



**CARINA PATEZ PORTO**

**ENTENDENDO MORTANDADE DE PEIXES: UMA  
ABORDAGEM EXPERIMENTAL COM LIBERAÇÃO E  
RECUPERAÇÃO DE CARÇAÇAS**

**LAVRAS – MG**

**2024**

**CARINA PATEZ PORTO**

**ENTENDENDO MORTANDADE DE PEIXES: UMA ABORDAGEM EXPERIMENTAL  
COM LIBERAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE CARÇAÇAS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu

**Orientador**

**LAVRAS – MG**

**2024**

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Porto, Carina Patez.

ENTENDENDO MORTANDADE DE PEIXES:  
UMAABORDAGEM EXPERIMENTAL COM LIBERAÇÃO E  
RECAPTURA DE CARÇAÇAS / Carina Patez Porto. - 2024.  
40 p. : il.

Orientador(a): Paulo Santos Pompeu.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade  
Federal de Lavras, 2024.  
Bibliografia.

1. Ecologia Aplicada. 2. Mortandade de Peixes. 3.  
Dinâmica de carcaças. I. Pompeu, Paulo Santos. II. Título.

**CARINA PATEZ PORTO**

**ENTENDENDO MORTANDADE DE PEIXES: UMA ABORDAGEM EXPERIMENTAL  
COM LIBERAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE CARÇAÇAS**

**UNDERSTANDING FISH MORTALITY: AN EXPERIMENTAL APPROACH WITH  
CARCASS RELEASE AND RECOVERY**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 22 de fevereiro de 2024

Prof. Dr. Marcelo Passamani, UFLA  
Dr. Rafael Couto Rosa de Souza, CLAM

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu

**Orientador**

**LAVRAS – MG**

**2024**

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Paulo, por ter confiado e me dado a oportunidade de fazer parte do Laboratório de Ecologia de Peixes, por ser um excelente professor e orientador. Obrigada pela paciência e por todo o conhecimento compartilhado.

Ao Laboratório de Ecologia de Peixes, do qual faço parte desde 2019. Onde pude aprender e ensinar.

Aos membros do Laboratório de Ecologia de Peixes, pelas trocas diárias de experiência, tanto pessoais quanto acadêmicas, é sempre uma honra trabalhar com vocês.

Ao Chico, por todo auxílio prestado durante o experimento, especialmente em campo, pois com certeza sem ele as solturas das carcaças não teriam sido completas e por

À minha família, por todo apoio em continuar a seguir meus sonhos e objetivos. Agradeço especialmente à Delane, que além de ter sido minha companheira por todos esses anos, me ajudou nos trabalhos de campo.

Às mulheres, que foram e são símbolo de luta e resistência, por terem lutado tanto para que eu e minhas pares pudéssemos estar presente na ciência.

Ao programa de pós-graduação em Ecologia aplicada e aos professores do Departamento de Ecologia e Conservação, por terem me apresentado ao maravilhoso mundo da ecologia, o qual será sempre minha paixão.

À Universidade Federal de Lavras pela oportunidade concedida para realização da minha graduação e agora mestrado.

Agradeço ainda à empresa Vale S. A., pelo financiamento do projeto e concessão da minha bolsa, através do P&D “Aumentando o conhecimento sobre a ictiofauna da bacia do rio Paraopeba, para melhor compreender os impactos do rompimento da barragem do Ribeirão Ferro-Carvão, sobre os peixes”.

Muito obrigada!

## RESUMO

Eventos de mortandade de peixes estão, em grande parte, ligados às atividades antropogênicas. Eles podem reduzir as populações e alterar toda a dinâmica da comunidade, além de causar perdas econômicas significativas. Na região neotropical na qual o Brasil está inserido não há, ainda, estudos que possibilitem a realização de estimativas mais precisas do número de peixes mortos, especialmente em grandes sistemas fluviais. Esta dissertação possui o objetivo de entender a dinâmica de carcaças de peixes e a partir disso ser capaz de estimar o número de peixes afetados. Para isso, foi realizado um experimento com soltura de carcaças de *Oreochromis niloticus* no rio Paraopeba durante 12 meses. O produto dessa dissertação é um artigo científico, onde trago os resultados obtidos através desse experimento. Os resultados indicam que menos de 5% das carcaças foram recuperadas, ressaltando assim a subestimação na contagem, especialmente para peixes pequenos. O tempo decorrido após a soltura das carcaças se mostrou crucial para estimativas precisas, com mais de 70% das carcaças recuperadas nos primeiros dois dias. A vazão do rio, temperatura da água e pluviosidade foram variáveis relevantes na recuperação, influenciando diretamente na distância percorrida pelas carcaças. Dessa forma, é destaca a subestimação nas estimativas, principalmente para peixes pequenos, sendo de grande importância que as ações sejam rápidas após eventos de mortandade. É proposto então, estudos mais abrangentes, considerando diferentes espécies e ambientes, ressaltando a necessidade de bases sólidas para políticas de conservação e mitigação.

Palavras-chave: Ictiofauna; Impacto ambiental; Mortandade de peixes; Impactos da morte de peixes; Rio Paraopeba.

## ABSTRACT

Fish mortality events are largely linked to anthropogenic activities, causing population reductions and altering entire community dynamics, leading to significant economic losses. In neotropical regions like Brazil, there is a lack of studies enabling more precise estimates of the number of dead fish, especially in large river systems. This dissertation aims to comprehend the dynamics of fish carcasses and, consequently, estimate the number of affected fish. To achieve this, an experiment releasing *Oreochromis niloticus* carcasses into the Paraopeba river was conducted over 12 months. The outcome of this dissertation is a scientific article presenting the results obtained from this experiment. The findings indicate that less than 5% of the carcasses were detected, highlighting underestimation in counting, particularly for small fish. The time elapsed after carcass release proved crucial for accurate estimates, with over 70% of carcasses recovered within the first two days. River flow, water temperature, and rainfall were relevant variables affecting recovery, directly influencing the distance traveled by the carcasses. Thus, underestimation in estimates, especially for small fish, is emphasized, underscoring the importance of swift actions after mortality events. It is proposed to conduct more comprehensive studies, considering different species and environments, emphasizing the need for solid foundations for conservation and mitigation policies.

Keywords: Ichthyofauna; Environmental impact; Fish mortality; Impacts of fish mortality; Paraopeba river.

## SUMÁRIO

<b>PRIMEIRA PARTE.....</b>	<b>9</b>
<b>1 REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>10</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>13</b>
<b>SEGUNDA PARTE .....</b>	<b>16</b>
<b>ARTIGO .....</b>	<b>16</b>
<b>Dinâmica de carcaças de peixes para melhor estimativa de danos em eventos de mortalidade.....</b>	<b>17</b>
<b>Resumo .....</b>	<b>18</b>
<b>Introdução.....</b>	<b>18</b>
<b>Materiais e métodos.....</b>	<b>20</b>
<b>Área de Estudo .....</b>	<b>20</b>
<b>Aquisição e manejo das carcaças .....</b>	<b>22</b>
<b>Desenho experimental .....</b>	<b>23</b>
<b>Resultados .....</b>	<b>25</b>
<b>Discussão .....</b>	<b>31</b>
<b>Conclusão.....</b>	<b>34</b>
<b>Informações suplementares.....</b>	<b>40</b>
<b>Indicadores de impacto .....</b>	<b>42</b>

**PRIMEIRA PARTE**

**REFERENCIAL TEÓRICO**

## 1 REFERENCIAL TEÓRICO

A mortandade de peixes é compreendida como a morte localizada e anormal afetando desde vários a milhões de peixes mortos, que podem ocorrer em águas marinhas, estuarinas ou doces (Meyer & Barclay, 1990), podendo ocorrer com uma única ou várias espécies. O número de peixes mortos necessários para caracterizar um evento como mortandade pode variar dependendo da localização, ecossistema e contexto específico.

Embora a morte de peixes seja um fenômeno natural, a alteração e poluição do ambiente estão aumentando a frequência e escala de grandes eventos de mortandade em todo o mundo. Atualmente, uma fração limitada das mortandades de peixes é atribuída a causas naturais, sendo a maioria decorrente de atividades humanas, como poluição agrícola, biotoxinas e poluição química (Thronson & Quigg, 2008; La & Cooke, 2011; Kennedy et al., 2012; Demertzioglou et al., 2022).

As alterações ambientais provenientes de eventos de origem antrópica representam uma ameaça global à diversidade de peixes de água doce (Pitcock et al., 2008). Os ecossistemas naturais de água doce e suas comunidades têm enfrentado uma notável elevação nas taxas de extinção de espécies (Hermoso et al., 2009). Esse fenômeno é desencadeado por uma variedade de fatores, tais como a sobre-exploração de recursos naturais, poluição, alterações no fluxo da água, perda e fragmentação dos habitats, mudanças climáticas e introdução de espécies não-nativas (Dudgeon et al., 2006; Reid et al., 2019).

Segundo Brown et al. (2014), os peixes de água doce são um dos grupos de vertebrados mais ameaçados, com declínios populacionais alarmantes em termos de biodiversidade e impactos nas comunidades que dependem da pesca para subsistência e nutrição. Diante disso, conhecer a biodiversidade de uma região e desenvolver estratégias de conservação alinhadas com as necessidades e interesses humanos continuam a representar desafios significativos para a gestão ambiental (Oliveira et al., 2020).

Globalmente, aproximadamente 70% das mortes de peixes são causadas por atividades antropogênicas, enquanto apenas cerca de 10% são resultado de eventos naturais (La & Cooke, 2011). Isso sugere uma correlação entre o aumento das

atividades humanas e o crescimento nas taxas de mortalidade de peixes, gerando prejuízos ambientais e econômicos significativos (Fernandes et al., 2016; Lopes, 2016; Pereira et al., 2019; Oliveira, 2020).

Investigações para identificar as causas da morte dos peixes embora essenciais para orientar ações de remediação ambiental (Fernandes et al., 2016; Lopes, 2016; Pereira et al., 2019), são ainda limitados. Na região neotropical, como o Brasil, a exploração dos recursos hídricos, incluindo barragens, açudes e usinas hidrelétricas, contribui para o declínio das populações de peixes de água doce. Entretanto, estudos científicos sobre estimativas mortes de peixes nessas regiões são escassos.

A maioria dos estudos que empregam carcaças de peixes como método para avaliar mortandades concentra-se nas regiões norte-americana e europeia, principalmente em pequenos sistemas fluviais e em ambientes lênticos como lagos e lagoas, se tornando um desafio para pesquisadores e gestores de pesca (Muhametsafina et al., 2014; King, 2015; Kennedy et al., 2017), que dependem de informações robustas e confiáveis sobre eventos de mortandade. Estudos em sistemas fluviais lóticos e de grande porte seriam benéficos para fornecer informações tanto do destino dos indivíduos como dos padrões básicos de deriva das carcaças (Muhametsafina et al., 2014).

