

Em relação a UM, esse parâmetro apresentou correlações inversas fortes com Cd (-0,8), Cr (-0,8), Fe (-0,9), Mg (-0,7), Mo (-1,0) e Zn (-0,7) evidenciando que as amostras de fígado mais úmidas tendem a reduzir a concentração desses elementos no órgão. Já CZ apresentou correlações inversas com Cr (-0,8), Fe (-0,7), Mn (-0,8), Na (-0,8), Ni (-0,7), Ti (-1,0) e V (-0,7) e, por sua vez, os VL mostraram correlações positivas fortes com Cr (1,0), Fe (1,0), Mg (0,8), Mn (0,7) e Mo (0,8), indicando associação desses metais à fração orgânica das amostras.

A correlação inversa muito forte entre VL e CZ (-0,9) reflete a relação inversa entre matéria orgânica e fração mineral, enquanto a associação inversa entre UM e VL (-0,7) confirma que o aumento da umidade está ligado à redução da fração volátil.

Em conjunto, essas correlações indicam que a distribuição dos elementos nas amostras de fígado pode ser originada por uma combinação de fontes naturais (litogênicas), processos geoquímicos integrados e contribuições antrópicas, além de fatores ambientais características da espécie que podem modular sua mobilidade e biodisponibilidade.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As medições *in loco* dos parâmetros físico-químicos pH, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio, temperatura e condutividade nos tanques-rede de estudo permitiram analisar, por comparação à legislação vigente e literatura, que a qualidade da água superficial é compatível com a atividade de piscicultura nos locais de estudo, com exceção do parâmetro pH nos pontos P1E, P2E e P3E, que podem ser justificados pelo processo de eutrofização das águas nesse tanque-rede. Nestes pontos, sugere-se um estudo mais aprofundado das causas deste impacto para uma efetiva mitigação.

A identificação e caracterização biométrica evidenciou diferenças no tamanho dos peixes entre os municípios avaliados, indicando a influência das condições ambientais, do manejo e da nutrição sobre o desempenho zootécnico das espécies. Os pacus de FOZ apresentaram maiores comprimentos e pesos, enquanto as tilápias-do-Nilo de ERO exibiram comprimentos e massas superiores, reforçando a necessidade de adequação específica das rações e do manejo para cada espécie cultivada.

Por meio das amostras de peixes foi possível quantificar os teores de umidade e cinzas, permitindo a caracterização das amostras analisadas. Os valores obtidos foram comparados aos relatados em outros estudos, demonstrando que as características dos peixes avaliados se encontram dentro do esperado para as espécies analisadas neste estudo.

A análise termogravimétrica permitiu relacionar a perda de massa das amostras em função do aumento de temperatura controlada. Com os dados foram construídos gráficos com curvas de TG/DTG que possibilitaram maior visualização dos eventos de perda de massa e observação dos pontos de máxima taxa de variação da massa da amostra em função da temperatura, além de encontrar os possíveis pontos de decomposição de proteínas, gorduras e compostos orgânicos.

A análise de metais em água superficial de ERO evidenciou que os elementos B, Ba, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, V e Zn permaneceram abaixo dos valores máximos permitidos pela legislação, o que sugere que no período avaliado a atividade aquícola não promoveu incrementos significativos na concentração desses metais. Para outros metais em estudo, K, Mg, Mo, Na e Ti, não há padrões estabelecidos,

porém sua presença em altas concentrações podem estar associados tanto a processos naturais de intemperismo de rochas, como podem indicar influência antrópica, como despejo de efluentes.

Os resultados das análises dos metais nos peixes destacam variações significativas nas concentrações de metais entre diferentes espécies, órgãos de peixes e locais de cultivo. De maneira geral, o fígado apresentou as maiores concentrações para a maioria dos metais, confirmando seu papel como principal órgão de metabolização e acúmulo. As brânquias refletiram a exposição direta ao ambiente aquático, enquanto o músculo apresentou, em geral, menores concentrações. Elementos como K, Mg e Na apresentaram elevadas concentrações em todos os tecidos, associadas possivelmente às suas funções fisiológicas.

A comparação entre as espécies indicou padrões distintos de assimilação e distribuição dos elementos, com a tilápia-do-Nilo apresentando, de modo geral, maiores concentrações de macronutrientes no músculo, enquanto o pacu demonstrou maior acúmulo de determinados elementos nas brânquias e no fígado. As variações observadas entre os municípios refletem não apenas características ambientais locais, como dinâmica hidrológica e grau de eutrofização, mas também aspectos relacionados ao manejo aquícola.

A validação estatística por meio da Análise de Componentes Principais (ACP) evidenciou variações significativas na distribuição dos metais, destacando os diferentes papéis funcionais dos órgãos dos peixes nos processos de absorção, metabolização e acúmulo.

Do ponto de vista do consumo humano, as concentrações dos metais avaliados no músculo dos peixes, com exceção do Cd, Cr e Pb, não indicaram risco à saúde, quando comparadas a valores de referência disponíveis na literatura.

Os resultados evidenciam que, embora o Cd tenha apresentado, de modo geral, baixas concentrações nos tecidos analisados, a ocorrência pontual de valores acima dos limites estabelecidos pela legislação brasileira reforça a necessidade de monitoramento contínuo para prevenir riscos ambientais e à saúde humana. Em relação ao Cr, observou-se influência direta na segurança alimentar e, apesar do consumo do pescado de FOZ ser possível, a proximidade dos valores à ingestão tolerável indica a necessidade de moderação, especialmente para grupos vulneráveis. Para Pb, metal altamente tóxico e cumulativo, verificou-se que as concentrações nos tecidos, inclusive no músculo, excederam os limites máximos

permitidos pela legislação vigente, destacando um cenário de maior preocupação sanitária.

O monitoramento contínuo desses compartimentos também é fundamental para garantir a sustentabilidade da atividade, prevenir riscos ecotoxicológicos e assegurar a qualidade do pescado destinado ao consumo humano.

REFERÊNCIAS

- ALJAHDALI, M. O.; ALHASSAN, A. B. Ecological risk assessment of heavy metal contamination in mangrove habitats, using biochemical markers and pollution indices: a case study of *Avicennia marina* L. in the Rabigh lagoon, Red Sea. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 27, p. 1174–1184, fev. 2020. DOI: 10.1016/j.sjbs.2020.02.004.
- ALVARES, C.A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014. Disponível em: https://lerf.eco.br/img/publicacoes/Alvares_et_al_2014.pdf. Acesso em: 22 set. 2024.
- ALVES, A.L., HASHIMOTO, D. T., VARELA, E. S. **Piscicultura de água doce - Multiplicando conhecimentos**. Brasília, DF:Embrapa, 2013. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1082280>. Acesso em: 15 ago. 2024.
- ALVES, K. **Determinação de íons metálicos em sedimentos de regiões com cultivo de peixes em tanques-rede no Lago de Itaipu, Brasil. 2018**. 106 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) — Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Medianeira, 2018.
- ALVES, M. M. *et al.* Evaluation of the concentration of Cu, Zn, Pb and Cr in different fish species from the São Gonçalo channel in Pelotas-RS, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 29, n. 2, p. 285-296, 2018. DOI: 10.21577/0103-5053.20170139.
- AMORIM, A. T. Poluição dos recursos hídricos e políticas para proteção dos recursos hídricos. **Geopauta**, v. 8, 2024. DOI: 10.22481/rg.v8.e2024.e14962.
- AMORIM, M. J.; TOSTA, M. C.R. A piscicultura como alternativa para diminuir os impactos ambientais da produção de carne bovina. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 8, n. 4, p. 81–101, 2020. Disponível em: <https://revistabrasileirademeioambiente.com/index.php/RVBMA/article/download/548/256/3490>. Acesso em: 30 set. 2025.
- ANNABI, A.; SAID, K.; MESSAOUDI. Cadmium: bioaccumulation, histopathology and detoxifying mechanisms in fish. **American Journal of Research Communication**, v. 1, n. 4, p. 60-79, 2013. Disponível em: https://www.usa-journals.com/wp-content/uploads/2013/03/Annabi_Vol14_1.pdf. Acesso em: 06 nov. 2025.
- ARAÚJO, A. *et al.* Determinação dos teores de umidade e cinzas em amostras comerciais de guaraná utilizando métodos convencionais e análise térmica. **Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas**, v. 42, n.2, p. 271- 277, 2006.
- ARSLAN, N. Invisible face of boron pollution in fluvial ecosystem: the level in the tissues of sentinel and nectonic organisms. **Ambio**, v. 42, n. 6, p. 715–723, 2013. DOI: 10.1007/s13280-013-0383-9.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PISCICULTURA. **Anuário brasileiro da piscicultura Peixe BR 2025**. São Paulo, 2025. Disponível em: <https://peixebr.com.br/Anuario2025/AnuarioPeixeBR2025.pdf>. Acesso em: 23 mai. 2025.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA PISCICULTURA (PEIXE BR). **Anuário brasileiro da piscicultura Peixe BR 2026**. São Paulo, 2026. Disponível em: <https://www.peixebr.com.br/anuario-2026>. Acesso em: 16 mar. 2026.

AZIZ, K. *et al.* Heavy metal pollution in the aquatic environment: efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: a review. **RSC ASDances**, v. 13, p. 17595–17610, 2023. DOI: 10.1039/D3RA00723E.

BARDHAN, A. *et al.* A review on the production and culture techniques of monosex tilapia. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 10, n. 1, p. 189–198, 2021. DOI: 10.20546/ijcmas.2021.1001.069.

BEINE, K.; DAHMS-VERSTER, S.; GREENFIELD, R. An integrated biomarker assessment of biochemical responses in a freshwater fish species after vanadium pentoxide (V_2O_5) exposure. **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 48, p. 1221–1233, 2022. DOI: 10.1007/s10695-022-01113-0.

BEVILACQUA, J. E. **Estudos sobre a caracterização e a estabilidade de amostras de sedimentos do Rio Tietê, SP**. 1996. 171 f. Tese (Doutorado em Química) — Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996.

BLANCO, I. **Sanidade de animais aquáticos: importância das ações de defesa agropecuária**. São Paulo: Defesa Agropecuária do Estado de São Paulo, 2022. Disponível em: <https://www.defesa.agricultura.sp.gov.br/informativo/defesa-agrosp-no-007-fevereiro2022/sanidade-de-animais-aquaticos-importancia-das-acoes-de-defesa-agropecuaria/>. Acesso em: 14 fev. 2025.

BONACINA, L. *et al.* Effects of water temperature on freshwater macroinvertebrates: a systematic review. **Biological Reviews**, v. 98, n. 1, p. 191-221, 2023. DOI:10.1111/brv.12903.

BOSCOLO, W. R. *et al.* **Manual técnico: criação de pacu em tanque-rede para produção de carne mecanicamente separada (CMS)**. Toledo: Convênio de cooperação técnico-financeira para o desenvolvimento de pesquisas relacionadas à produção de peixes em sistema de tanques-rede no Reservatório de Itaipu - GEMAq/Unioeste/Itaipu Binacional, 2010. 50 p.

BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond aquaculture water quality management**. Boston: Kluwer Academic, 1998. 700 p.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Instrução Normativa n.º 160, de 1º de julho de 2022**. Estabelece os limites máximos tolerados (LMT) de contaminantes em alimentos. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 6 jul. 2022. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/instrucao-normativa-in-n-160-de-1-de-julho-de-2022-413367081>. Acesso em: 27 fev. 2025.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Nota Técnica nº 8/2019/SEI/GEARE/GGALI/DIRE2/ANVISA**: avaliação de risco sobre consumo de pescado proveniente das regiões afetadas pelo rompimento da Barragem do Fundão/MG. Brasília: ANVISA, 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/arquivos-noticias-anvisa/1850json-file-1>. Acesso em: 09 dez. 2025.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013**. Dispõe sobre o regulamento técnico MERCOSUL sobre limites máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, n. 168, p. 33, 30 ago. 2013. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html. Acesso em: 22 fev. 2024

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução RDC nº 166, de 24 de julho de 2017**. Dispõe sobre a validação de métodos analíticos e dá outras providências. Brasília, DF: ANVISA, 2017. Disponível em: https://bvs.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2017/rdc0166_24_07_2017.pdf. Acesso em: 18 maio 2026.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF. 18/03/2005. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 20 fev. 2024.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 454, de 1º de novembro de 2012**. Estabelece diretrizes gerais e procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 1 nov. 2012. Disponível em: https://www.suape.pe.gov.br/images/publicacoes/legislacao/22._CONAMA_454_2012.pdf. Acesso em: 18 nov. 2025.

BRASIL. **Decreto nº 10.576, de 14 de dezembro de 2020**. Dispõe sobre a cessão de uso de espaços físicos em corpos d'água de domínio da União para a prática da aquicultura. *Diário Oficial da União*: Poder Executivo, Brasília, DF, 14 dez. 2020. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/decreto/d10576.htm. Acesso em: 04 fev. 2024.

BRASIL. **Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965**. Modifica o Decreto nº 50.040, de 24 de janeiro de 1961, referente a normas reguladoras do emprego de aditivos para alimentos, alterado pelo Decreto nº 691, de 13 de março de 1962. *Diário Oficial da União*: Poder Executivo, Brasília, DF, 26 mar. 1965. Disponível em: <https://faolex.fao.org/docs/pdf/bra183156.pdf>. Acesso em: 28 set. 2025.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art.

1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990. *Diário Oficial da União*: Poder Executivo, Brasília, DF, 8 jan. 1997. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acesso em: 10 ago. 2024.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim da aquicultura em águas da União – 2022**. Brasília: MPA, 2022.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim da aquicultura em águas da União 2024: relatório anual de produção**. 1. ed. Brasília, DF: MPA, 2024.

BURAKOV, A. E. *et al.* Adsorption of heavy metals on conventional and nanostructured materials for wastewater treatment purposes: a review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 148, p. 702–712, 2018. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.11.034.

CAMARGO, A. F. M; AMORIM, R. V. Fish farming in cages: a practice to be restricted in Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 32, e101, 2020. DOI: 10.1590/S2179-975X5519.

Canada. Health Canada. *Boron as a Medicinal Ingredient in Oral Natural Health Products*. **Ottawa**: Health Canada, July 2007. Disponível em: <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/drugs-health-products/reports-publications/natural-health-products/boron-medicinal-ingredient-oral-natural-health-products-natural-health-products-directorate-heath-canada-2007.html>. Acesso em: 15 dez. 2025.

CARVALHO, S. de. **Toxicidade do sulfato de cobre para a tilápia, *Oreochromis niloticus* e teste ecotoxicológico com *Ceriodaphnia dubia* e *Pseudokirchneriella subcapitata***. 2009. 103 f. Tese (Doutorado em Aquicultura) – Centro de Aquicultura, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

CASSOL, E. A. *et al.* Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 3, p. 705-712, 2002. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/1802/180218340015.pdf>. Acesso em: 18 nov. 2025.

CHAKRABORTY, A. *et al.* Vanadium toxicology — an assessment of general health, haematological aspects and energy response in an Indian catfish *Clarias batrachus* (Linn). **Biomaterials**, v. 11, n. 2, p. 95–100, 1998. DOI: 10.1023/A:1009269726689.

CHANDRAPALAN, T.; KWONG, R. W. M. Functional significance and physiological regulation of essential trace metals in fish. **Journal of Experimental Biology**, v. 224, n. 24, p. jeb238790, 15 dez. 2021. DOI: 10.1242/jeb.238790.

CHARBONNIER, Q. *et al.* Barium stable isotopes as a fingerprint of biological cycling in the Amazon River basin. **Biogeosciences**, v. 17, p. 5989–6015, 2020. DOI: 10.5194/bg-17-5989-2020.

CHEN, Y. *et al.* Physical and chemical processes driven by natural iron minerals in aquatic environments. **Water Cycle**, v. 6, p. 36–48, 2024. DOI: 10.1016/j.watcyc.2024.10.002.

CHOUDHARY, L. K.; KUMAR, A. Geochemistry, distribution and toxicity of barium in terrestrial ecosystem. **Environmental Science Archives**, v. 3, n. 2, p. 140–148, 28 out. 2024. DOI: 10.5281/zenodo.14003257.

CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION. **General standard for contaminants and toxins in food and feed – CXS 193-1995**. 1995. Revisado em 2024. Disponível em: https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252Fstandards%252FCXS%2B193-1995%252FCXS_193e.pdf. Acesso em: 08 dez. 2025.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB); AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Brasília, DF: ANA; São Paulo: CETESB, 2011. 59 p. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/10/Guia-nacional-de-coleta-e-preservacao-de-amostras-2012.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2025.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Mortandade de peixes: pH**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/ph/>. Acesso em: 25 mar. 2025.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Mortandade de peixes: oxigênio dissolvido**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/oxigenio-dissolvido/>. Acesso em: 03 abr. 2025.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Potássio**. Ficha de informação – substância do ambiente. São Paulo: CETESB, jul. 2012. Atualizada em set. 2016. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/24/2013/11/Potassio.pdf>. Acesso em: 28 nov. 2025.

COTTA, J. A. O.; REZENDE, M. O. O.; PIOVANI, M. R. Avaliação do teor de metais em sedimento do Rio Betari no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira-PETAR, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 40-45, 2006. DOI: 10.1590/S0100-40422006000100009.

COUGHLIN, J. R. The industrial uses of boron. **Biological Trace Element Research**, v. 66, p. 159–166, 1998. DOI: 10.1007/BF02783136.

CUNHA, J. E. da. Caracterização físico espacial da Bacia Hidrográfica do Paraná 3. In: ROCHA, A. S.; BADE, M. R. (org.). **Geografia da Bacia Hidrográfica do Paraná 3: fragilidades e potencialidades socioambientais**. Jundiaí: In House, 2018. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/4117/3/geografiabaciahidrograficaparana.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2024.

CYRINO, J. E. P. *et al.* A piscicultura e o ambiente: o uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, p. 68-87, 2010. DOI: 10.1590/S1516-35982010001300009.

DE FARIA, T. **Como classificar as formas de produção de peixes na Piscicultura**. Disponível em: <https://www.cpt.com.br/cursos-criacaodepeixes/artigos/como-classificar-as-formas-de-producao-de-peixes-na-piscicultura>. Acesso em: 24 fev. 2025.

DOVIDAUSKAS, S. *et al.* Parâmetros físico-químicos incomuns em água de abastecimento público de um município da região nordeste do Estado de São Paulo (Brasil). **Vigilância Sanitária em Debate**, v. 5, n. 1, p. 106-115, 2017. DOI: 10.22239/2317-269X.00840.

EDGAR, T.; PERRY, A.; CLARK, M. **The role of metallothioneins in heavy metal detoxification in tropical fish species: a case study in a lagoon ecosystem**. [s.l.], novembro 2024. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/396974746_The_Role_of_Metallothioneins_in_Heavy_Metal_Detoxification_in_Tropical_Fish_Species_A_Case_Study_in_a_Lagoon_Ecosystem. Acesso em: 9 jan. 2026.

EDWARDS, S. L.; MARSHALL, W.S. Principles and patterns of osmoregulation and euryhalinity in fishes. In: EVANS, D. H.; CLAIBORNE, J. B. (eds.). **Fish physiology**, v. 32. San Diego: Academic Press, 2012. p. 1–44. DOI: 10.1016/B978-0-12-396951-4.00001-3.

EIRAS, J. da C.; TAKEMOTO, R. M.; PAVANELLI, G. C. **Métodos de estudo e técnicas laboratoriais em parasitologia de peixes**. 2. ed. Maringá: Eduem, 2006. 199 p. ISBN 85-7628-032-9.

EMBRAPA. **Condutividade**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2011. Disponível em: <https://www.cnpma.embrapa.br/projetos/ecoagua/eco/condu.html>. Acesso em: 18 mai. 2025.

EMBRAPA. **Piscicultura em tanques-rede**. Brasília, DF: Embrapa, 2009. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/256917/1/CRIARPisciculturaemtanchesredeed012009.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2024.

EMBRAPA. **Processamento Sustentável do Peixe: relatos de casos em indústrias**. Brasília, DF: Embrapa, 2024. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1161454/processamento-sustentavel-de-peixe-relatos-de-casos-em-industrias>. Acesso em 04 jan. 2025.

EMBRAPA. **Recomendações práticas para avaliação da qualidade da água na produção de tilápia em tanques-redes**. Jaguariúna, SP, 2021. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1131162>. Acesso em: 01 dez. 2024.

EMBRAPA. **Rios da Bacia Hidrográfica Paraná III**. Colombo, PR, 2021. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1136708/rios-da-bacia-hidrografica-parana-iii>. Acesso em 10 jan. 2025.

EMENIKE, E. C.; IWUOZOR, K. O.; ANIDIOBI, S. U. Heavy Metal Pollution in Aquaculture: Sources, Impacts and Mitigation Techniques. **Biological Trace Element Research**. 2022. v.200. p.4476–4492. DOI: 10.1007/s12011-021-03037-x.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 550 p. Disponível em: https://professor.ufop.br/sites/default/files/roberthfagundes/files/fundamentos_de_limnologia_-_francisco_de_assis_esteves.pdf. Acesso em: 05 nov. 2025.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY (EFSA). Scientific opinion on the tolerable upper intake level for manganese. **EFSA Journal**, v. 21, n. 12, e08413, 2023. DOI: 10.2903/j.efsa.2023.8413.

EVANS, D.; PIERMARINI, P.; CHOE, K. The multifunctional fish gill: dominant site of gas exchange, osmoregulation, acid–base regulation, and excretion of nitrogenous waste. **Physiological Reviews**, v. 85, n. 1, p. 97-177, jan. 2005. DOI: 10.1152/physrev.00050.2003.

FELÍCIO, N. **Comparação de métodos convencionais e termogravimetria (TGA) na determinação de umidade, proteínas, lipídios e cinzas em embutidos cárneos**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2018.

FERNANDES, J.; SANTOS, M. Iniciação à criação de peixes: perguntas e respostas. **2. ed. Jaboticabal: FUNEP**. 2021. Disponível em: https://www.caunesp.unesp.br/Home/difusaodeconhecimentos/cartilha_iniciacao_a_criacao_de_peixes_perguntas_e_respostas.pdf. Acesso em: 03 ago. 2025.

FERRIGOLO, F. R.G. *et al.* Qualidade físico química e sensorial de filés de peixes de água doce. In: CORDEIRO, C. A. M.; AFONSO, A. M.; BORDIGNON, A. C. (orgs.). **Ciência e Tecnologia do Pescado: uma análise pluralista**. Científica Digital, Guarujá, v.3, n. 1, p. 166-176, 2021. DOI: 10.37885/210805756.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO); INTERNATIONAL WATER MANAGEMENT INSTITUTE (IWMI). More people, more food, worse water? A global review of water pollution from agriculture. **CGIAR Research Program on Water, Land and Ecosystems**. Colombo, Sri Lanka; Rome, Italy: FAO; IWMI, 2018. Disponível em: <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/686ea465-7847-428e-b599-b236f2240e47/content>. Acesso em: 27 set. 2025.

FRONZA, F. **Determinação do potencial erosivo do solo nas bacias dos rios São Francisco Falso e São Francisco Verdadeiro, região oeste do estado do Paraná**. 2019. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) - Programa de Pós-

Graduação em Tecnologia, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2019.

FUCHS, S. *et al.* **Emissions of Heavy Metals and Lindane into River Basins of Germany**. Berlin: Umweltbundesamt, Dez. 2002. 176 p. Disponível em: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2226.pdf>. Acesso em: 05 dez. 2025.

GENTELINI, A. L. *et al.* The influence of aquaculture on the hydro-geochemistry of a neotropical aquatic system. **Aquaculture**, v. 533, p. 736179, 2021. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2020.736179.

GHRIBI, F. *et al.* Liver toxicity in Nile tilapia fish exposed to lithium: oxidative lipidomics and histopathological features. **Ecotoxicology**, v. 34, p. 1660–1673, ago. 2025. DOI: 10.1007/s10646-025-02934-4.

GRAVENMIER, J. J.; JOHNSTON, D. W.; ARNOLD, W. R. Acute toxicity of vanadium to the threespine stickleback, *Gasterosteus aculeatus*. **Environmental Toxicology**, v. 20, n. 1, p. 18–22, 2005. DOI: 10.1002/tox.20073.

GRIFFITH, M. B. Toxicological perspective on the osmoregulation and ionoregulation physiology of major ions by freshwater animals: Teleost fish, crustacea, aquatic insects, and Mollusca. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 36, n. 3, p. 576–600, 2016. DOI: 10.1002/etc.3676.

GUBERT FILHO, F. A. O desflorestamento do Paraná em um século. In: SONDA, C.; TRAUZYNSKI, S. C. (org.). **Reforma agrária e meio ambiente: teoria e prática no Estado do Paraná**. Curitiba: ITCG, 2010. p. 15-25. Disponível em: <https://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Reforma-Agraria-e-Meio-Ambiente>. Acesso em 12 fev. 2025.

HAUSER-DAVIS, R. A. *et al.* Titanium as a contaminant of emerging concern in the aquatic environment and the current knowledge gap regarding seabird contamination. **Ornithologia**, v. 11, n. 1, p. 7-15, 2020. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/centros-de-pesquisa/aves-silvestres/produtos-e-servicos/revista-ornithologia/arquivos_pdf_revistas/ornithologia_11_1_2020.pdf. Acesso em: 2 dez. 2025.