Conforme apontado por Havn et al. (2017), os peixes podem derivar significativas distâncias a jusante depois de terem morrido. Um aumento na vazão afluente pode elevar a velocidade da água, resultando no transporte das carcaças para longe da seção afetada. Portanto, a seção em que carcaças são localizadas não necessariamente coincide com o local de suas mortes, e a demora na observação pode resultar na subestimação da quantidade de peixes mortos (Ryon et al., 2000; Havn et al., 2017).

Além de derivar para jusante, é esperado que algumas carcaças possam ficar retidas em estruturas submersas, como rochas, plantas ou ter sido transportadas para além dos trechos de busca, seja por animais predadores ou carniceiros aquáticos e terrestres (Labay & Buzan, 1999; Muhametsafina et al., 2014). O brilho de superfície, turbulência, a elevada turbidez, profundidade excessiva, baixa acessibilidade, morfologia e substrato do rio, além do tamanho e taxa de decomposição do peixe

morto também são características que podem diminuir a eficácia dos métodos de contagem visual direta (Muhametsafina et al., 2014; Havn et al., 2017; Kennedy et al., 2017), sendo que a temperatura tem sido apontado como o agente mais importante sobre o tempo que uma carcaça leva para flutuar até a superfície (Patterson et al., 2007; Havn et al., 2017; Kennedy et al., 2017).

O tamanho corporal do peixe é outro fator que possui influência sobre visualização e conseqüentemente a sua contagem. Dessa forma, tamanhos menores de peixes podem ser subestimados após um lapso de tempo relativamente curto, afetando a estimativa real da perda, bem como, espécies diferentes possuem diferentes chances de serem detectadas (Havn et al., 2017; Kennedy et al., 2017). Assim, é importante que o levantamento do número de mortes seja realizado no primeiro momento após o evento de mortalidade, pois a maioria dos peixes são detectados imediatamente após o evento de morte (Ryon et al., 2000; Kennedy et al., 2017). Entretanto, em grandes sistemas fluviais é esperado que condições ambientais e processos biológicos possam mudar sua distribuição espacial e temporal (Patterson et al., 2007; Havn et al., 2017; Kennedy et al., 2017).

Portanto, estudos com carcaças são de suma importância para avaliar impactos nas comunidades de peixes e permitir a adequada responsabilização, para que possam ser aplicadas ações de compensação e mitigação (Thronson & Quigg, 2008; Labay & Buzan 1999). No Brasil não há, ainda, debates efetivos tanto da sociedade civil quanto acadêmica e poder público sobre os riscos das atividades causadoras de mortes de peixes, sobretudo como evitar tais desastres (Salvador et al., 2020). Dessa forma, este estudo possibilita a realização de estimativas futuras de mortalidade de peixes, já que é provável que desastres ambientais que resultem na morte de peixes continuem a ocorrer, e a compreensão da dinâmica de carcaças de peixes é crucial para o desenvolvimento de estratégias eficazes de gestão ambiental.

## REFERÊNCIAS

Brown, R. S., A. H. Colotelo, B. D. Pflugrath, C. A. Boys, L. J. Baumgartner, Z. D. Deng, L. G. M. Silva, C. J. Brauner, M. Mallen-Cooper, O. Phonekhampeng, G. Thorncraft, & D. Singhanouvong, 2014. Sobre el barotrauma en peces durante su tránsito por hidro-estructuras: Una estrategia global para el desarrollo sustentable de los recursos hídricos. *Fisheries* 39: 108–122. <https://doi.org/10.1080/03632415.2014.883570>

Demertzioglou, M., S. Genitsaris, A. D. Mazaris, A. Kyparissis, D. Voutsas, A. Kozari, K. A. Kormas, N. Stefanidou, M. Katsiapi, E. Michaloudi, & M. Moustaka-Gouni, 2022. A catastrophic change in a european protected wetland: From harmful phytoplankton blooms to fish and bird kill. *Environmental Pollution Elsevier Ltd* 312. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120038>

Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z. I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A. H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny, & C. A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society.* , 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>

Fernandes, G. W., F. F. Goulart, B. D. Ranieri, M. S. Coelho, K. Dales, N. Boesche, M. Bustamante, F. A. Carvalho, D. C. Carvalho, R. Dirzo, S. Fernandes, P. M. Galetti, V. E. G. Millan, C. Mielke, J. L. Ramirez, A. Neves, C. Rogass, S. P. Ribeiro, A. Scariot, & B. Soares-Filho, 2016. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza e Conservacao. Elsevier B.V.*, 35–45. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.10.003>

Havn, T. B., F. Økland, M. A. K. Teichert, L. Heermann, J. Borcharding, S. A. Sæther, M. Tambets, O. H. Diserud, & E. B. Thorstad, 2017. Movements of dead fish in rivers. *Animal Biotelemetry BioMed Central Ltd.* 5. DOI 10.1186/s40317-017-0122-2

Hermoso, V., S. Linke, & J. Prenda, 2009. Identifying priority sites for the conservation of freshwater fish biodiversity in a Mediterranean basin with a high degree of threatened endemics. *Hydrobiologia* 623: 127–140.

Kennedy, R. J., R. Rosell, & J. Hayes, 2012. Recovery patterns of salmonid populations following a fish kill event on the River Blackwater, Northern Ireland. *Fisheries Management and Ecology* 19: 214–223. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00819.x>

Kennedy, R. J., M. Allen, R. Rosell, & A. Reid, 2017. An assessment of carcass counting surveys with increasing time lapse following a simulated fish kill on a small upland stream. *Fisheries Management and Ecology* Blackwell Publishing Ltd 24: 446–451. <https://doi.org/10.1111/fme.12245>

King, J. J., 2015. Ecology and economics of fish kills: Mortality and recovery of brown trout (*salmo trutta* L.) and atlantic salmon (*salmo salar* L.) in an irish river. *Biology and Environment Royal Irish Academy* 115B: 157–170. <http://www.jstor.org/stable/10.3318/bioe.2015.16>

La, V. T., & S. J. Cooke, 2011. Advancing the science and practice of fish kill investigations. *Reviews in Fisheries Science* Taylor and Francis Inc. 19: 21–33. <https://doi.org/10.1080/10641262.2010.531793>

Labay, A. A., & D. Buzan, 1999. A Comparison of Fish Kill Counting Procedures on a Small, Narrow Stream. *North American Journal of Fisheries Management* Wiley 19: 209–214.

Lopes, L. M. N., 2016. O rompimento da barragem de Mariana e seus impactos socioambientais The rupture of the Mariana dam and its social-environmental impacts. , <http://periodicos.pucminas.br/index.php/sinapsemultipla>.

Meyer, F. P., & L. A. Barclay, 1990. Field manual for the investigation of fish kills, pp. 1–120. In: *Resource Publication 177*. Washington D.C.: U.S. Fish and Wildlife Service.

Muhametsafina, A., J. D. Midwood, S. M. Bliss, K. M. Stamplecoskie, & S. J. Cooke, 2014. The fate of dead fish tagged with biotelemetry transmitters in an urban stream. *Aquatic Ecology* Kluwer Academic Publishers 48: 23–33. <https://doi.org/10.1007/s10452-013-9463-y>

Oliveira, A., A. Oliveira, C. Perez, V. Almeida, & J. Garavello, 2020. Diversidade de peixes da unidade de gerenciamento de recursos hídricos Tietê-Jacaré (UGRHI-13): diagnóstico e diretrizes para conservação.

Patterson, D. A., K. M. Skibo, D. P. Barnes, J. A. Hills, & J. S. Macdonald, 2007. The Influence of Water Temperature on Time to Surface for Adult Sockeye Salmon Carcasses and the Limitations in Estimating Salmon Carcasses in the Fraser River, British Columbia. *North American Journal of Fisheries Management* Wiley 27: 878–884. <https://doi.org/10.1577/M06-098.1>

Pereira, L. F., G. de B. Cruz, & R. M. F. Guimarães, 2019. Impactos do rompimento da barragem de rejeitos de Brumadinho, Brasil: uma análise baseada nas mudanças de cobertura da terra. *Journal of Environmental Analysis and Progress Journal of Environmental Analysis and Progress - JEAP* 122–129. <https://doi.org/10.24221/jeap.4.2.2019.2373.122-129>

Pittock, J., L. J. Hansen, & R. Abell, 2008. Running dry: Freshwater biodiversity, protected areas and climate change. *Biodiversity* 9: 30–38. <https://doi.org/10.1080/14888386.2008.9712905>

Reid, A. J., A. K. Carlson, I. F. Creed, E. J. Eliason, P. A. Gell, P. T. J. Johnson, K. A. Kidd, T. J. MacCormack, J. D. Olden, S. J. Ormerod, J. P. Smol, W. W. Taylor, K. Tockner, J. C. Vermaire, D. Dudgeon, & S. J. Cooke, 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews Blackwell Publishing Ltd* 94: 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>

Ryon, M. G., J. J. Beauchamp, W. K. Roy, E. Schilling, B. A. Carrico, & R. L. Hinzman, 2000. Stream Dispersal of Dead Fish and Survey Effectiveness in a Simulated Fish Kill. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 89–100. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(2000\)129<0089:SDODFA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2000)129<0089:SDODFA>2.0.CO;2)

Salvador, G. N., C. G. Leal, G. L. Brejão, T. C. Pessali, C. B. M. Alves, G. R. Rosa, R. Ligeiro, & L. F. de A. Montag, 2020. Mining activity in Brazil and negligence in action. *Perspectives in Ecology and Conservation Associacao Brasileira de Ciencia Ecologica e Conservacao* 18: 139–144. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.05.003>

Thronson, A., & A. Quigg, 2008. Fifty-five years of fish kills in coastal Texas. *Estuaries and Coasts* 31: 802–813. <https://doi.org/10.1007/s12237-008-9056-5>

**SEGUNDA PARTE**

**ARTIGO**

**Dinâmica de carcaças de peixes para melhor estimativa de danos em eventos de mortalidade**

Artigo redigido conforme as normas da revista Hydrobiologia

## Dinâmica de carcaças de peixes para melhor estimativa de danos em eventos de mortalidade

Carina Patez Porto<sup>1</sup>  · Francisco Ricardo Andrade Neto<sup>1</sup> · Paulo Santos Pompeu<sup>1</sup> 

<sup>1</sup>Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Caixa Postal 3037, 37200-900 Lavras, MG, Brasil

Email: carinapatezp@gmail.com

### Resumo

A falta de dados confiáveis para estimativas de eventos de mortalidade de peixes dificulta a responsabilização causada por tais perdas, as quais são em sua maioria decorrentes de atividades humanas. Este estudo investiga fatores que podem influenciar na dinâmica das carcaças. Durante 12 meses, simulamos 37 eventos de mortalidade. Utilizamos carcaças de tilápia *Oreochromis niloticus* como indicador de mortalidade de peixes e, diariamente, uma equipe percorria a área a jusante na tentativa de detectar os peixes liberados. Apenas 4,2% das 3.822 carcaças soltas durante esse experimento foram recuperadas, evidenciando subestimação. A recuperação variou com o tamanho das carcaças, sendo mais eficiente para tamanhos maiores. A vazão do rio influenciou na distância percorrida pelas carcaças, enquanto a temperatura da água e a pluviosidade afetaram o tempo de detecção. Observamos que eventos de pequena magnitude são desafiadores, sendo pouco identificados. Nosso estudo destaca a necessidade de se aprimorar as estimativas de mortalidade de peixes, especialmente para espécies e indivíduos de menor porte, visando embasar as estimativas de danos ambientais, além das políticas de conservação e mitigação.