HE, Z. *et al.* Soil erosion and pollutant transport during rainfall-runoff processes. **Water Resources**, v. 41, n. 5, p. 604-611, 2014. DOI: 10.1134/S0097807814050170.

HOWE, P. D. A review of the environmental effects of boron. **Biological Trace Element Research**, v. 66, p. 153–166, 1998. DOI: 10.1007/BF02783135.

HUANG, H. *et al.* Nutritional value and bioaccumulation of heavy metals in nine commercial fish species from Dachen Fishing Ground, East China Sea. **Scientific Reports**, v. 12, p. 6927, 2022. DOI: 10.1038/s41598-022-10975-6.

HUANG, Z. *et al.* Risk assessment of heavy metals in the surface sediment at the drinking water source of the Xiangjiang River in South China. **Environmental Sciences Europe**, v. 32, p. 23, 2020. Disponível em: <https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/s12302-020-00305-w>. Acesso em: 19 nov. 2025.

HÜFFMEYER, N.; KLASMEIER, J.; MATTHIES, M. Geo-referenced modeling of zinc concentrations in the Ruhr river basin (Germany) using the model GREAT-ER. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 407, n. 7, p. 2296–2305, 2009. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.11.055.

IGARASHI, M.A. Desenvolvimento tecnológico e econômico do cultivo de tilápias em tanques-redes e viveiros escavados no Brasil. **Nutritime – Revista Eletrônica**, v. 21, n. 3, p. 10751-10763, 2024. Disponível em: <https://nutritime.com.br/wp-content/uploads/2024/05/Artigo-588.pdf>. Acesso em: 03 nov. 2025.

INSTITUTE OF MEDICINE (US) Panel on Micronutrients. Dietary Reference Intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium, and Zinc. Washington, **DC: National Academies Press**, 2001. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK222312/>. Acesso em: 08 dez. 2025.

INSTITUTO ADOLFO LUTZ. **Normas Analíticas do Instituto Adolfo Lutz**. Métodos físico-químicos para análises de alimentos. 4ª ed. (1ª Edição digital), 2008. 1020 p. Disponível em: https://www.ial.sp.gov.br/resources/editorinplace/ial/2016_3_19/analisedealimentosial_2008.pdf. Acesso em: 20 fev. de 2025.

INCAPER - Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural. **Aquicultura**. Disponível em: <https://incaper.es.gov.br/aquicultura>. Acesso em: 07 fev. 2025.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). **Qualidade das águas dos reservatórios do estado do Paraná**. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2021-03/relatorio_2017.pdf. Acesso em: 28 mai. de 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Demográfico 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/foz-do-iguacu/panorama>. Acesso em: 13 jan. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Pecuária Municipal 2022**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?edicao=37928&t=resultados>. Acesso em: 15 jan. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades e Estados**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pr/entre-rios-do-oeste.html>. Acesso em: 15 jan. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades e Estados**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pr/foz-do-iguacu.html>. Acesso em: 15 jan. 2024.

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DA BAHIA – IFBA. **Glossário de terminologias da Engenharia Ambiental em Libras**. Vitória da Conquista, 2025. Disponível em: <https://portal.ifba.edu.br/conquista/noticias-periodo-de-eleicoes/GlossrioLibrasdaEngenhariaAmbientaITEAL.pdf>. Acesso em: 15 abr. 2025.

ITAIPU. **Relatório Anual Itaipu Binacional 2022**. Disponível em: https://itaipu.gov.br/wp-content/uploads/2024/12/Relatorio_de_Sustentabilidade_ITAIPU_Binacional_2022_vf.pdf. Acesso em: 19 abr. 2025.

ITAIPU. **Reservatório**. Disponível em: <https://www.itaipu.gov.br/energia/reservatorio>. Acesso em: 19 abr. 2025.

ITAIPU. **Royalties**. Disponível em: <https://www.itaipu.gov.br/responsabilidade/royalties>. Acesso em: 19 abr 2025.

IWEGBUE, C. M. A. *et al.* Concentrations and health risk assessment of metals in chewing gums, peppermints and sweets in Nigeria. **Journal of Food Measurement and Characterization**, v. 9, n. 2, p. 160–174, 2015. DOI: 10.1007/s11694-014-9221-4.

JENA, P.; HEMBRAM, P. Navigating the chromium conundrum: a review of heavy metal stress and bioremediation strategies. **Discover Environment**, [S.l.], v. 2, article 66, 2024. DOI: 10.1007/s44274-024-00085-7.

JU, Y.-R. *et al.* Assessment of heavy metals in aquaculture fishes collected from southwest coast of Taiwan and human consumption risk. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 123, p. 90–97, 2017. DOI: 10.1016/j.ibiod.2017.04.003.

JUNIOR, I. L. *et al.* Evaluation of pseudo-total and labile metals (Cu^{2+} , Cr^{3+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , Pb^{2+} and Zn^{2+}) in surface sediments at the mouth of tributaries of the Itaipu Reservoir, Brazil. **Eclética Química Journal**, v. 43, supl., p. 51–61, 2018. DOI: 10.26850/1678-4618EQJ.V43.1SI.2018.P51-61.

KAFILAT A. B. Assessment of heavy metal pollution in Nigerian surface freshwaters and sediment: A meta-analysis using ecological and human health risk indices. **Journal of Contaminant Hydrology**. v. 256. mai. 2023. DOI: 10.1016/j.jconhyd.2023.104199.

KOVACIK, A. *et al.* The biological relevance of potentially toxic metals in freshwater fish. **Frontiers in Physiology**, v. 16, art. 1609555, 2025. DOI: 10.3389/fphys.2025.1609555.

KUMAR, A; SINGH, R. Trace metals in the aquatic environment: macro and micro elements in surface and groundwater. **Intechopen**. Londres: IntechOpen, 2023. p. 105-125. Disponível em: https://intech-files.s3.amazonaws.com/a043Y00000vBvmWQAS/0013924_Authors_Book%20%282023-10-05%2010%3A48%3A12%29.pdf. Acesso em: 17 out. 2025.

KUMAR, M. *et al.* 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**, v. 83, p. 127377, 2024. DOI: 10.1016/j.jtemb.2023.127377.

KUMAR, N. *et al.* Health risk assessment and metal contamination in fish, water and soil sediments in the East Kolkata Wetlands, India, Ramsar site. **Scientific Reports**, Londres, v. 13, n. 1, art. 1546, 27 jan. 2023. DOI: 10.1038/s41598-023-28801-y.

LALL, S. P.; KAUSHIK, S. J. Nutrition and metabolism of minerals in fish. **Animals**, v. 11, n. 9, p. 2711, 2021. DOI: 10.3390/ani11092711.

LI, W. *et al.* Evaluation of concentration-discharge dynamics and nitrogen export on anthropogenic inputs and stormflow across alternative time-scales. **Ecological Indicators**, v. 98, p. 879-887, 2019. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.11.057.

LINNA, A. *et al.* Exposure to cobalt in the production of cobalt and cobalt compounds and its effect on the heart. **Occupational and Environmental Medicine**, Londres, v. 61, n. 11, p. 877–885, 2004. DOI: 10.1136/oem.2003.009605.

LIPY, E. P. *et al.* Assessment of Heavy Metal Concentration in Water, Sediment and Common Fish Species of Dhaleshwari River in Bangladesh and their Health Implications. **Biological Trace Element Research**. v.199. p.4295–4307. 2021. DOI: 10.1007/s12011-020-02552-7.

LU, Q. *et al.* Barium concentration, phytoavailability, and risk assessment in soil-rice systems from an active barium mining region. **Applied Geochemistry**, v. 106, p. 142-148, 2019. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2019.05.010.

MAGNA, E.K. *et al.* Health risk assessment and levels of heavy metals in farmed Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) from the Volta Basin of Ghana. **Journal of Chemistry**, v. 2021, p. 1–10, 2021. DOI: 10.1155/2021/2273327.

MAKWINJA, R.; GEREMEW, A. Roles and requirements of trace elements in tilapia nutrition: Review. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 46, n. 3, p. 281–287, 2020. DOI: 10.1016/j.ejar.2020.05.001.

MANAN, H. *et al.* Recent Developments in Aquaculture – A Review. **Annals of Animal Science**, v. 23, n. 3, p. 663-680, 2023. DOI:10.2478/aoas-2023-0044.

MANNAN, M. *et al.* Bioaccumulation of Toxic Heavy Metals in Fish after Feeding with Synthetic Feed: A Potential Health Risk in Bangladesh. **Journal of Nutrition & Food Sciences**, v. 8, n. 5, p. 1–6, 2018. DOI: 10.4172/2155-9600.1000728.

MANDUCA, L. G. *et al.* Effects of different stocking densities on Nile tilapia performance and profitability of a biofloc system with a minimum water exchange. **Aquaculture**, v. 530, p. 735814, 15 jan. 2021. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2020.735814.

MARENGONI, N. G. Produção de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*, linhagem Chitralada) cultivada em tanques-rede sob diferentes densidades de estocagem. **Archivos de Zootecnia**, Córdoba, v. 55, n. 210, p. 127-138, 2006. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/495/49521001.pdf>. Acesso em: 4 nov. 2025.

MEURER, F. *et al.* Farelo de soja na alimentação de tilápias-do-nilo durante o período de reversão sexual. **Revista brasileira de zootecnia**, v. 37, p. 791-794, 2008. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbz/a/Y5F8dT9LqV9WkWfDsMLkNBz/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 12 ago 2025.

MICHAELSEN, A. **Agenda 2030**: quais os esforços para promover o desenvolvimento sustentável? Politize, 2020. Disponível em: <https://www.politize.com.br/agenda-2030>. Acesso em: 18 ago. 2025.

NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL. **OMS: envenenamento por chumbo mata cerca de um milhão de pessoas por ano**. Nações Unidas no Brasil, 25 out. 2022. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/204690-oms-envenenamento-por-chumbo-mata-cerca-de-um-milh%C3%A3o-de-pessoas-por-ano>. Acesso em: 08 dez. 2025.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA). **What is aquaculture**. Disponível em: <https://oceanservice.noaa.gov/facts/aquaculture.html>. Acesso em: 07 fev. 2025.

NETTO, J. *et al.* Formulação, análises microbiológicas, composição centesimal e aceitabilidade de empanados de jundiá (*Rhamdia quelen*), pacu (*Piaractus mesopotamicus*) e tilápia (*Oreochromis niloticus*). **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, São Paulo, v. 69, n. 2, p.181-187, 2010. Disponível em: <https://periodicos.saude.sp.gov.br/RIAL/article/view/32654/31485>. Acesso em: 20 mar 2025.

NOVAES, G. *et al.* Toxicidade dos metais níquel e cobre e sua possível atuação como interferentes endócrinos em ambientes aquáticos. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 48, p. 128–141, 2018. DOI: 10.5327/Z2176-947820180329.

OBENG, S. K. *et al.* Manganese: From Soil to Human Health — a comprehensive overview of its biological and environmental significance. **Nutrients**, Basel, v. 16, n. 20, p. 3455, 2024. DOI: 10.3390/nu16203455.

OGAWA, M.; MAIA, E. L.; **Manual de Pesca**. Ciência e Tecnologia do Pescado. São Paulo, Varela, 1999, v. 1, 453 p.

OLIVEIRA, J. G. de; POLETTO, M. Avaliação do processo de secagem e determinação do teor de metais em três espécies de peixes comercializados no Brasil. **Revista Contemporânea**, v. 3, n. 9, p. 15110–15126, 2023. DOI: 10.56083/RCV3N9-087.

OLIVEIRA, M. R de. **Investigação da contaminação por metais pesados da água e do sedimento de corrente nas margens do Rio São Francisco e tributários, a jusante da represa da Cemig, no município de Três Marias, Minas Gerais**. 2007. 149 f. Tese (Doutorado em Geologia ou Recursos Hídricos) – Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

ONU BRASIL. Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil. **Nações Unidas Brasil**, 2022. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>. Acesso em: 17 ago. 2025.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E A AGRICULTURA (FAO). **The State of World Fisheries and Aquaculture 2024: Blue Transformation in Action**. Roma: FAO, 2024. Disponível em: <https://thegdst.org/wp-content/uploads/2024/12/The-State-of-World-Fisheries-and-Aquaculture-2024.pdf>. Acesso em: 30 ago. 2025.

OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J. R.; SOTO, D. **Aquicultura no Brasil: o desafio é crescer**. Brasília: Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca, Governo Federal Brasil; FAO; Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais – GIA, 2008. 276 p. ISBN 978-85-60930-00-5. Disponível em: <https://www.yumpu.com/pt/document/view/45546517/livro-aquicultura-no-brasil-o-desafio-ac-crescer-pdf-projeto-pacu>. Acesso em: 10 fev. 2025.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Sustentável (SEDEST). **Resolução SEDEST nº 48, de 11 de outubro de 2024**. Estabelece normas, critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental e a outorga de uso de recursos hídricos de empreendimentos e atividades de aquicultura e maricultura. Curitiba, 2024. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=466530>. Acesso em: 17 ago. 2025.