**Palavras-chave:** Mortalidade de peixes. Estimativas de mortalidade. Impacto ambiental. Rio Paraopeba.

### Introdução

Ainda que a morte de peixes seja um fenômeno natural, a alteração e poluição do meio ambiente está aumentando a frequência e a escala de mortalidade de peixes em todo o mundo. Há cerca de duas décadas, 70% das mortes de peixes já eram

causadas por atividades antropogênicas, enquanto apenas 10% eram causadas por eventos naturais (La & Cooke, 2011). Logo, é razoável crer que com o aumento das atividades humanas, também é esperado o aumento das mortes de peixes. Dentre as principais causas de mortandade de peixes estão a poluição química, baixo oxigênio dissolvido, eutrofização, estratificação térmica e operação de usinas hidrelétricas (Thronson & Quigg, 2008; Ruuhijärvi et al., 2010; La & Cooke., 2011; Kennedy et al., 2012; Brown et al., 2014; Sayer et al., 2016; Chen et al., 2020; Agostinho et al., 2021; Carvalho et al., 2021; Pacheco et al., 2021; Demertzioglou et al., 2022; Daněk et al., 2023).

Agentes biofísicos agindo sozinhos ou combinados podem atuar reduzindo a probabilidade de as carcaças serem visíveis e afetar as estimativas de forma a subestimar a mortalidade total (Ryon et al., 2000; Patterson et al., 2007). Além disso, o procedimento de contagem, suscetibilidade a retirada por necrófagos, tempo decorrido e a estimativa da área de abate, também possuem influência sobre as estimativas de números e classes de tamanho (Labay; Buzan, 1999; Muhametsafina et al., 2014). Tamanhos menores de peixes podem ser subestimados após um lapso de tempo relativamente curto, afetando a estimativa real da perda, bem como, espécies diferentes possuem diferentes chances de serem detectadas (Havn et al., 2017; Kennedy et al., 2017). Assim, é importante que o levantamento do número de mortes seja realizado no primeiro momento após o evento de mortandade, pois a maioria dos peixes são detectados imediatamente após este evento (Ryon et al., 2000; Kennedy et al., 2017).

Apesar de abrigar uma grande biodiversidade de peixes, muitos deles com importância econômica e/ou ameaçados, o Brasil não possui, ainda, políticas e práticas no que tange atividades causadoras de mortes de peixes, nem mesmo para àquelas de grandes proporções (Lopes, 2016; Salvador et al., 2020). O panorama fica ainda mais problemático quando se percebe a carência de embasamento técnico que permitia aos órgãos promover a adequada estimativa de danos e consequente responsabilização. Contudo, isso se deve à indisponibilidade de dados robustos e confiáveis capazes de prestar tal auxílio.

Estudos científicos de avaliação de mortes de peixes nas regiões neotropicais como o Brasil são escassos, especialmente fazendo uso de carcaças de peixes como método de avaliação de mortandades de peixes. Estes estão concentrados nas

regiões norte americana e europeia principalmente em pequenos sistemas fluviais (Muhametsafina et al., 2014; King, 2015; Kennedy et al., 2017), se tornando um desafio para pesquisadores e gestores de pesca a sua quantificação. O único estudo relacionado ao tema no Brasil avaliou a morte de peixes produzida pela operação de usinas hidrelétricas (Giraldo et al., 2016). Estudos em sistemas fluviais de grande porte seriam benéficos ao fornecer informações, tanto do destino dos indivíduos como dos padrões básicos de deriva das carcaças (Muhametsafina et al., 2014).

Dessa forma, este estudo tem o objetivo de auxiliar na quantificação futura de indivíduos mortos em episódios de mortandade de peixes, as quais possam contribuir tanto para avaliar impactos nas comunidades de peixes quanto para permitir a adequada responsabilização, tornando possível a aplicação de ações de compensação e medidas mitigação (Thronson & Quigg, 2008; Labay & Buzan 1999). Para isso, testamos as seguintes hipóteses: i) A probabilidade de detecção de um evento de mortandade é maior quando maior o número de indivíduos mortos, e esse efeito é amplificado pelo tamanho do peixe, sendo que tamanhos maiores são mais prováveis de serem detectados; ii) O tempo decorrido do evento de mortandade até a sua detecção possui ligação direta com o número de carcaças recuperadas; iii) A vazão do rio será a variável mais importante na determinação dos locais de detecção das carcaças; e iv) A temperatura da água é a variável ambiental que mais determina o número de carcaças recuperadas, sendo que o número de carcaças recuperadas é proporcional ao aumento da temperatura.

## **Materiais e métodos**

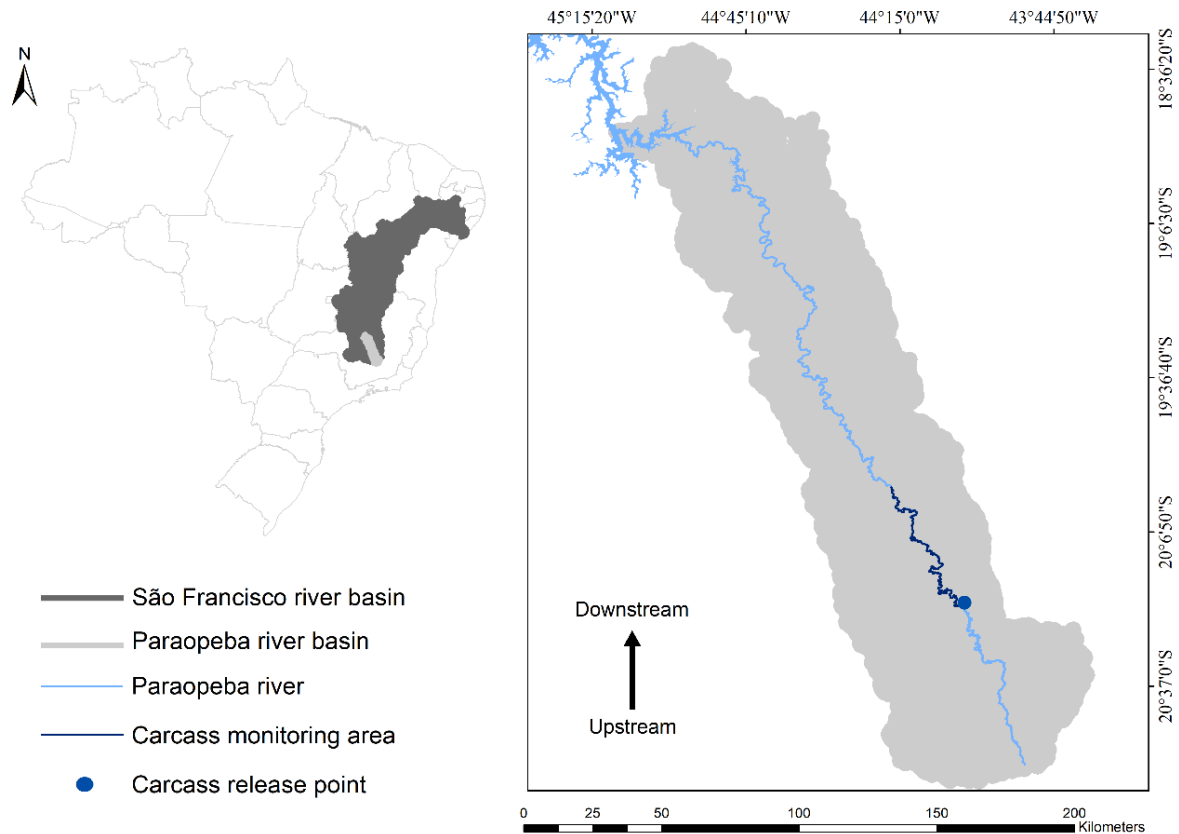
### **Área de Estudo**

Este estudo foi desenvolvido no rio Paraopeba, o qual está inserido na bacia do rio São Francisco, uma das maiores e mais importantes bacias hidrográficas do Brasil, sendo o rio Paraopeba um dos seus principais afluentes (Silva Junior et al., 2003) (Figura 1). A área de drenagem da sub-bacia do Paraopeba possui aproximadamente 13.300 km<sup>2</sup> e abrange 48 municípios do estado de Minas Gerais. Com sua nascente no extremo sul da Serra do Espinhaço, município de Cristiano Ottoni, o rio Paraopeba percorre cerca de 510 km até sua foz, localizada no

reservatório da Usina Hidrelétrica Três Marias entre os municípios de Pompéu e Felixlândia (Silva Junior et al., 2003; Alvez & Leal, 2010; Alves, 2012).

De clima tropical, a sub-bacia do Paraopeba possui inverno seco com temperaturas médias em torno de 18°C, e verão quente com temperaturas médias em torno de 22°C, com o período chuvoso ocorrendo de outubro a março (Soares, 2021), durante o período de execução desse estudo a temperatura média no inverno foi em torno de 19 °C e uma média em torno de 25°C no verão, ambas acima da média habitual. O Cerrado é o bioma predominante da bacia hidrográfica do rio Paraopeba, porém, sua cabeceira está inserida em áreas de transição entre Cerrado e Mata Atlântica (Silva Junior et al., 2003).