PARANÁ. INSTITUTO ÁGUA E TERRA (IAT). **Sistema de Informações Hidrológicas – SIH: dados de precipitação mensal**. Curitiba: Instituto Água e Terra. 2024. Disponível em: <https://sih.iat.pr.gov.br/>. Acesso em: 15 ago. 2025.

PAVANELLO, A. C. L.; MUCINHATO, R. M. D. **Avaliação da bioacumulação de metais em Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) cultivadas na região de Londrina**. 2016. 59 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.

PEIXOTO, N. **Prevenção dos efeitos tóxicos do cloreto de mercúrio em ratos jovens pelo cloreto de zinco: papel das metalotioneínas**. 2006. Tese (Doutorado

em Bioquímica Toxicológica) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2006.

PRESAS-BASALO, F. Potassium homeostasis and fish welfare in coupled aquaponic systems. **Fisheries and Aquaculture Journal**, v. 13, n. 2, 2022. Disponível em: <https://www.longdom.org/open-access/potassium-homeostasis-and-fish-welfare-in-coupled-aquaponic-systems-90766.html>. Acesso em: 18 nov. 2025.

RAI, A.; ULLAH, A.; HAIDER, J. *Determination of Acute Toxicity of Copper and Cobalt for Tilapia nilotica*. **Journal of Bioresource Management**, v. 2, n. 1, 2015. DOI: 10.35691/JBM.5102.0012.

REGOLI, L. *et al.* The bioconcentration and bioaccumulation factors for molybdenum in the aquatic environment from natural environmental concentrations up to the toxicity boundary. **Science of The Total Environment**, v. 435-436, p. 96-106, 2012. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.06.020.

RICKETTS, C. D.; BATES, W. R.; REID, S. D. The Effects of Acute Waterborne Exposure to Sublethal Concentrations of Molybdenum on the Stress Response in Rainbow Trout, *Oncorhynchus mykiss*. **PLOS One**, v. 10, n. 1, e0115334, 2015. DOI: 10.1371/journal.pone.0115334.

RIBEIRO, C. A. O. *et al.* Bioaccumulation and the effects of organochlorine pesticides, PAH and heavy metals in the Eel (*Anguilla anguilla*) at the Camargue Nature Reserve, France. **Aquatic Toxicology**, v. 74, n. 1, p. 53-69, 2005. DOI: 10.1016/j.aquatox.2005.04.008.

ROCHA, S. **Determinação espectrofotométrica de cromo(VI) na presença de cromo(III) usando Br-PADAP**. 2000. Dissertação (Mestrado em Química) — Instituto de Química, Universidade Federal da Bahia, Salvador, fev. 2000.

RODERJAN, C. V. *et al.* As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. **Ciência & Ambiente**, v. 13, n. 24, p. 75-92, 2002. Disponível em: <https://cienciaeambiente.com.br/shared-files/2372/?075-092.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2024.

ROMANZINI, G.; COSTA, C. Cultivo da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede: uma revisão de literatura. **Revista JRG de Estudos Acadêmicos**, v. 6, n. 13, p. 783-797, 2023. DOI: 10.5281/zenodo.8039083.

RUIZ-PICOS, R.; LÓPEZ-LÓPEZ, E. Gill and liver histopathology in *Goodea atripinnis* Jordan, related to oxidative stress in Yuriria Lake, Mexico. **International Journal of Morphology**, v. 30, n. 3, p. 1139–1149, 2012. DOI: 10.4067/S0717-95022012000300060.

SANTOS, M. S. *et al.* Análise da concentração e distribuição de metais pesados na água do Rio das Velhas entre a cidade de Várzea da Palma e o distrito de Barra do Guaicuí—MG. **Revista Cerrados**, Montes Claros, v. 16, n. 1, p. 130-158, 2018. DOI:10.22238/rc2448269220171601130158.

SERVIÇO NACIONAL DE APRENDIZAGEM RURAL (SENAR). **Piscicultura: alimentação**. Brasília, 2019. Disponível em: https://www.cnabrazil.org.br/assets/arquivos/263-Piscicultura-Alimenta%C3%A7%C3%A3o_191025_203233.pdf. Acesso em: 12 fev. 2025.

SHAH, N. *et al.* Monitoring bioaccumulation of heavy metals in gills and muscle tissues of fish. **Bioinorganic Chemistry and Applications**, v. 2020, p. 6185231, 2020. DOI: 10.1155/2020/6185231.

SHARMA, S. *et al.* Barium distribution, dynamics and fate in terrestrial and aquatic environments. **Environmental Research**, v. 287, p. 123059, 15 dez. 2025. DOI: 10.1016/j.envres.2025.123059.

SILVA, A. B.; PEREIRA, C. D.; OLIVEIRA, E. F. *Biodisponibilidade de metais-traço em sedimentos: uma revisão*. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p. e135, 2025. DOI: 10.15392/2319-0612.2025.0135.

SILVA, G. *et al.* *Tilápia-do-Nilo: criação e cultivo em viveiros no Estado do Paraná*. Curitiba: **Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais – GIA**, 2015. 292 p. Disponível em: <https://gia.org.br/portal/wp-content/uploads/2017/12/Livro-pronto.pdf>. Acesso em: 17 ago. 2025.

SILVA, V. *et al.* Determinação do teor de umidade e da atividade da água em algas e peixes por técnicas termoanalíticas. **Química Nova**, v.31, n.4, São Paulo, 2008.

STIZ, E. *et al.* Vantagens da produção de peixes em tanques-rede. In: **IV Colóquio Estadual de Pesquisa Multidisciplinar**. 20 e 21 de maio de 2021. UNIFIMES. Disponível em: https://publicacoes.unifimes.edu.br/index.php/coloquio/pt_BR/article/view/698. Acesso em: 16 ago. 2025.

TEIXEIRA, S. **Nutrição de peixes ornamentais: como proceder**. Disponível em: <https://www.cpt.com.br/dicas-cursos-cpt/nutricao-de-peixes-ornamentais-como-proceder>. Acesso em: 17 fev. 2025.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Chromium in Drinking Water**. Washington, D.C.: EPA, 2026. Disponível em: <https://www.epa.gov/sdwa/chromium-drinking-water>. Acesso em: 9 jan. 2026.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **SW-846 Test Method 3005A**: Acid digestion of waters for total recoverable or dissolved metals for analysis by FLAA or ICP spectroscopy. Revision 1. Washington, DC: EPA, 1992. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3005a.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2025.

UNIVERSITY OF FLORIDA. **Dissolved oxygen**. Center for Aquatic and Invasive Plants. Disponível em: <https://plants.ifas.ufl.edu/overview-of-florida-waters/water-quality/dissolved-oxygen/#:~:text=Oxig%C3%AAnio%20das%20Plantas,organismos%2C%20incluindo%20as%20pr%C3%B3prias%20plantas>. Acesso em: 10 ago. 2025.

VASCONCELLOS, A. C. S. de et al. Nota técnica: avaliação de risco à saúde atribuível ao consumo de pescado contaminado por metilmercúrio na Bacia do Rio Branco, Roraima, Amazônia, Brasil. **Fundação Oswaldo Cruz**, 2022. Disponível em: <https://informe.ensp.fiocruz.br/assets/anexos/ff51a29762190d78a7da62fa06d2751e>. PDF. Acesso em: 24 out. 2025.

WEISS, L. **Parâmetros físico-químicos da água e bioacumulação de metais em peixes de tanques-rede em Entre Rios do Oeste-PR**. 2017. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) — Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, 2017.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Lead poisoning and health**. Genebra: WHO, 2024. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>. Acesso em: 08 dez 2025.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Manganese**. Environmental health criteria; 17. Genebra: WHO, 1981. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/924154077X>. Acesso em: 08 dez. 2025.

XIE, F. *et al.* Mobilization of heavy metals from floodplain sediments of the Yellow River during redox fluctuations. **Journal of Environmental Sciences**, v. 150, p. 432–439, 2 abr. 2024. DOI: 10.1016/j.jes.2024.03.041.

YAKKERIMATHA, S. *et al.* Kinetic, adsorption, and thermodynamic study of removal of Cr⁶⁺ by iron-rich natural clay minerals. **Desalination and Water Treatment**, 2024. DOI: 10.1016/j.dwt.2024.100302.

YANAR Y.; CELIK, M.; AKAMCA, E. Effects of brine concentration on shelf-life of hot-smoked tilapia (*Oreochromis niloticus*) stored at 4 °C. **Food Chemistry**, v. 97, n. 2 p. 244247, 2006. DOI: 10.1016/j.foodchem.2005.03.043.

YANG, L. *et al.* Pollution Load Estimation and Control Countermeasures of Zhangze Reservoir. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, e874124, 2022. DOI: 10.3389/fenvs.2022.874124.

YUAN, Y. *et al.* Toxicological impacts of excessive lithium on largemouth bass (*Micropterus salmoides*): body weight, hepatic lipid accumulation, antioxidant defense and inflammation response. **Science of the Total Environment**, v. 841, p. 156784, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.156784.

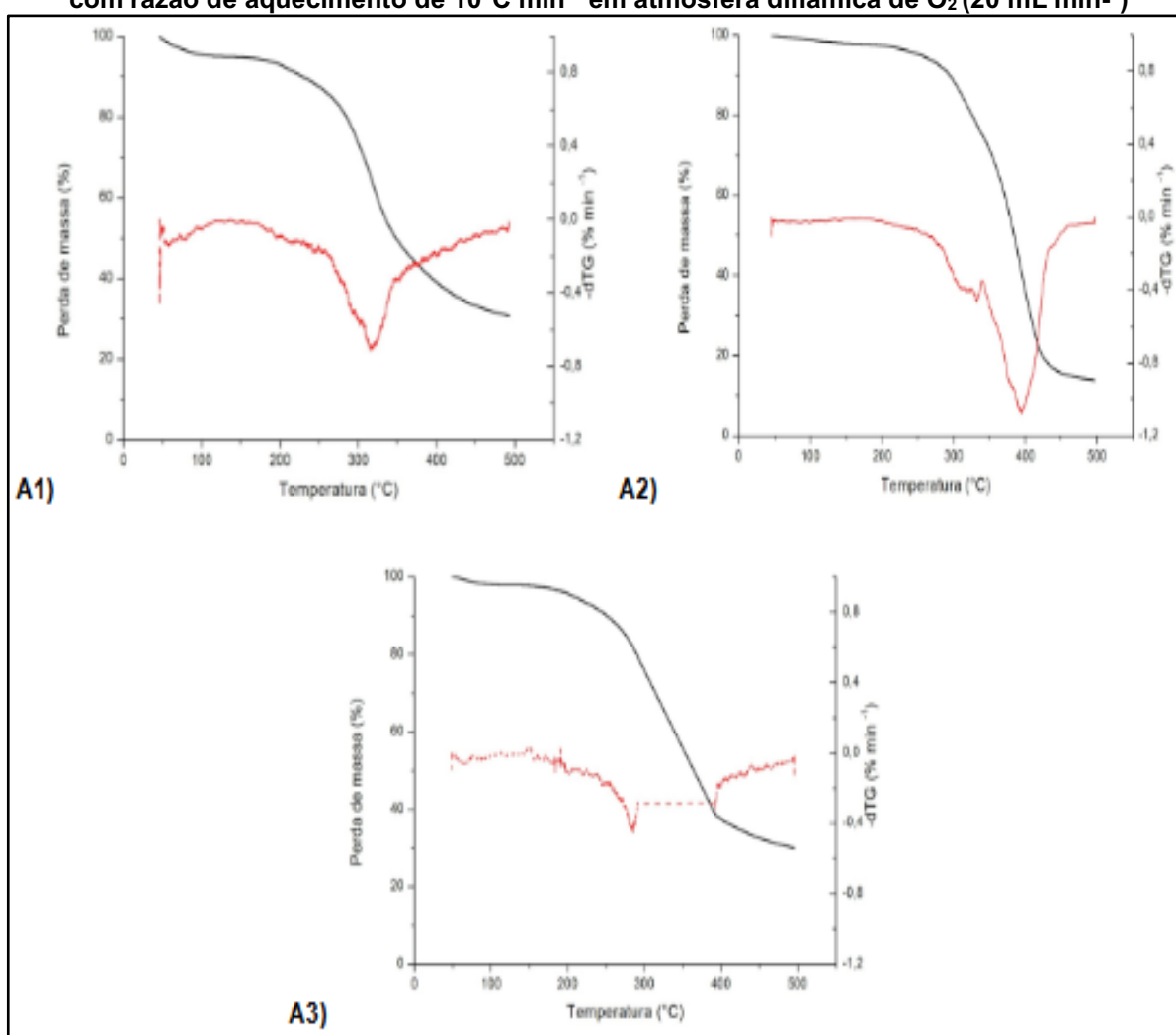
ZAGHLOUL, G. Y. *et al.* Impact of heavy metal accumulation in different organs on fish quality from Bardawil Lake and human health risks assessment. **Geochemical Transactions**, v. 25, p. 1, 2024. DOI: 10.1186/s12932-023-00084-2.