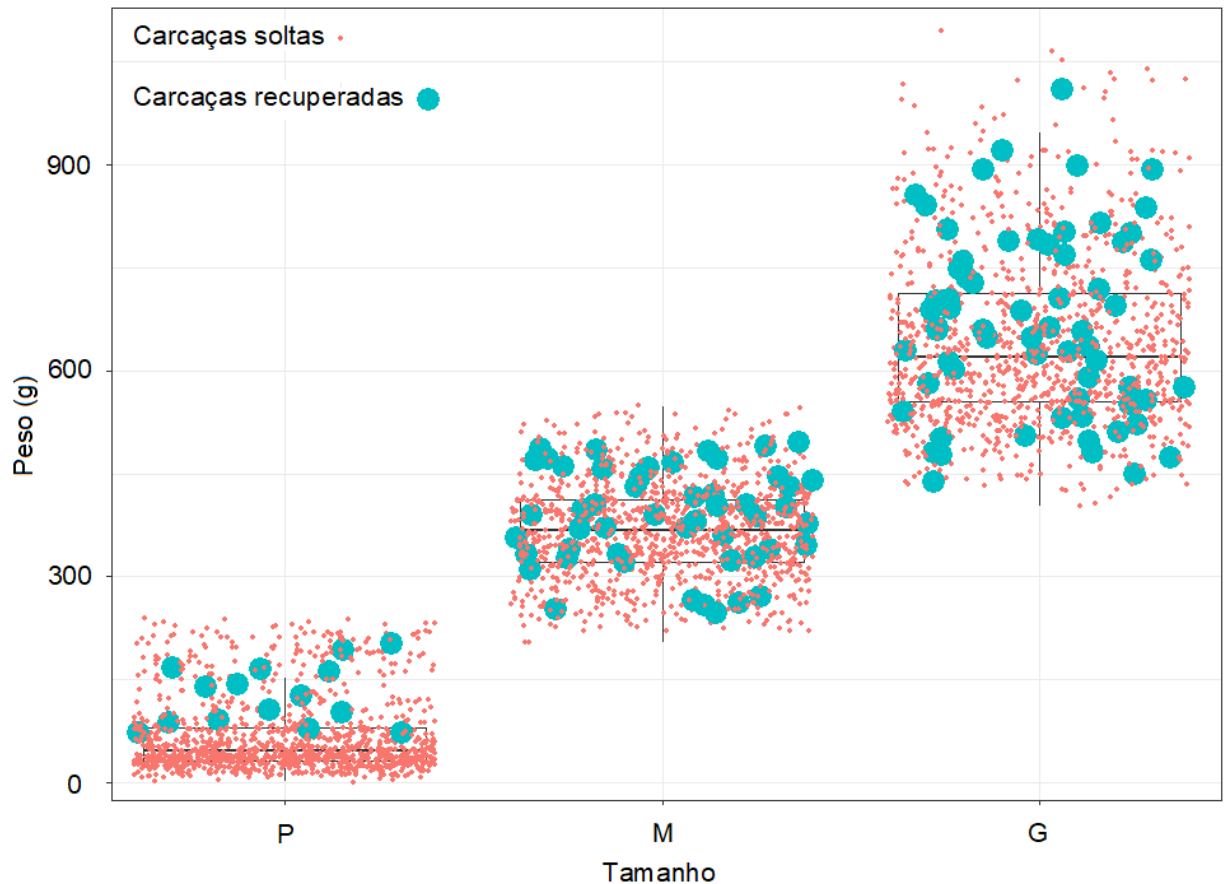
O rio Paraopeba é um remanescente lótico com grande diversidade ictiofaunística. Muitas dessas espécies são endêmicas e migradoras, com grande importância comercial (Alves, 2012), sendo o rio Paraopeba considerado como de alta importância biológica e área prioritária para conservação dos peixes do estado brasileiro de Minas Gerais (Alves & Vono, 1998; Drummond et al., 2005; Alves & Leal, 2010). Contudo, a bacia do rio Paraopeba possui um histórico de poluição industrial e residencial, e mais recentemente foi gravemente afetado pelo rompimento da barragem B1 da empresa de mineração Vale S. A., que no dia 25 de janeiro de 2019 despejou cerca de 12 milhões de m<sup>3</sup> de rejeito de minério, provocando a morte de peixes e alteração do ecossistema aquático (Parente et al., 2021).



**Figura 1.** Mapa da área de estudo, evidenciando a área da sub-bacia do Paraopeba, o ponto de soltura das carcaças e o ponto de partida da equipe de busca.

#### Aquisição e manejo das carcaças

Nesse experimento utilizamos 3.822 carcaças de tilápia (*Oreochromis niloticus*), espécie não nativa do rio Paraopeba. Essa escolha foi motivada pela facilidade em adquirir um número maior de indivíduos em diversas faixas de tamanho no mercado, requisito essencial para cada repetição do experimento. Os peixes, pertencentes a categorias de tamanho distintas, pequenas (P, peso médio = 67 g), médias (M, peso médio = 368 g) e grandes (G, peso médio = 634 g) (Figura 2), foram obtidos resfriados de uma piscicultura imediatamente após a morte dos indivíduos.



**Figura 2.** Boxplot representando o número de carcaças soltas e o número de carcaças recuperadas pelo monitoramento para cada uma das três categorias de tamanho.

Identificamos as carcaças por meio de etiquetas fixadas no palato, cada uma contendo um número de identificação único para cada indivíduo (Figura suplementar 1). Escolhemos esse método de inserção da etiqueta com o objetivo de evitar possíveis perfurações na bexiga natatória dos indivíduos, o que geraria uma gravidade específica maior que um, impedindo a carcaça de vir emergir à superfície (Patterson et al., 2007). Todas as carcaças foram pesadas antes da soltura, a fim de determinar seu peso inicial, e então soltas no rio Paraopeba.

#### Desenho experimental

Este experimento ocorreu durante 12 meses, de dezembro de 2022 a dezembro de 2023, de forma a abranger tanto os períodos de chuva quanto os períodos de seca, de modo a acompanhar os possíveis efeitos da mudança hidrológica do rio. As datas

das solturas foram determinadas por meio de sorteio, sem conhecimento prévio por parte da equipe de busca, bem como da comunidade ribeirinha.

Ao todo, realizamos 37 solturas, as quais ocorriam por voltas das 16:00 horas da tarde. O horário em que realizamos cada soltura, assim como a subsequente recuperação das carcaças pela equipe, foi registrado para possibilitar a cronometragem do intervalo entre esses dois eventos. A partir do ponto de soltura a equipe de busca, composta por duas pessoas (barqueiro e biólogo), percorreu diariamente 45 quilômetros embarcados, a partir das 06:00 horas e encerravam por volta das 11:00 horas da manhã. A equipe realizava as buscas a olho nu, tanto nas margens do rio quanto no leito e mesmo quando havia ocorrência de chuva. As carcaças recolhidas foram georreferenciadas e documentadas por meio de fotografias. Vale destacar que uma busca tão assídua nunca havia sido implementada em estudos envolvendo dinâmica de carcaças de peixes.

#### Análise de dados

Para avaliar se a magnitude do evento de mortandade determina o número de carcaças recuperadas, realizamos uma Regressão Generalizada de Poisson. Utilizando o número de carcaças recuperadas como variável resposta e o número de carcaças soltas como variável independente. Incluímos também o tamanho das carcaças recuperadas como variável resposta, de forma a avaliar se o efeito da magnitude do evento era maior quanto ao tamanho da carcaça. Em adição, realizamos uma Regressão Logística para entender se a probabilidade de recuperação das carcaças diferia entre os três tamanhos de peixes liberados no ambiente.

Para avaliar se o tempo decorrido do evento de mortandade possuía relação com o número de carcaças recuperadas, utilizamos Modelos Lineares Generalizados (GLM) com distribuição binomial negativa. A escolha por essa distribuição se deu pelo fato da sobredispersão estar dentro do limite estabelecido (Zuur et al., 2013).

Para descrever a distância percorrida pelas carcaças fizemos um histograma da frequência de carcaças recuperadas por quilômetro. Já para entender se a vazão do rio possuía alguma influência na distância percorrida, realizamos uma Regressão Linear com distribuição Gamma. Adicionamos a categoria de tamanho das carcaças

para que fosse possível estabelecer se o efeito da vazão possuía alguma relação com o tamanho da carcaça.

Para avaliar quais variáveis limnológicas ou hidrológicas estavam mais relacionadas com o número de carcaças recuperadas, construímos Modelos Lineares Generalizados (GLM), com distribuição binomial negativa. A escolha por essa distribuição se deu pelo fato da sobredispersão estar dentro do limite estabelecido (Zuur et al., 2013).

Por fim, construímos um modelo geral para identificar quais, dentre todas as variáveis estudadas mais explicavam a proporção de carcaças recuperadas em função do número de carcaças soltas. Para isso, utilizamos Modelos Lineares Generalizados (GLM), com distribuição binomial e fizemos a escolha do melhor modelo baseado no Critério de informação de Akaike (AIC).

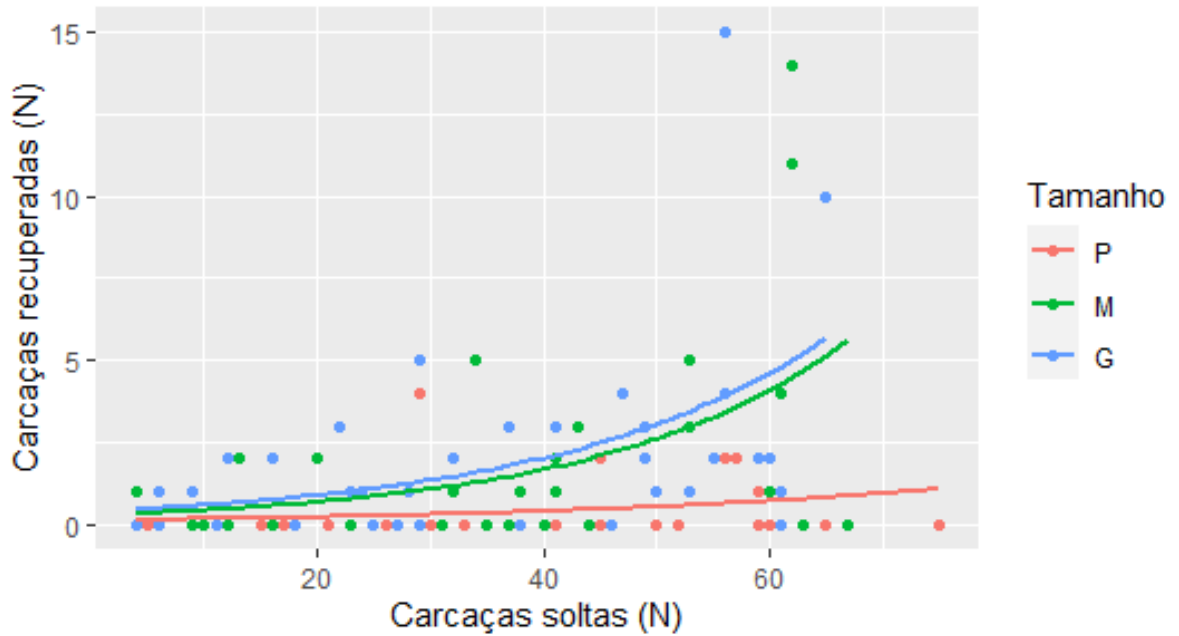
As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R (R Core Team, 2023). Os dados limnológicos (temperatura da água) e hidrológicos (pluviosidade, turbidez e vazão) do rio Paraopeba durante os 12 meses deste estudo foram fornecidos pela empresa Vale S. A.