ZHENG, G. *et al.* Nickel-induced oxidative stress and apoptosis in *Carassius auratus* liver by JNK pathway. **Aquatic Toxicology**, v. 147, p. 105–111, 2014. DOI: 10.1016/j.aquatox.2013.12.015.

ZORZO, F. *et al.* Desenvolvimento sustentável e agenda 2030: uma análise dos indicadores brasileiros. **Revista Gestão e Desenvolvimento**, [S. l.], v. 19, n. 2, p. 160–182, 2022. DOI: 10.25112/rgd.v19i2.3114.

APÊNDICE A - Curvas TG/DTG de amostras do músculo de tilápia-do-Nilo (A1) dos tanques-rede de Entre Rios do Oeste-PR e de pacu (A2) e tilápia-do-Nilo (A3) dos tanques-rede de Foz do Iguaçu-PR

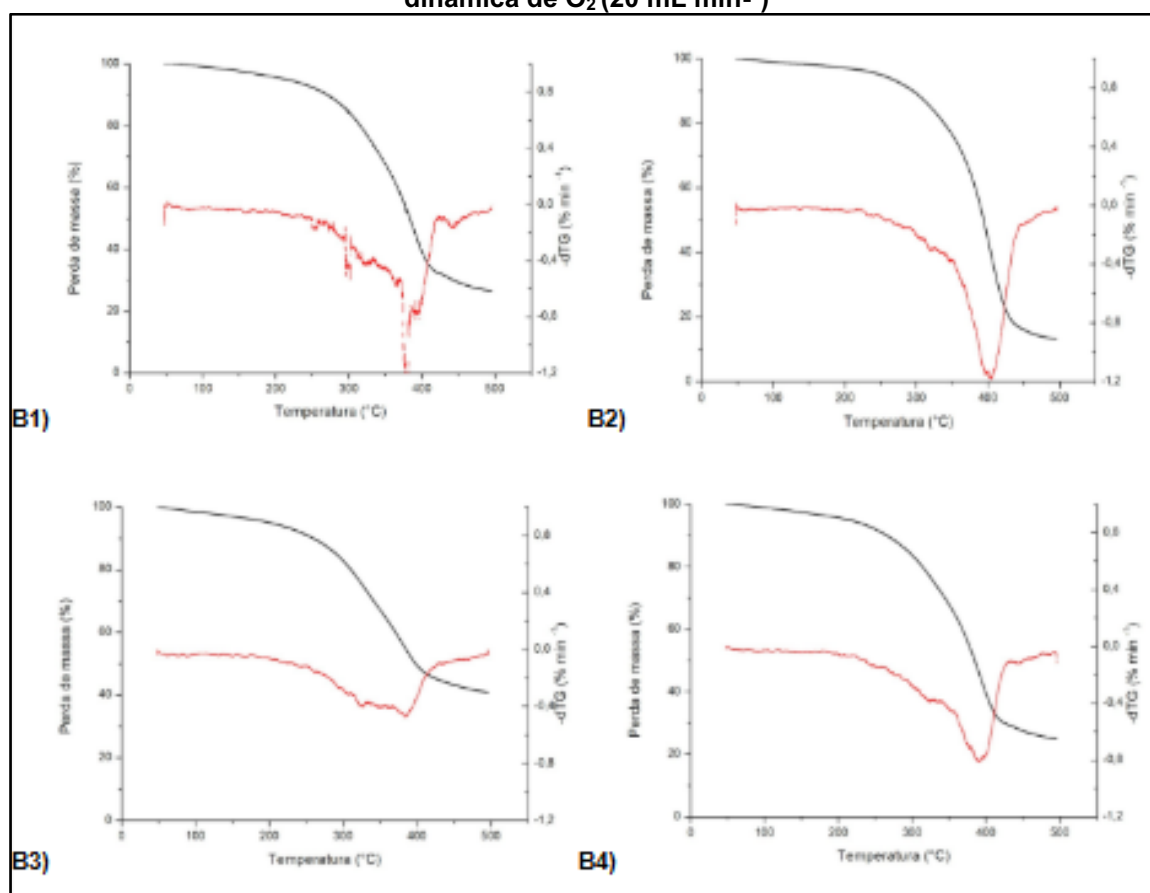
Figura A.1 - Curvas TG/DTG das amostras de músculo A1 (tilápia-do-Nilo – Entre Rios do Oeste-PR), A2 (pacu – Foz do Iguaçu-PR) e A3 (tilápia-do-Nilo – Foz do Iguaçu-PR), obtidas com razão de aquecimento de $10^{\circ}\text{C min}^{-1}$ em atmosfera dinâmica de O_2 (20 mL min^{-1})



Fonte: Elaboração própria (2025).

APÊNDICE B - Curvas TG/DTG de amostras das brânquias de pacu (B1) e tilápia-do-Nilo (B2) dos tanques-rede de Entre Rios do Oeste-PR e de pacu (B3) e tilápia-do-Nilo (B4) dos tanques-rede de Foz do Iguaçu-PR

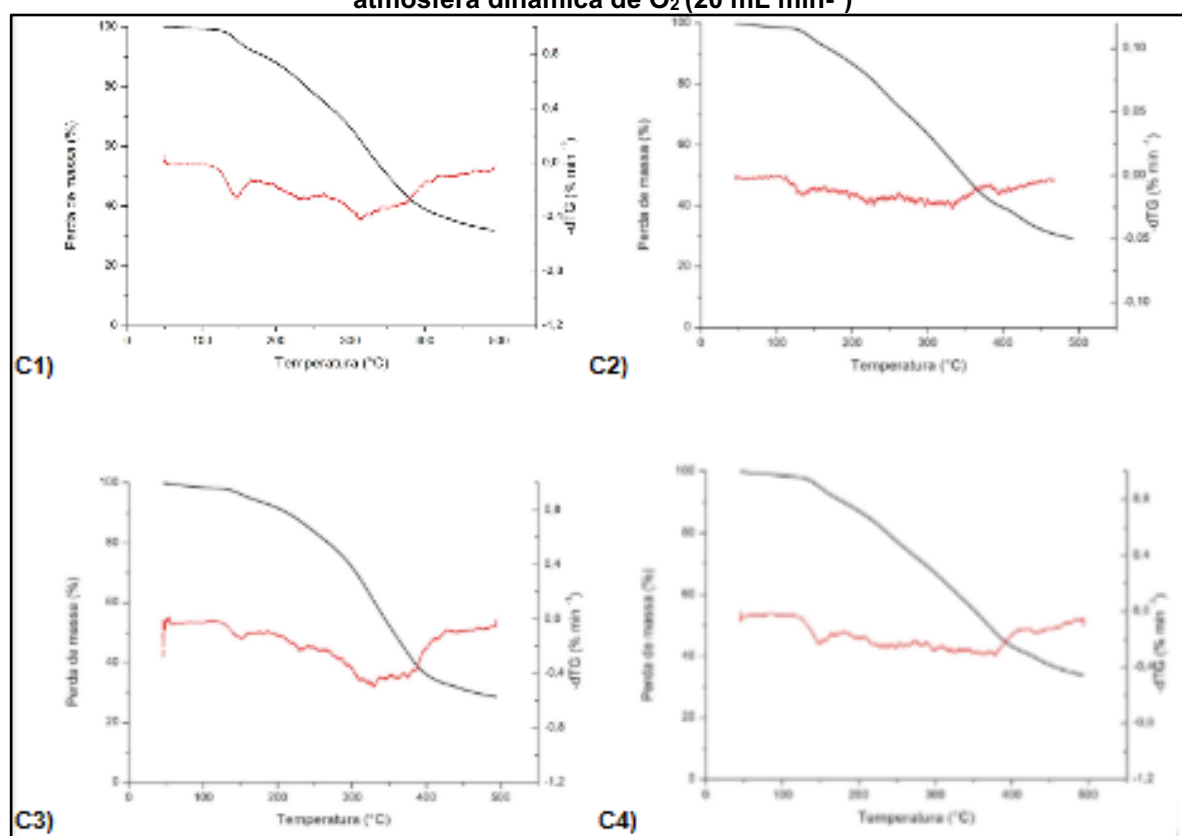
Figura B.1 - Curvas TG/DTG das amostras de brânquias B1 (pacu – Entre Rios do Oeste-PR), B2 (tilápia-do-Nilo – Entre Rios do Oeste-PR), B3 (pacu – Foz do Iguaçu-PR) e B4 (tilápia-do-Nilo – Foz do Iguaçu-PR), obtidas com razão de aquecimento de $10^{\circ}\text{C min}^{-1}$ em atmosfera dinâmica de O_2 (20 mL min^{-1})



Fonte: Elaboração própria (2025).

APÊNDICE C - Curvas TG/DTG de amostras compostas do fígado de pacu (C1) e tilápia-do-Nilo (C2) dos tanques-rede de Entre Rios do Oeste-PR e de pacu (C3) e tilápia-do-Nilo (C4), dos tanques-rede de Foz do Iguaçu-PR

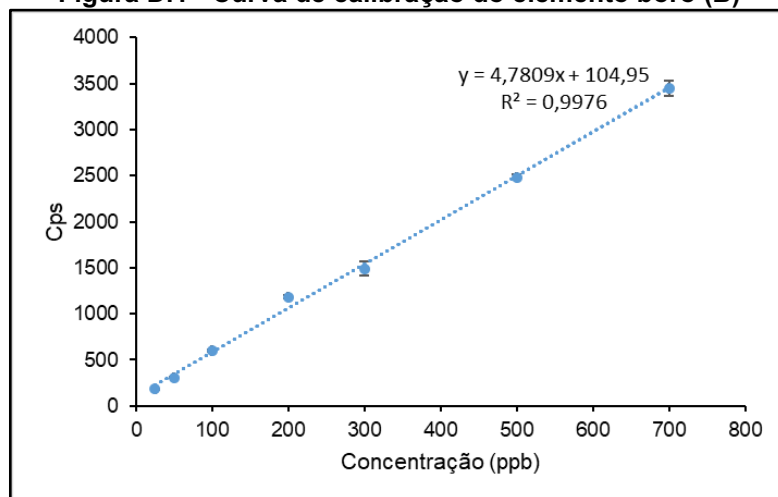
Figura C.1 - Curvas TG/DTG das amostras compostas de fígado C1 (pacu – Entre Rios do Oeste-PR), C2 (tilápia-do-Nilo – Entre Rios do Oeste-PR), C3 (pacu – Foz do Iguaçu-PR) e C4 (tilápia-do-Nilo – Foz do Iguaçu-PR), obtidas com razão de aquecimento de $10^{\circ}\text{C min}^{-1}$ em atmosfera dinâmica de O_2 (20 mL min^{-1})



Fonte: Elaboração própria (2025).

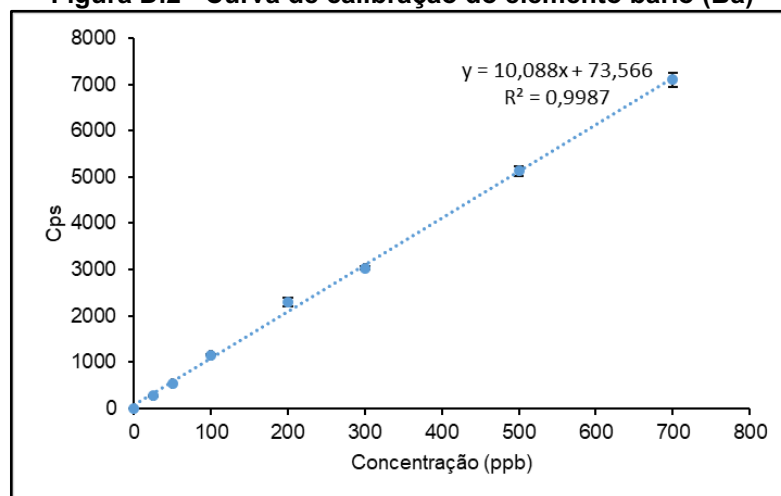
APÊNDICE D - CURVAS DE CALIBRAÇÃO DOS ELEMENTOS METÁLICOS ANALISADOS

Figura D.1 - Curva de calibração do elemento boro (B)

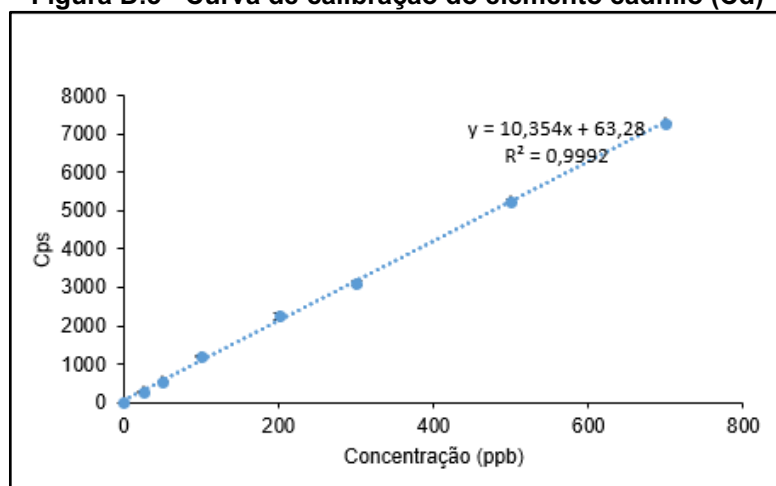


Fonte: Elaboração própria (2025).