## **Resultados**

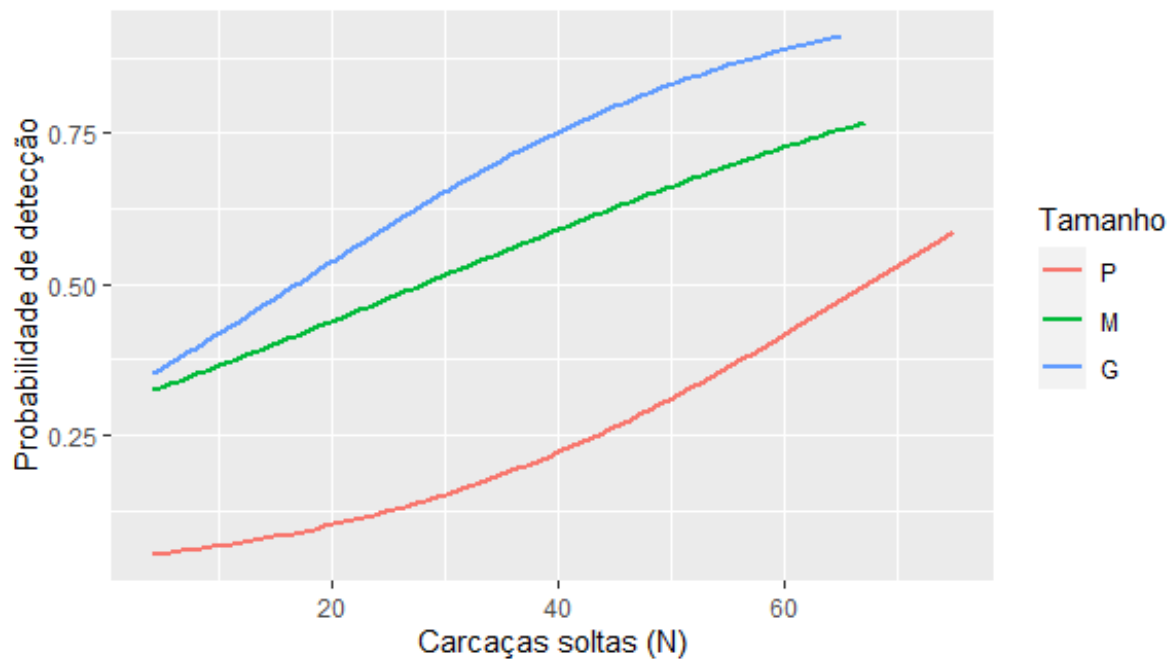
Do total de 3.822 carcaças de peixes liberadas no rio Paraopeba durante o experimento, 162 (4,2%) foram recuperadas pela equipe de busca. O número máximo de indivíduos soltos em um único evento durante o experimento atingiu 203 carcaças, enquanto o mínimo foi de 12 indivíduos. Observou-se que, à medida que o número de carcaças soltas por evento aumentava, a probabilidade de detecção também crescia, especialmente para tamanhos médios e grandes (Figura 3). Em nove dos 37 eventos de soltura não houve recuperação de nenhuma carcaça. Quando categorizadas por tamanho, apenas 1,2% das carcaças pequenas (P), 5,2% das carcaças médias (M) e 6,3% das carcaças grandes (G) foram recuperadas pela equipe de busca.

Quando se trata de carcaças de tamanhos maiores, percebemos que com menos de 20 carcaças grandes, já havia pelo menos 50% de chance de se detectar um evento de mortandade, para indivíduos médios eram necessários pelo menos 30,

e para pequenos somente após 70 indivíduos tal probabilidade era alcançada (Figura 4).

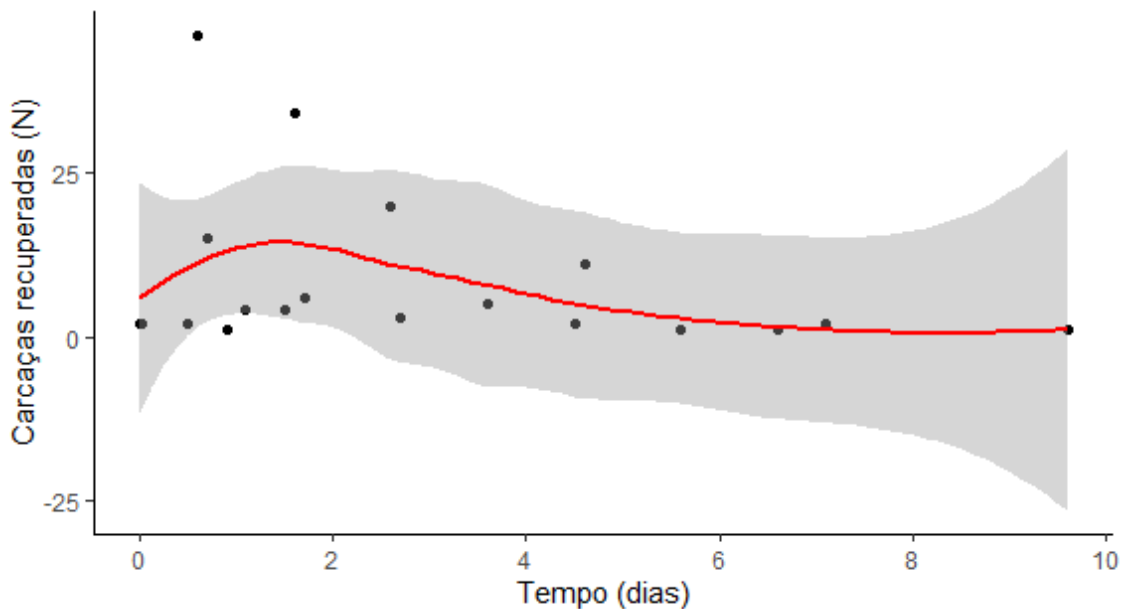


**Figura 3.** Gráfico do número de carcaças recuperadas pela equipe de busca em relação ao número de carcaças soltas para cada uma das categorias de tamanho.



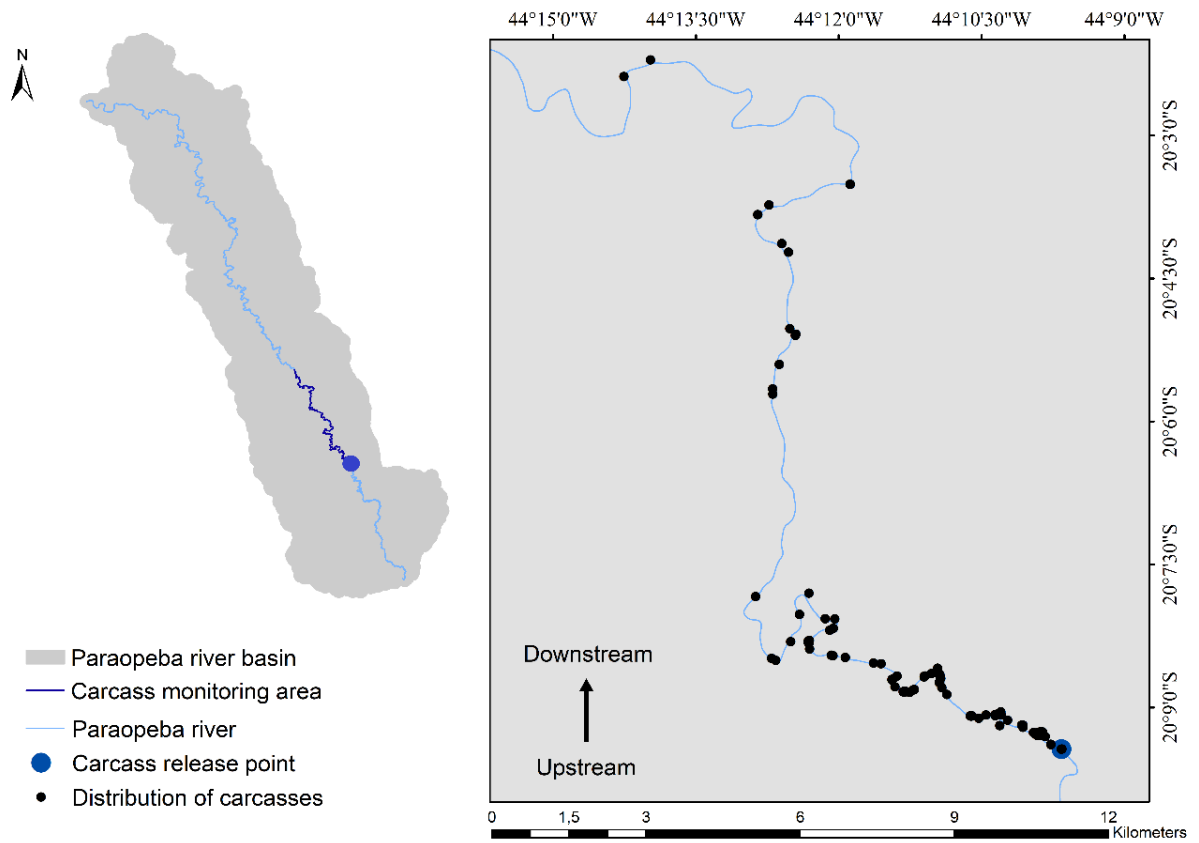
**Figura 4.** Gráfico da probabilidade de detecção do evento de soltura relação ao tamanho das carcaças.

Mais de 70% das carcaças foram recuperadas dentro dos primeiros dois dias após a soltura, sendo uma proporção significativa delas encontrada no primeiro dia (Figura 5), com o tempo máximo de recuperação alcançando 9,6 dias após a soltura. Tanto a temperatura da água quanto a pluviosidade acumulada foram variáveis importantes na explicação do intervalo de tempo necessário para a detecção das carcaças pela equipe de busca ( $Pseudo R^2 = 0,16$ ,  $p < 0,001$ ) (Figura suplementar 3 e 4). Além disso, observamos que enquanto as três categorias de carcaças (P, M e G) foram recuperadas logo nas primeiras horas/dia de soltura, apenas os tamanhos M e G ainda foram recuperados após 2 dias da soltura (Figura suplementar 5).

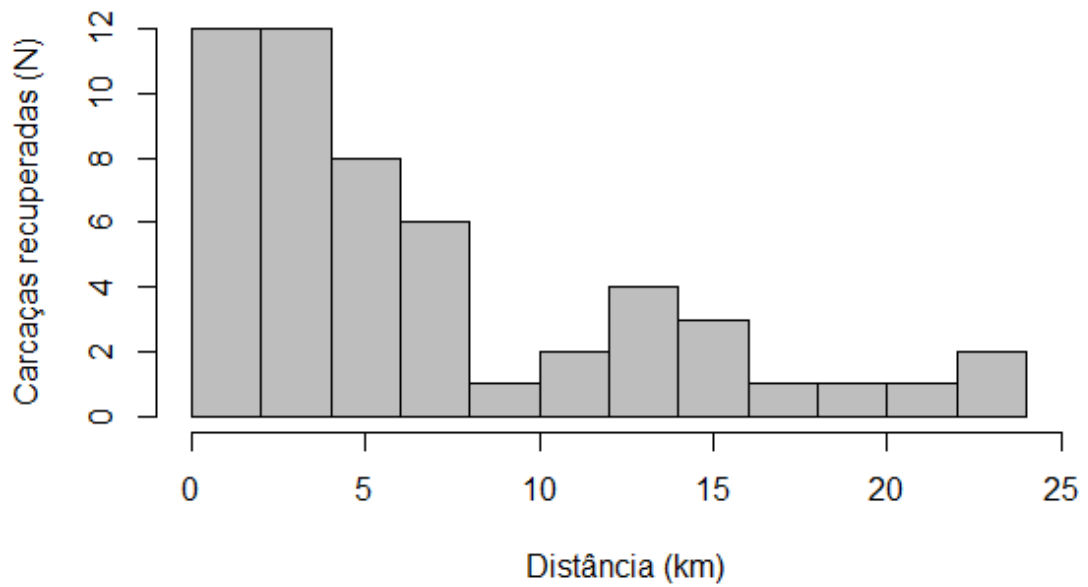


**Figura 5.** Gráfico da relação entre o número de carcaças recuperadas e o tempo até a detecção das carcaças pela equipe de busca

Uma parcela substancial das carcaças (27,2%) foi detectada a uma distância inferior a um quilômetro do local de soltura, sendo que 83,9% delas foram recuperadas a menos de cinco quilômetros de distância (Figura 6). A distância máxima em que ainda ocorreu a detecção de carcaças foi de 23,3 km (Figura 7).

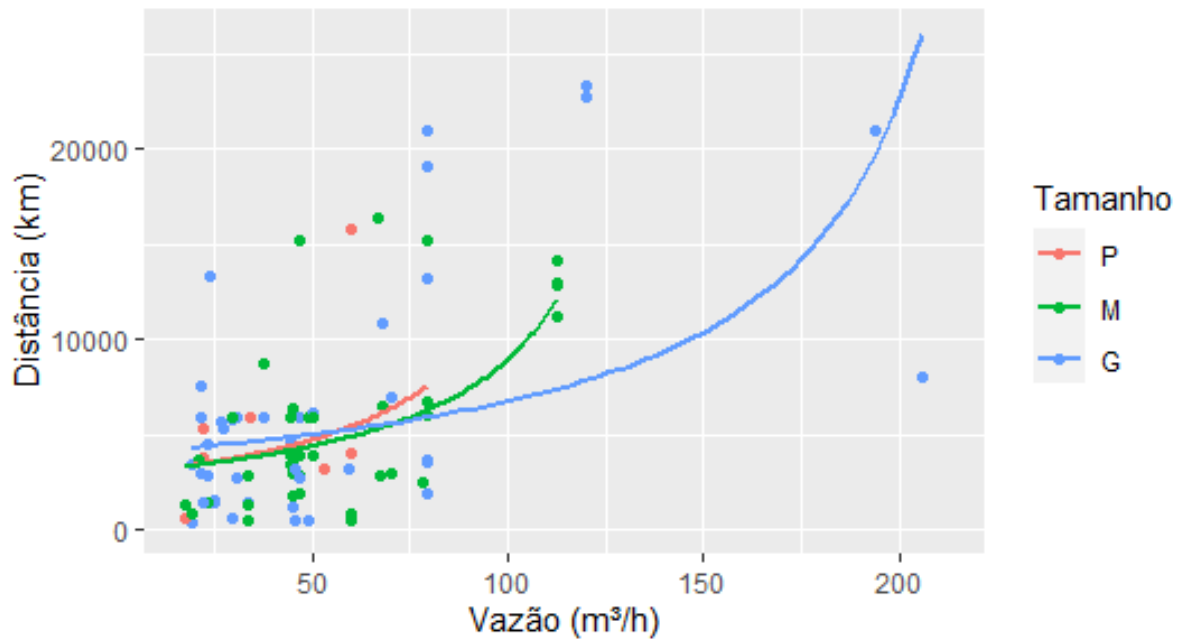


**Figura 6.** Mapa da distribuição das carcaças recuperadas pela equipe de busca.



**Figura 7.** Histograma da distância percorrida pelas carcaças até a detecção pela equipe de busca.

A vazão do rio apresentou uma relação positiva e significativa com a distância em que as carcaças foram encontradas durante as buscas (Pseudo  $R^2 = 0,18$ ,  $p < 0,001$ ), indicando que, à medida que a vazão diminuía, a distância percorrida pelas carcaças também diminuía. Além disso, observou-se que a vazão exercia um efeito mais pronunciado nas carcaças de peixes de tamanho maior (Figura 8).



**Figura 8.** Gráfico da distância percorrida pelas carcaças até a detecção pela equipe de busca em relação à vazão média durante o evento de soltura para cada uma das categorias de tamanho.

Dentre todas as variáveis ambientais analisadas de forma isolada, a temperatura da água foi a variável com maior efeito sobre o número de carcaças recuperadas (Pseudo  $R^2 = 0,44$ ,  $p = 0,001$ ) (Figura 9), seguida pela pluviosidade acumulada (Pseudo  $R^2 = 0,17$ ,  $p = 0,014$ ) (Figura 10), a qual foi inversamente proporcional ao número de recuperação das carcaças, ou seja, quanto menor a pluviosidade mais carcaças eram recuperadas pela equipe de busca. Embora tenham sido testadas, tanto a turbidez quanto a vazão não apresentaram uma relação significativa com o número de carcaças recuperadas ( $p = 0,325$  e  $p = 0,395$ , respectivamente).



Das quatro variáveis ambientais que foram testadas para explicar a proporção de carcaças recuperadas pela equipe de busca, apenas a pluviosidade não entrou como parte da explicação dessa proporção. Apesar da temperatura da água não ter sido significativa, ela foi importante na composição do modelo (modelo sem a temperatura Pseudo  $R^2 = 0,35$ ). O tamanho corporal das carcaças também influenciou na proporção de carcaças recuperadas (Tabela 1).

**Tabela 1.** Modelo da proporção de carcaças recuperadas e as variáveis selecionadas para compor o modelo. AIC (254.29).

<b>Distribuição</b>	<b>Pseudo R2</b>	<b>Variável dependente</b>	<b>Variável independente</b>	<b>P</b>
Binomial	0,38	Proporção de carcaças		
			Temperatura	0,349
			Turbidez	< 0,001
			Vazão	0,016
			Tamanho	< 0,001

## Discussão

Nesse estudo constatamos que um pouco mais de 4% das carcaças de peixes foram recuperadas pela equipe de busca, mesmo ocorrendo diariamente e cobrindo uma longa distância, até 45 km a jusante do local de soltura. Todas as hipóteses foram corroboradas, já que: a probabilidade de detecção de um episódio de mortandade foi maior quando maior o número de indivíduos mortos; esse efeito foi influenciado pelo tamanho do peixe; o tempo decorrido do evento de mortandade até a sua detecção apresentou relação direta com o número de carcaças recuperadas; a vazão do rio esteve relacionada ao local de detecção das carcaças; e a temperatura da água esteve relacionada ao número de carcaças recuperadas.

Observamos uma correlação entre o número de carcaças soltas e o número de carcaças recuperadas, ocorrendo um número maior de recuperação quando as carcaças eram liberadas em maior quantidade. Assim, nossos resultados coincidiram com estudos anteriores que já apontavam que a chance de o evento de mortandade ser percebido é maior em densidades mais altas (Muhametsafina et al., 2014;

Kennedy et al., 2017). No entanto, nesse estudo esse padrão não se mostrou verdadeiro quanto às carcaças de tamanho pequeno, ou seja, soltar um número maior de carcaças pequenas não aumentou sua chance de ser recuperadas pela equipe de busca. Essa falha na recuperação de carcaças em pequenas quantidades demonstram um grande desafio a ser enfrentado na identificação de eventos menores de mortandade que afetam espécies e indivíduos de menor porte.

A contagem mais alta de carcaças de peixes de tamanhos maiores em relação às carcaças de tamanhos menores já foi relatada, mesmo em rios de pequeno porte (Labay & Buzan, 1999; Havn et al., 2017; Kennedy et al., 2017). Nesse estudo, enquanto apenas 1,2% das carcaças P foram recuperadas, as carcaças M e G tiveram 5,2% e 6,3%, respectivamente, ou seja, carcaças de porte pequeno foram mais subestimadas. Do ponto de vista conservacionista isso precisa ser debatido com urgência, pois nos fazem temer que as espécies pequenas estejam bem mais susceptíveis a sofrer com declínios populacionais sem que percebamos em tempo hábil, logo necessitam de mais atenção das políticas de conservação.

Observamos que um percentual expressivo das carcaças, 41,97% foram encontradas no primeiro dia após a soltura, quando a água apresentava temperaturas mais altas. Assim, o tempo após a morte é crucial para estimativas precisas de mortandade de peixes, corroborando aos achados de Ryon et al. (2000) e Kennedy et al. (2017), especialmente nas épocas mais quentes do ano. Isso denota, a importância de que as investigações de mortandade serem realizadas com agilidade após o evento, sob o risco de se comprometer a confiança da estimativa dos danos. Importante pontuar que as carcaças podem ser removidas por ação de necrófagos ou tornarem difíceis de detectar por causa da decomposição (Labay & Buzan, 1999; Ryon et al., 2000; Patterson et al., 2007; Muhametsafina et al., 2014).

Salientamos que é necessário se atentar para fatores que podem influenciar no tempo de percepção das carcaças, como a pluviosidade, pois em períodos chuvosos a visualização das carcaças geralmente é dificultada, o que também compromete a contagem e por consequência as estimativas. Assim como a temperatura, a qual também influencia na contagem dos indivíduos, já que em momentos com maiores temperaturas as carcaças vão à superfície com mais rapidez (Patterson et al., 2007; Havn et al., 2017). Tal fator deve ser especialmente importante em regiões tropicais. Em nosso estudo, carcaças foram observadas em até 9 dias, contrastando com regiões temperadas, onde foram recuperadas carcaças até 18 dias após o evento

(Patterson et al., 2007). Esta diferença pode estar relacionada com o fato de a taxa de decomposição das carcaças ser mais acelerado em maiores temperaturas (Muhametsafina et al., 2014).

Ainda que tenham sido recuperadas carcaças até 23,3 km a jusante da área de soltura, carcaças que derivaram para além de 6 km foram pouco percebidas (20 carcaças). Tal fato demonstra a importância de se ater às distâncias mais próximas da área afetada, já que quase 84% dos indivíduos estavam nas proximidades. Essa observação diverge de outros trabalhos realizados anteriormente, onde é mais comum observar as carcaças se distanciarem do local de origem (Ryon et al., 2000; Havn et al., 2017). Contudo, é importante ressaltar que é necessário levar em consideração as características morfológicas e hidráulicas do corpo d'água, pois a condição morfológica do rio pode afetar diretamente na retenção das carcaças (Muhametsafina et al., 2014; Havn et al., 2017), sejam por possuir bancos de areia ou "praias", como também ilhas e até mesmo a vegetação ripária.

Nesse estudo a vazão do rio foi capaz de explicar a distância em que as carcaças foram encontradas, de modo que a distância percorrida pelas carcaças diminuía à medida em que a vazão também diminuía. É tido que a vazão possui um papel fundamental na deriva de carcaças, pois um aumento da turbulência devido ao aumento da vazão faz com que as carcaças sejam arrastadas para áreas mais afastadas da área de origem (Ryon et al., 2000; Havn et al., 2017). Além disso, observamos que a vazão exerceu um efeito mais pronunciado nas carcaças de peixes de tamanho maiores. Esta observação nunca havia sido relatada para estudos envolvendo dinâmica de carcaças e nos faz atentar para o fato de que carcaças de tamanho pequeno são pouco percebidas mesmo que não sejam carreadas para longas distâncias. Cabe salientar que a maior distância de deriva já relatada para carcaças de peixes foi de 30,1 km (Havn et al., 2017).