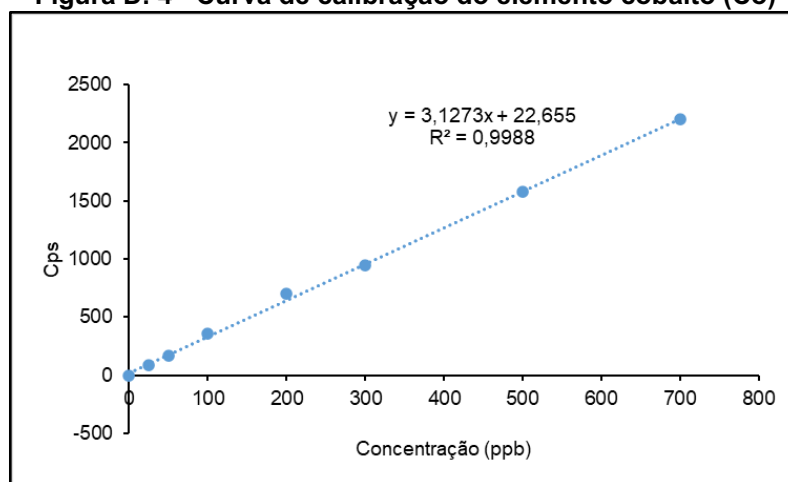
Figura D.2 - Curva de calibração do elemento bário (Ba)



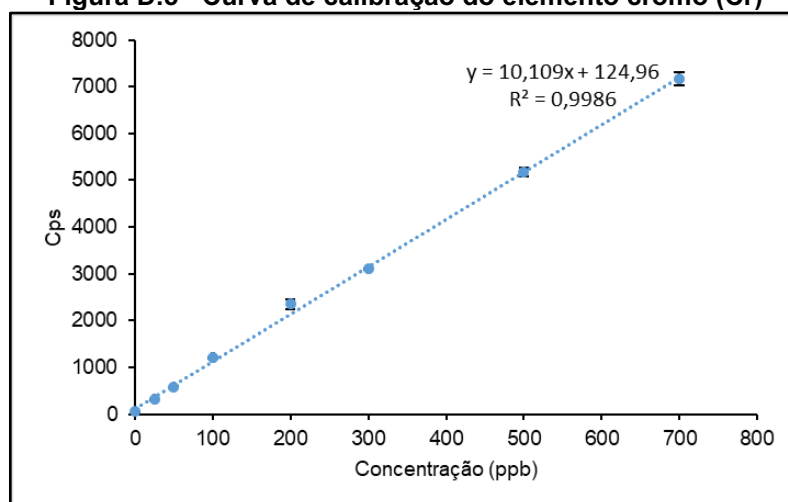
Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.3 - Curva de calibração do elemento cádmio (Cd)

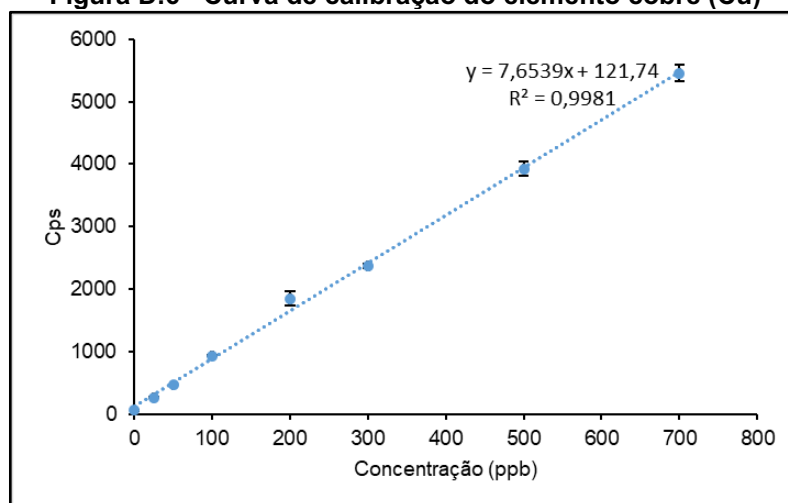
Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D. 4 - Curva de calibração do elemento cobalto (Co)

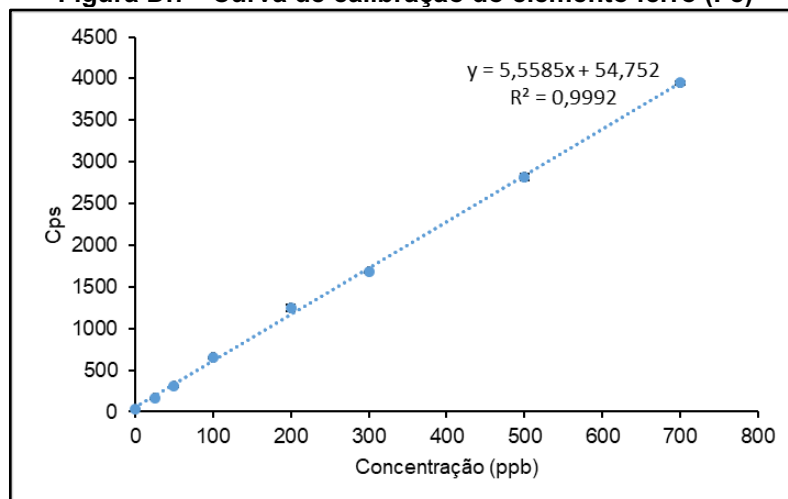
Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.5 - Curva de calibração do elemento cromo (Cr)

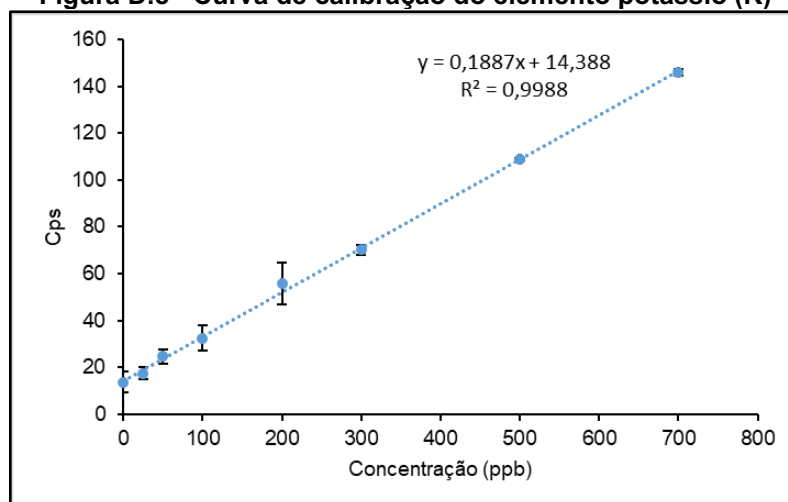
Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.6 - Curva de calibração do elemento cobre (Cu)

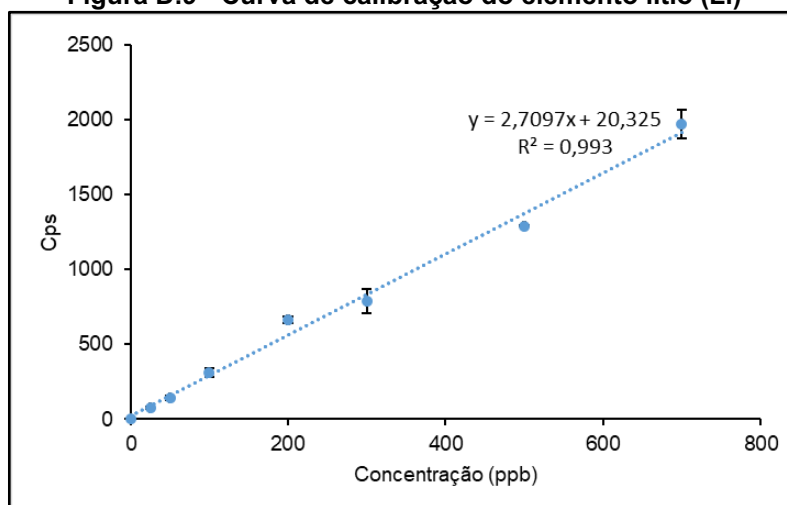
Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.7 - Curva de calibração do elemento ferro (Fe)

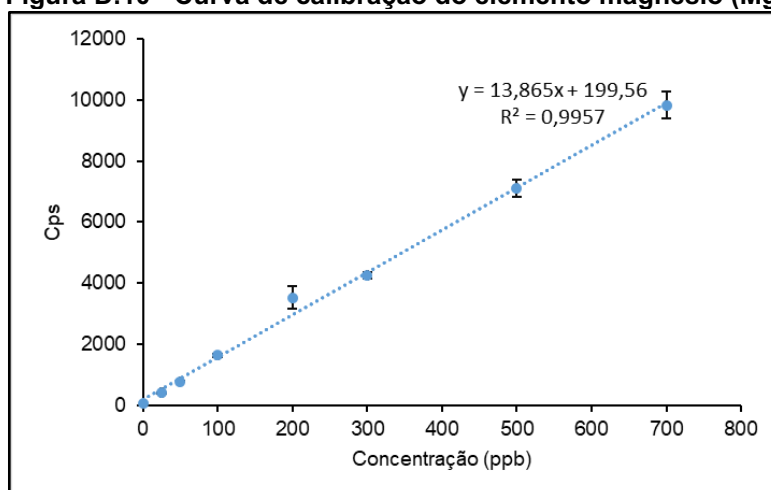
Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.8 - Curva de calibração do elemento potássio (K)

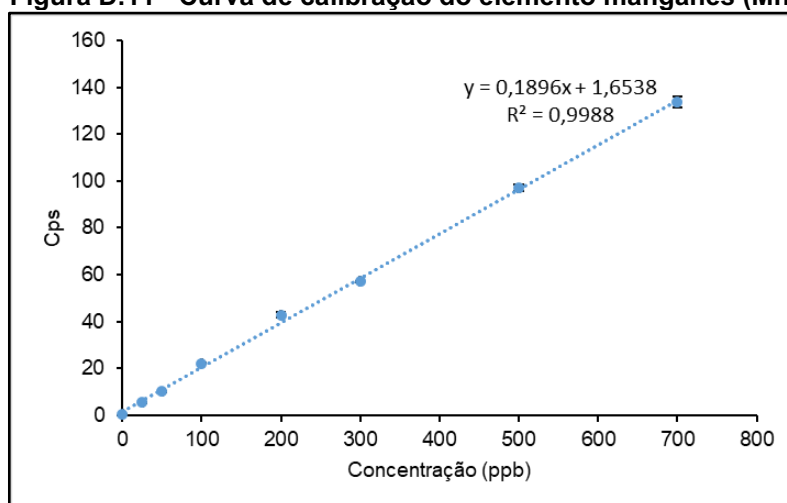
Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.9 - Curva de calibração do elemento lítio (Li)

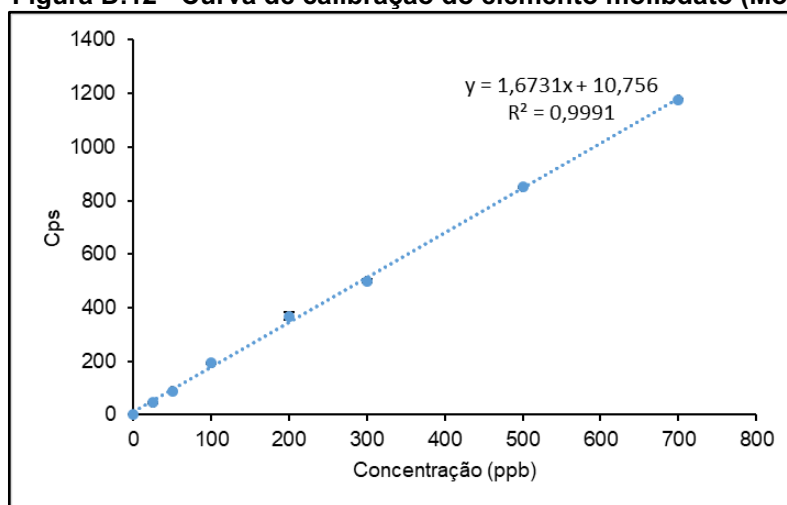
Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.10 - Curva de calibração do elemento magnésio (Mg)