A temperatura costuma ser relatada como a variável físico-química com maior influência sobre a contagem de carcaças (Patterson et al., 2007; Havn et al., 2017; Kennedy et al., 2017). Esse padrão também foi verdadeiro para nosso estudo, pois a temperatura se mostrou importante, sendo a variável com maior efeito sobre o número de carcaças recuperadas. Ainda que houvesse uma baixa amplitude térmica entre as estações quando comparada com a região temperada, a temperatura foi capaz de influenciar significativamente no número de carcaças recuperadas.

A pluviosidade também teve papel na explicação do número de carcaças recuperadas, sendo que em períodos mais chuvosos o número de carcaças recuperadas foi menor. Sugerimos que a baixa detecção em momentos chuvosos tenha sido por baixa visibilidade, pois a visão da equipe pode ser prejudicada sob a ocorrência de chuva. Não encontramos na literatura estudo realizados sob tais condições, logo, não temos como comparar esses resultados e discutir quais outras possibilidades poderiam ser aplicadas a essa situação específica.

Embora a vazão tenha sido capaz de explicar a distância em que as carcaças foram encontradas, ela não foi capaz de explicar o número de indivíduos recuperados. Contudo, visualmente foi possível perceber uma relação em que um percentual maior de recuperação das carcaças foi realizado em condições em que a vazão estava mais baixa, mesmo que tenhamos carcaças recuperadas em alta vazão. Observamos o mesmo com relação à turbidez, pois embora não tenha sido significativa, e tenham sido observadas carcaças em condições de alta turbidez, a grande maioria foram observadas em condições em que a água apresentava uma menor turbidez.

Por fim, verificamos que o tamanho corporal dos indivíduos, a turbidez, a vazão e a temperatura da água são variáveis que em conjunto, tem relação com a proporção de carcaças recuperadas. Logo, é importante que em estimativas de mortalidade de peixes sejam levadas em consideração diversos fatores, tanto ambientais como específicos da espécie, como o tamanho por exemplo, e não um determinado fator de forma isolada. Vale ressaltar que o esforço das buscas também pode ser um fator importante, já que este pode influenciar diretamente no número de carcaças recuperadas.

## **Conclusão**

Nosso estudo fornece a primeira base para estimativas de mortalidade de peixes em regiões neotropicais, sendo uma ferramenta valiosa para pesquisadores e especialmente para os órgãos de gestão ambiental. Aqui, constatamos que o tempo decorrido da morte é decisivo para uma contagem mais precisa do número de peixes afetados, sendo que as primeiras horas/dias cruciais para uma estimativa mais precisa. Além disso, as carcaças tendem a permanecer próximas do local do evento de mortalidade, desde que o corpo d'água esteja com baixa vazão. A temperatura é

a variável físico-química mais importante a ser avaliada durante o processo de estimativas de eventos de mortandade de peixes, atuando especialmente no tempo de recuperação da carcaça após a morte do indivíduo.

Seriam benéficos estudos que utilizem um número maior de carcaças de tamanho pequeno, já que em nosso estudo o número utilizado não foi capaz de nos fornecer um número a partir do qual se detectaria eventos envolvendo espécies e indivíduos de pequeno porte. Além disso, é importante e sobretudo necessário realizar estudos envolvendo diferentes espécies de diferentes grupos, pois o ambiente pode atuar de forma diferente nas características distintas de cada espécie. Como no estudo de Havn et al. (2017), que utilizou duas espécies e os autores perceberam diferença nos padrões de deriva, especialmente relacionado à distância percorrida pela carcaça, o que afeta diretamente na estimativa total.

Para regiões temperadas, existe uma pequena literatura sobre recuperação de comunidades de peixes após eventos de mortandade e avaliação monetária. Já nos trópicos, essa situação é ainda mais preocupante, pois não temos estudos com estas abordagens. No entanto, para serem possíveis tais estudos, precisamos antes, ser capazes de estimar o número de peixes mortos, pois sem esse conhecimento não será possível estabelecer e/ou aprimorar políticas de conservação e mitigação decorrentes da mortandade de peixes. Por fim, esperamos que seja feito um bom uso desse trabalho, já que fornecemos aqui uma ferramenta valiosa tanto para pesquisadores quanto aos órgãos de gestão ambiental.

**Agradecimentos** Agradecemos ao Laboratório de Ecologia de Peixes (UFLA), por todo suporte prestado. P.S.P. recebeu bolsa de pesquisa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (302328/2022-0).

**Financiamento** O trabalho foi apoiado pela empresa Vale S. A., através do P&D “Aumentando o conhecimento sobre a ictiofauna da bacia do rio Paraopeba, para melhor compreender os impactos do rompimento da barragem do Ribeirão Ferro-Carvão, sobre os peixes”.

## Declarações

**Conflito de Interesses** Os autores não têm interesses financeiros relevantes ou interesses não financeiros a divulgar.

**Pesquisa envolvendo participantes humanos e/ou animais** Os autores seguiram todas as normas institucionais e/ou diretrizes nacionais para coleta de amostras durante o curso deste estudo.

## Referências

Agostinho, A. A., D. C. Alves, L. C. Gomes, R. M. Dias, M. Petrere Jr & F. M. Pelicice, 2021. Fish die-off in river and reservoir: A review on anoxia and gas supersaturation. *Neotropical Ichthyology*, 19. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0037>

Alves, C. B. M. 2012. A ictiofauna e a escada experimental para peixes do rio Paraopeba – UTE Igarapé, bacia do rio São Francisco (Minas Gerais). *Transposição de Peixes*, September. <https://doi.org/10.5935/978-85-87929-47-1.2012.4>

Alves, C. B. M., & V. Vono, 1998. A ictiofauna do rio Paraopeba, bacia do rio São Francisco, anterior à construção da escada experimental para peixes. <https://www.researchgate.net/publication/323858276>

Alves, C. B. M., & C. G. Leal, 2010. Aspectos da conservação da fauna de peixes da bacia do rio São Francisco em Minas Gerais. <https://www.researchgate.net/publication/250310112>

Brown, R. S., A. H. Colotelo, B. D. Pflugrath, C. A. Boys, L. J. Baumgartner, Z. D. Deng, L. G. M. Silva, C. J. Brauner, M. Mallen-Cooper, O. Phonekhampeng, G. Thorncraft, & D. Singhanouvong, 2014. Sobre el barotrauma en peces durante su tránsito por hidro-estructuras: Una estrategia global para el desarrollo sustentable de los recursos hídricos. *Fisheries* 39: 108–122. <https://doi.org/10.1080/03632415.2014.883570>

Carvalho, A. G., E. E. Marques & Y. S. Santos, 2021. Otimizando técnicas de resgate para peixes mortos em usinas hidrelétricas (UHEs). *Environmental Scientiae*, 3(1), 36-45. <https://doi.org/10.6008/CBPC2674-6492.2021.001.0004>

Chen, Y. J., E. Nicholson, & S. T. Cheng, 2020. Using machine learning to understand the implications of meteorological conditions for fish kills. *Scientific Reports Nature Research* 10:.

Daněk, T., E. Bouše, & J. Musil, 2023. Wind of change: selective summer fish kill in an oxbow lake associated with windy weather. *Environmental Biology of Fishes Springer Science and Business Media B.V.* 106: 1815–1823.

Demertzioglou, M., S. Genitsaris, A. D. Mazaris, A. Kyparissis, D. Voutsas, A. Kozari, K. A. Kormas, N. Stefanidou, M. Katsiapi, E. Michaloudi, & M. Moustaka-Gouni, 2022. A catastrophic change in a european protected wetland: From harmful phytoplankton blooms to fish and bird kill. *Environmental Pollution Elsevier Ltd* 312. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120038>

Drummond, G. M., C. S. Martins, A. B. M. Machado, F. A. Sebaio & Y. Antonini, 2005. Diagnóstico do Conhecimento sobre a Biodiversidade no Estado de Minas Gerais- Subsídio ao Programa BIOTA MINAS. .

Giraldo A., A. R. Araújo, M. M. Carvalho, R. R. Rodrigues & A. L. Godinho, 2016. Carcaças de peixes à deriva no rio Paranaíba a jusante da usina hidrelétrica de São Simão. In: R.C. Loures & A.L. Godinho (orgs.) *Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 179-197 (Série Peixe Vivo, 5).

Havn, T. B., F. Økland, M. A. K. Teichert, L. Heermann, J. Borcharding, S. A. Sæther, M. Tambets, O. H. Diserud, & E. B. Thorstad, 2017. Movements of dead fish in rivers. *Animal Biotelemetry BioMed Central Ltd.* 5. DOI 10.1186/s40317-017-0122-2

Kennedy, R. J., R. Rosell, & J. Hayes, 2012. Recovery patterns of salmonid populations following a fish kill event on the River Blackwater, Northern Ireland. *Fisheries Management and Ecology* 19: 214–223. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00819.x>

Kennedy, R. J., M. Allen, R. Rosell, & A. Reid, 2017. An assessment of carcass counting surveys with increasing time lapse following a simulated fish kill on a small

upland stream. *Fisheries Management and Ecology* Blackwell Publishing Ltd 24: 446–451. <https://doi.org/10.1111/fme.12245>

King, J. J., 2015. Ecology and economics of fish kills: Mortality and recovery of brown trout (*salmo trutta* L.) and atlantic salmon (*salmo salar* L.) in an irish river. *Biology and Environment Royal Irish Academy* 115B: 157–170. <http://www.jstor.org/stable/10.3318/bioe.2015.16>

La, V. T., & S. J. Cooke, 2011. Advancing the science and practice of fish kill investigations. *Reviews in Fisheries Science* Taylor and Francis Inc. 19: 21–33. <https://doi.org/10.1080/10641262.2010.531793>

Labay, A. A., & D. Buzan, 1999. A Comparison of Fish Kill Counting Procedures on a Small, Narrow Stream. *North American Journal of Fisheries Management* Wiley 19: 209–214. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1999\)019<0209:ACOFKC>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1999)019<0209:ACOFKC>2.0.CO;2)

Lopes, L. M. N., 2016. O rompimento da barragem de Mariana e seus impactos socioambientais The rupture of the Mariana dam and its social-environmental impacts. , <http://periodicos.pucminas.br/index.php/sinapsemultipla>.