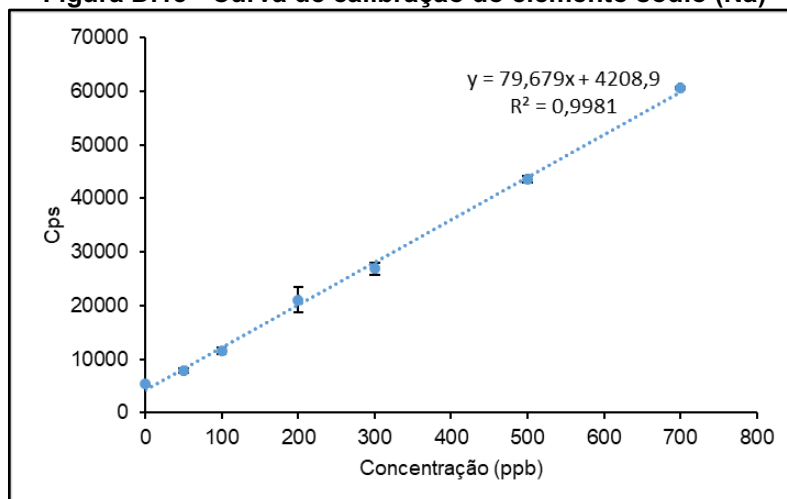
Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.11 - Curva de calibração do elemento manganês (Mn)

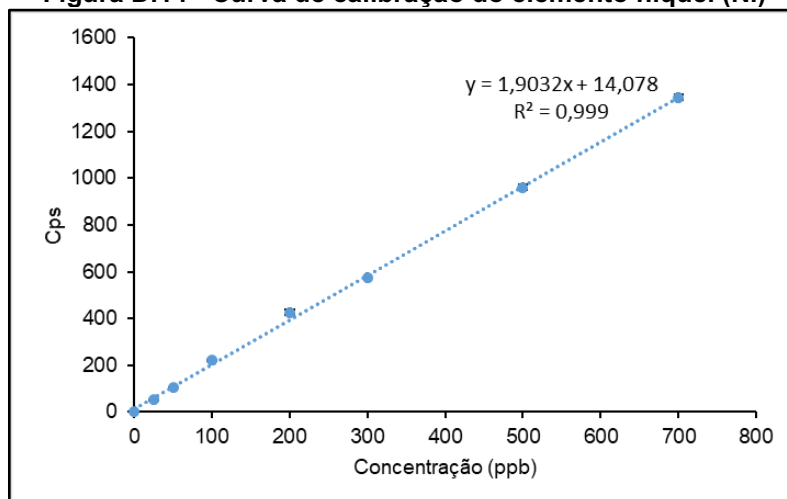
Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.12 - Curva de calibração do elemento molibdato (Mo)

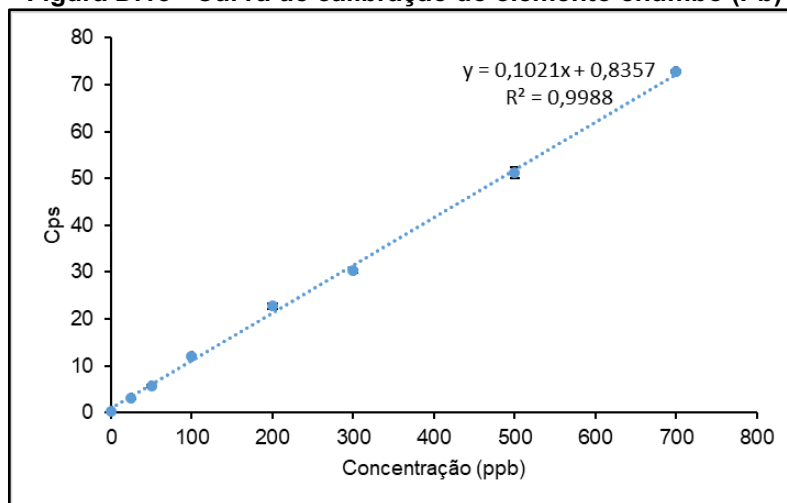
Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.13 - Curva de calibração do elemento sódio (Na)

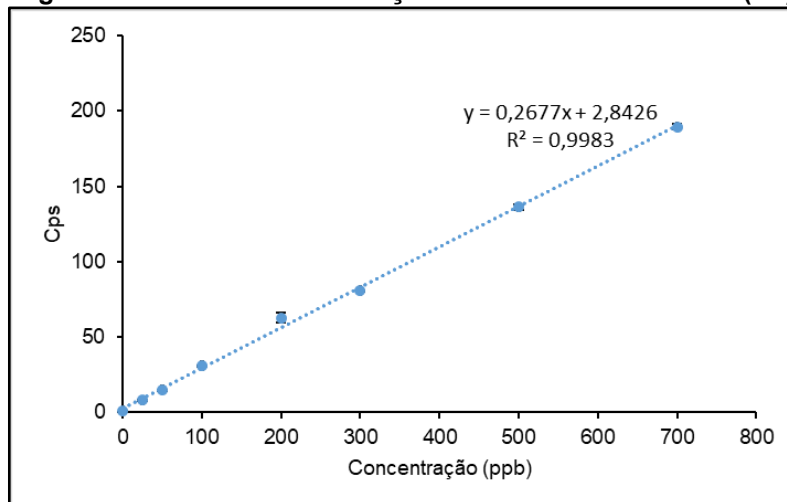
Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.14 - Curva de calibração do elemento níquel (Ni)

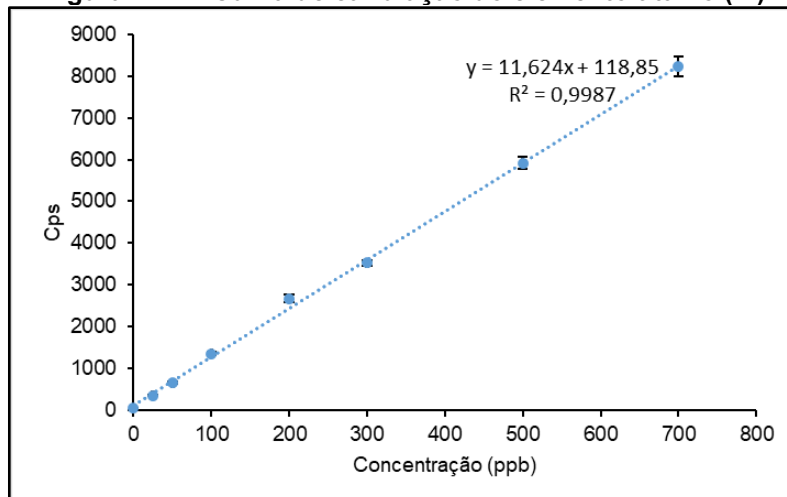
Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.15 - Curva de calibração do elemento chumbo (Pb)

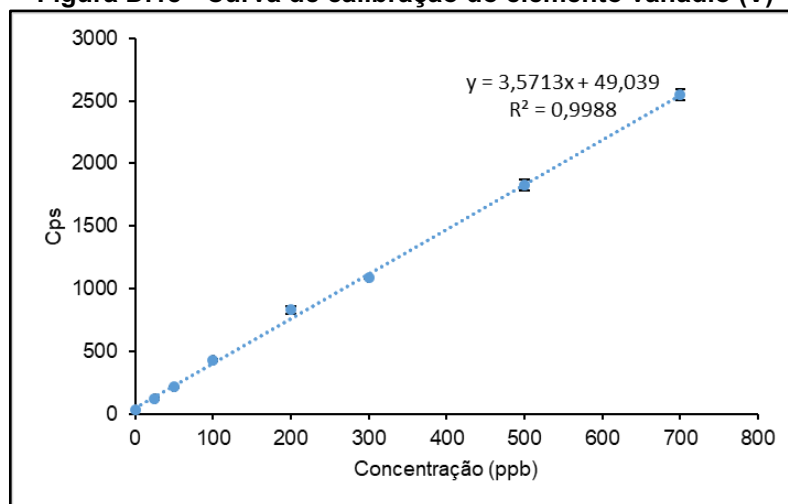
Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.16 - Curva de calibração do elemento antimônio (Sb)

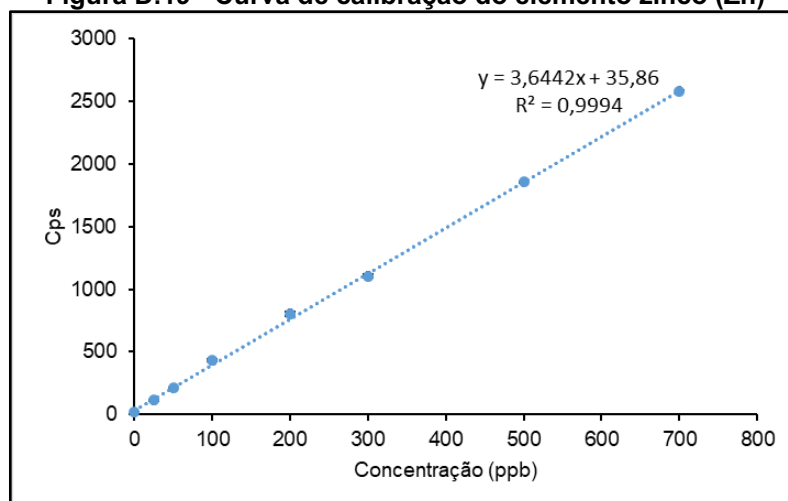
Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.17 - Curva de calibração do elemento titânio (Ti)

Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.18 - Curva de calibração do elemento vanádio (V)

Fonte: Elaboração própria (2025).

Figura D.19 - Curva de calibração do elemento zinco (Zn)

Fonte: Elaboração própria (2025).

ANEXO A – CERTIFICADO DE AUTORIZAÇÃO DO CEUA

UTFPR Webmail ::

https://webmail.utfpr.edu.br/?_task=mail&_mbox=INBOX&_uid=7...

Ministério da Educação
UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
COMISSÃO DE ÉTICA EM PESQUISA NO USO DE ANIMAIS



PARECER: 2024-08 - CEUA

PROCESSO Nº: 23064.022599/2024-79

INTERESSADO: COMISSÃO DE ÉTICA EM PESQUISA NO USO DE ANIMAIS

CERTIFICADO

Certificamos que o projeto intitulado **AVALIAÇÃO DE ÍONS METÁLICOS EM ÁGUA SUPERFICIAL, SEDIMENTOS E PEIXES CRIADOS EM TANQUES-REDE NA REGIÃO OESTE DO PARANÁ**, protocolo nº **2024-08**, sob a responsabilidade de **Adelmo Lowe Pletsch** que envolve a produção, manutenção e/ou utilização de animais pertencentes ao filo Chordata, subfilo Vertebrata (exceto o homem), para fins de pesquisa científica (ou ensino) - encontra-se de acordo com os preceitos da Lei nº 11.794, de 8 de outubro de 2008, do Decreto nº 6.899, de 15 de julho de 2009, e com as normas editadas pelo Conselho Nacional de Controle da Experimentação Animal (CONCEA), e foi aprovado pela COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS (CEUA-UTFPR) da UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ, em reunião de **13/08/2024**.

CERTIFICATE

The Ethics Commission on Animal Use (CEUA) of Federal University of Technology – Paraná (UTFPR), CERTIFIES that the request herein identified by the protocol number **2024-08**, coordinated and under the responsibility of **Adelmo Lowe Pletsch**, which involves the production, maintenance and/or use of animals belonging to the phylum Chordata, sub-phylum Vertebrata (except human species), for the purposes of scientific research (or teaching), is in accordance with provisions of the Brazilian Law no. 11794 (October 8th, 2008), the Decree nº 6.899 (July 15th, 2009) and with further regulations published by the Brazilian National Council for the Control of Animal Experimentation (CONCEA).

Dois Vizinhos, 14 de agosto de 2024.

Fernando Carlos de Sousa

Presidente da CEUA-UTFPR

Presidente da Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Tecnológica Federal do Paraná

UTFPR Webmail ::

https://webmail.utfpr.edu.br/?_task=mail&_mbox=INBOX&_uid=7...

Documento assinado eletronicamente por (Document electronically signed by) **FERNANDO CARLOS DE SOUSA, PRESIDENTE DE COMISSÃO**, em (at) 14/08/2024, às 15:28, conforme horário oficial de Brasília (according to official Brasília-Brazil time), com fundamento no (with legal based on) art. 4º, § 3º, do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site (The authenticity of this document can be checked on the website) https://sei.utfpr.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador (informing the verification code) **4340546** e o código CRC (and the CRC code) **4399A44E**.

Referência: Processo nº 23064.022599/2024-79

SEI nº 4340546

ANEXO B – CERTIFICADO DE ANÁLISE DO MATERIAL DE REFERÊNCIA
ERM®-BB422 (FISH MUSCLE)



JOINT RESEARCH CENTRE
 Institute for Reference Materials and
 Measurements

CERTIFICATE OF ANALYSIS

ERM® - BB422

FISH MUSCLE		
	Mass Fraction	
	Certified value ^{1, 2)} [mg/kg]	Uncertainty ^{2,3)} [mg/kg]
As	12.7	0.7
Cd	0.0075	0.0018
Cu	1.67	0.16
Fe	9.4	1.4
Hg	0.601	0.030
I	1.4	0.4
Mn	0.368	0.028
Se	1.33	0.13
Zn	16.0	1.1
1) Unweighted mean value of the means of accepted sets of data, each set being obtained in a different laboratory and/or with a different method of determination. The certified value and its uncertainty are traceable to the International System of Units (SI). 2) Certified mass fractions are corrected for the water content of the material (and expressed as dry mass), determined as described in the section "Instructions for use". 3) The certified uncertainty is the expanded uncertainty with a coverage factor $k = 2$ for As, Cd, Cu, Hg, Fe, Mn, Se and Zn, and $k = 2.78$ for I (Iodine) corresponding to a level of confidence of about 95 % estimated in accordance with ISO/IEC Guide 98-3, Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement (GUM:1995), ISO, 2008.		

This certificate is valid for one year after purchase.

Sales date:

The minimum amount of sample to be used is 200 mg.

NOTE

European Reference Material ERM®-BB422 was produced and certified under the responsibility of the Institute for Reference Materials and Measurements of the European Commission's Joint Research Centre according to the principles laid down in the technical guidelines of the Reference Materials® co-operation agreement between IRMM-LGC. Information on these guidelines is available on <http://www.erm-crm.org>.

European
BAM-
the internet

Accepted as an ERM®, Geel, 22 August 2012
Latest revision: October 2013



Prof. Dr. Hendrik Emons
European Commission

Signed:

Joint Research Centre
Institute for Reference Materials and Measurements
Retieseweg 111
B-2440 Geel, Belgium



Registration No. 268-RM
ISO Guide 34 for the
production of reference

All following pages are an integral part of the certificate.

Additional Material Information

	Mass Fraction
	Value ^{1,2)}
	[g/kg]
Ca	0.342
Cl	3.5
K	21.4
Mg	1.37
Na	2.80
1) Unweighted mean value of 6 replicate measurements made by the k_0-NAA technique, with k_0 values that are traceable to the International System of Units (SI). 2) Mass fractions are corrected for the water content of the material (and expressed as dry mass), determined as described in the section "Instructions for use".	

DESCRIPTION OF THE MATERIAL

The sample consists of about 10 g of lyophilised, powdered fish muscle in a brown-glass vial with rubber insert and aluminium cap. Fish of the species *pollachius virens* (Saithe) was used for preparation of the material.

ANALYTICAL METHODS USED FOR CERTIFICATION

Cold-Vapour Atomic Absorption Spectrometry
 Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry
 Hydride-Generation Atomic Absorption Spectrometry
 Hydride-Generation Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry
 Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry
 Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry
 Isotope-Dilution Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry
 Neutron Activation Analysis
 Solid-Sampling Atomic Absorption Spectrometry

PARTICIPANTS

ALS Czech Republic s.r.o., Praha (CZ)
 (Measurements performed under ISO/IEC 17025 accreditation; Czech Accreditation Institute 259/2006)
 ALS Scandinavia AB, Luleå (SE)
 (Measurements performed under ISO/IEC 17025 accreditation; SWEDAC 1087)
 Ceinal, S.A. (Silliker), Àrea Anàlisis Físico-Químicos, Barcelona (ES)
 (Measurements performed under ISO/IEC 17025 accreditation; ENAC 257/LE413)
 European Commission (EC), Joint Research Centre (JRC)
 Institute for Reference Materials and Measurements (IRMM), Reference Materials Unit, Geel (BE)
 (Work performed under ISO Guide 34 accreditation; BELAC No. 268-RM)
 The Food and Environment Research Agency, York (UK)
 (Measurements performed under ISO/IEC 17025 accreditation; UKAS 1642)
 Fødevareinstituttet, Danmarks Tekniske Universitet, Søborg (DK)
 (Measurements performed under ISO/IEC 17025 accreditation; DANAK No 350)
 Helmholtz Zentrum München - Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt GmbH, München (DE)

 Laboratoire National de Métrologie et d'Essais, Paris (FR)
 (Measurements performed under ISO/IEC 17025 accreditation; COFRAC No 2-54)
 SCK-CEN, Mol (BE)
 (Measurements performed under ISO/IEC 17025 accreditation; BELAC 015-TEST)

Service Centrale d'Analyse (C.N.R.S.), Solaize (FR)
 Solvias AG- Elemental and Microanalytical Services, Basel (CH)
 Umweltbundesamt GmbH, Wien (AT)
 (Measurements performed under ISO/IEC 17025 accreditation; Wirtschaftsministerium 92714/499-IV/9/01)

SAFETY INFORMATION

The usual laboratory safety precautions apply.

INSTRUCTIONS FOR USE AND INTENDED USE

This material is intended to be used for analytical method validation and performance control.

Shake the vial before taking aliquots.

Certified mass fractions are corrected for the water content of the material (dry mass): To determine dry mass, accurately weigh an aliquot of approximately 1 g on an analytical balance and dry the sample in an oven at atmospheric pressure, at $103\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$, until constant mass is attained. The weighing should be made at the same time as preparation of samples for element measurement.

Dispose in accordance with good laboratory practice.

STORAGE

The material should be stored at a temperature of $18\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 5\text{ }^{\circ}\text{C}$. However, the European Commission cannot be held responsible for changes that happen during storage of the material at the customer's premises, especially of opened samples.

LEGAL NOTICE

Neither the European Commission, its contractors nor any person acting on their behalf:

- (a) make any warranty or representation, express or implied, that the use of any information, material, apparatus, method or process disclosed in this document does not infringe any privately owned intellectual property rights; or
- (b) assume any liability with respect to, or for damages resulting from, the use of any information, material, apparatus, method or process disclosed in this document save for loss or damage arising solely and directly from the negligence of the Institute for Reference Materials and Measurements of the European Commission's Joint Research Centre.

NOTE

A detailed technical report is available on www.irmm.jrc.be. A paper copy can be obtained from the Joint Research Centre, Institute for Reference Materials and Measurements on request.

ANEXO C – RELATÓRIO DE ALTURA DIÁRIA DE PRECIPITAÇÃO DE ENTRE RIOS DO OESTE DO ANO DE 2024



Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos

AGUASPARANÁ - Instituto das Águas do Paraná

Sistema de Informações Hidrológicas - SIH



Alturas diárias de precipitação (mm)

2024

Estação:	ENTRE RIOS			Código:	02454003			Entidade:	AGUASPARANÁ			
Município:	Entre Rios do Oeste			Instalação:	10/06/1963			Extinção:				
Tipo:	P			Bacia:	Paraná 3			Sub-bacia:	1			
Altitude:	239,445 m			Latitude:	24° 41' 31"			Longitude:	54° 13' 58"			
DIA	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
01	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
02	4,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
03	0,0	0,0	0,0	0,0	47,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,1	3,3
04	0,0	5,8	0,0	0,0	18,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,5
05	0,0	21,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	0,0	14,3	0,0
06	0,0	0,0	0,0	17,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,3	0,0
07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
08	0,0	22,7	6,8	15,3	0,0	0,0	13,1	12,3	0,0	0,0	11,2	49,3
09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	72,4
10	8,5	0,0	13,6	0,0	0,0	0,0	3,1	0,0	0,0	33,7	0,0	18,9
11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,2	0,0	11,1	4,3	0,0	0,0
12	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	47,5	0,0	0,0	34,2	0,0	0,0
13	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
14	0,0	7,7	0,0	6,3	6,6	0,0	14,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
15	0,0	4,4	0,0	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	26,9	0,0	0,0	0,0
16	10,5	0,0	0,0	20,1	0,0	0,0	0,0	0,0	24,6	7,9	0,0	0,0
17	12,8	0,0	4,2	66,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
18	0,0	0,0	6,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
19	18,9	4,0	0,0	0,0	36,3	0,0	0,0	0,0	0,0	18,3	0,0	0,0
20	79,0	0,6	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	64,3
21	9,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,0	0,0	0,0	74,3
22	21,9	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,2	0,0
23	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	5,1	0,0	0,0	0,0	0,0
24	0,0	0,0	0,0	7,1	6,8	1,6	0,0	10,5	0,0	0,0	0,0	0,0
25	0,0	0,0	0,0	10,3	0,0	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,2
26	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,7
27	0,0	0,0	0,0	0,0	8,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
28	0,0	0,0	0,0	0,0	6,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
29	0,0	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0	10,3	0,0	0,0	0,0	22,6	0,0
30	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0	0,0	0,0	9,1	0,0
31	0,0	-	0,0	-	0,0	-	0,0	0,0	-	0,0	-	0,0

Fonte: Sistema de Informações Hidrológicas – SIH do Instituto Água e Terra (IAT, 2025).

ANEXO D – RELATÓRIO DE ALTURA DIÁRIA DE PRECIPITAÇÃO DE FOZ DO IGUAÇU DO ANO DE 2024



Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos

AGUASPARANÁ - Instituto das Águas do Paraná

Sistema de Informações Hidrológicas - SIH



Alturas diárias de precipitação (mm)

2024												
Estação:	CACIC			Código:	02554030			Entidade:	AGUASPARANÁ			
Município:	Foz do			Instalação:	01/08/1995			Extinção:				
Tipo:	Iguaçu			Bacia:	Paraná 3			Sub-bacia:	2			
Altitude:	245,497 m			Latitude:	25° 18' 22"			Longitude:	54° 24' 46"			
DIA	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
01	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
02	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
03	2,7	0,0	0,0	0,0	68,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,5	8,3
04	0,0	0,0	1,0	0,0	41,3	0,0	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	0,0
05	0,0	4,5	0,0	30,8	0,0	0,0	0,0	9,5	0,0	0,0	0,0	2,4
06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	68,2	19,0
08	0,0	0,0	2,1	36,8	0,0	0,0	30,8	12,6	0,0	0,0	50,7	75,6
09	0,0	0,0	37,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	29,3	0,0	6,5
10	51,3	0,0	9,6	0,0	6,7	0,0	0,0	0,0	0,0	22,8	0,0	0,4
11	0,0	0,0	0,0	8,8	0,0	0,0	3,1	0,0	0,0	27,3	0,0	0,0
12	0,0	0,0	0,0	2,8	0,0	0,0	46,3	0,0	0,0	22,0	2,4	0,0
13	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,0	0,0	7,2	0,0	1,6	0,0
14	0,0	2,5	0,0	0,0	3,2	0,0	35,0	0,0	29,2	0,0	0,0	36,0
15	0,0	21,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	9,4	0,0	0,0	0,0
16	2,6	8,8	1,3	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8	11,7	0,0	0,0
17	0,6	0,0	0,0	19,2	7,3	38,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
18	4,5	0,0	26,7	0,0	0,8	0,1	0,0	0,0	2,8	11,0	0,0	0,0
19	0,0	10,4	0,0	0,0	22,4	0,0	0,0	0,0	0,0	31,8	0,0	0,0
20	0,0	0,7	3,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	16,7	0,0	0,8	15,7
21	24,7	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,9	0,0	0,0	1,5
22	15,8	0,0	12,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0
23	2,3	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,0	33,6	0,0	0,0	0,0	0,0
24	0,0	0,0	0,0	56,1	9,3	23,3	0,0	17,0	0,0	3,0	0,0	0,0
25	0,0	0,0	0,0	24,9	0,5	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8
26	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
27	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
28	0,0	0,0	0,0	0,0	6,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	26,0	0,0
29	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	18,7	0,0	0,0	0,0	16,7	0,0
30	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
31	0,0	-	0,0	-	0,0	-	0,0	0,0	-	0,0	-	0,0

Fonte: Sistema de Informações Hidrológicas – SIH do Instituto Água e Terra (IAT, 2025).