Muhametsafina, A., J. D. Midwood, S. M. Bliss, K. M. Stamplecoskie, & S. J. Cooke, 2014. The fate of dead fish tagged with biotelemetry transmitters in an urban stream. *Aquatic Ecology* Kluwer Academic Publishers 48: 23–33. <https://doi.org/10.1007/s10452-013-9463-y>

Pacheco, J. P., C. Iglesias Frizzera, G. Goyenola, F. Teixeira de-Mello, C. Fosalba, A. Baattrup-Pedersen, M. Meerhoff, & E. Jeppesen, 2021. Invasion of *Ceratium furcoides* in subtropical lakes in Uruguay: Environmental drivers and fish kill record during its bloom. *Biological Invasions* Springer Science and Business Media Deutschland GmbH 23: 3597–3612. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02600-w>

Parente, C. E. T., A. S. Lino, G. O. Carvalho, A. C. Pizzochero, C. E. Azevedo-Silva, M. O. Freitas, C. Teixeira, R. L. Moura, V. J. M. Ferreira Filho, & O. Malm, 2021. First year after the Brumadinho tailings' dam collapse: Spatial and seasonal variation of trace elements in sediments, fishes and macrophytes from the Paraopeba River, Brazil. *Environmental Research* Elsevier Inc. 193: 110526, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110526>.

Patterson, D. A., K. M. Skibo, D. P. Barnes, J. A. Hills, & J. S. Macdonald, 2007. The Influence of Water Temperature on Time to Surface for Adult Sockeye Salmon Carcasses and the Limitations in Estimating Salmon Carcasses in the Fraser River, British Columbia. *North American Journal of Fisheries Management* Wiley 27: 878–884. <https://doi.org/10.1577/M06-098.1>

R Core Team, 2023. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

Ryon, M. G., J. J. Beauchamp, W. K. Roy, E. Schilling, B. A. Carrico, & R. L. Hinzman, 2000. Stream Dispersal of Dead Fish and Survey Effectiveness in a Simulated Fish Kill. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 89–100. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(2000\)129<0089:SDODFA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2000)129<0089:SDODFA>2.0.CO;2)

Ruuhijärvi, J., M. Rask, S. Vesala, A. Westermarck, M. Olin, J. Keskitalo, & A. Lehtovaara, 2010. Recovery of the fish community and changes in the lower trophic levels in a eutrophic lake after a winter kill of fish. *Hydrobiologia* 646: 145–158. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0186-y>

Salvador, G. N., C. G. Leal, G. L. Brejão, T. C. Pessali, C. B. M. Alves, G. R. Rosa, R. Ligeiro, & L. F. de A. Montag, 2020. Mining activity in Brazil and negligence in action. *Perspectives in Ecology and Conservation* Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação 18: 139–144. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.05.003>

Silva Júnior, O. B. Da, E. D. O. Bueno, C. E. M. Tucci, & N. M. R. Castro, 2003. Extrapolação Espacial na Regionalização da Vazão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Porto Alegre, RS: ABRH. Vol. 8, n. 1 (jan./mar. 2003), p. 21-37. <http://hdl.handle.net/10183/231519>

Soares, A. L. C., 2021. Bacia hidrográfica do rio Paraopeba: Análise integrada dos diferentes impactos antrópicos. Repositório Institucional: Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. Belo Horizonte. <https://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/1251D.PDF>

Thronson, A., & A. Quigg, 2008. Fifty-five years of fish kills in coastal Texas. *Estuaries and Coasts* 31: 802–813. <https://doi.org/10.1007/s12237-008-9056-5>

Zuur, A.F., J. M. Hilbe, & E. N. Ieno, 2013. *A Beginner's Guide to GLM and GLMM with R*, 1st edition. Newburgh, UK: Highland Statistics.

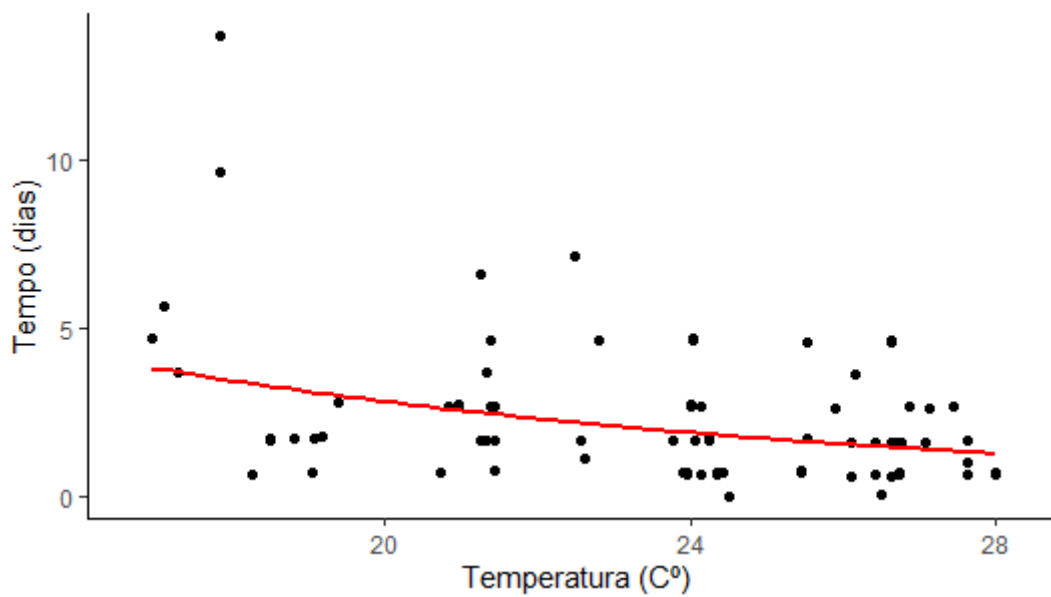
## Informações suplementares



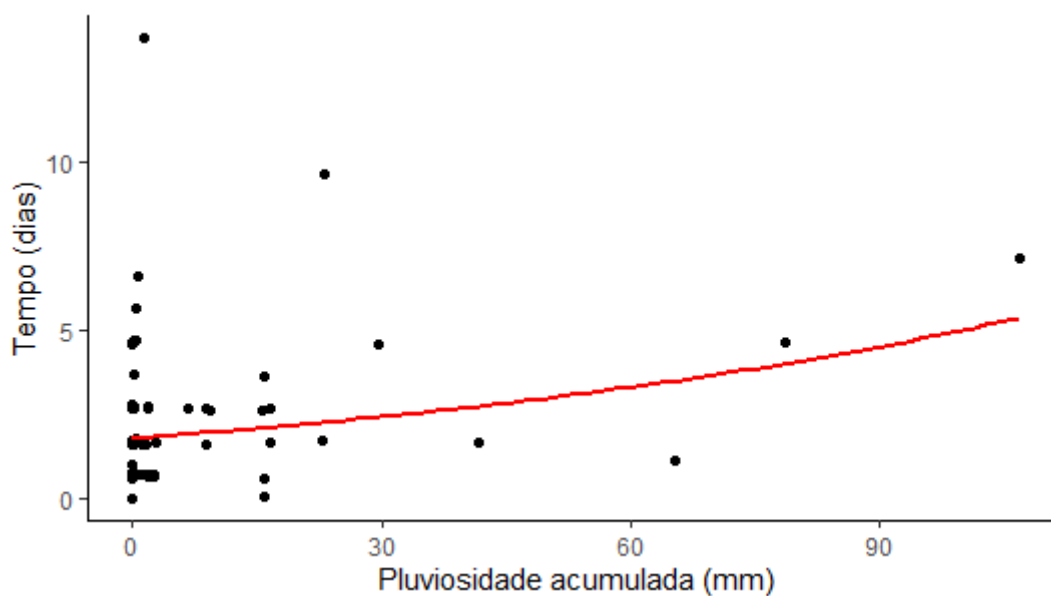
**Figura suplementar 1.** Imagem das carcaças representando as categorias de tamanho distintas, pequenas (P), médias (M) e grandes (G).



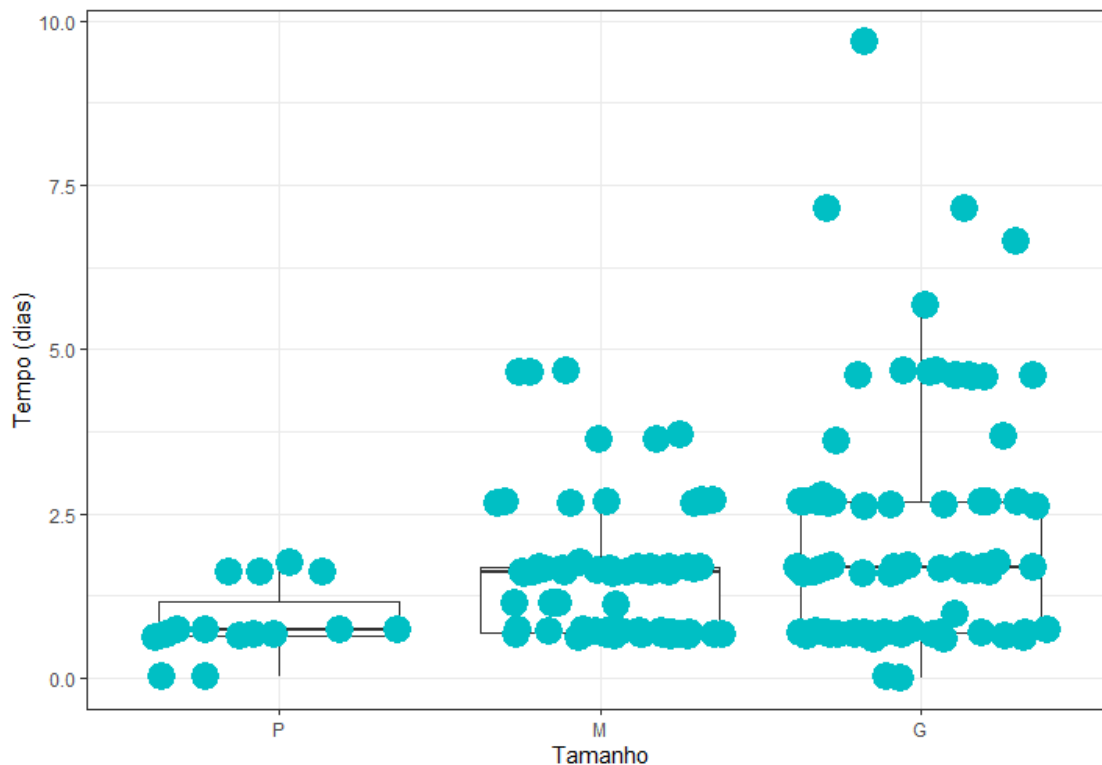
**Figura suplementar 2.** Imagem contendo o número de identificação para cada indivíduo.



**Figura suplementar 3.** Gráfico da influência da temperatura da água na explicação do intervalo de tempo necessário para a detecção das carcaças pela equipe de busca.



**Figura suplementar 4.** Gráfico da influência da pluviosidade acumulada na explicação do intervalo de tempo necessário para a detecção das carcaças pela equipe de busca.



**Figura suplementar 5.** Boxplot do tempo de recuperação das carcaças para cada uma das três categorias de tamanho. P, M e G.

### Indicadores de impacto

A dissertação, situada no âmbito do meio ambiente, foca no entendimento da dinâmica de carcaças de peixes de modo a auxiliar na quantificação futura em episódios de mortandade de peixes. Dessa forma, foi hipotetizado que a probabilidade de detecção de episódios de mortandade é mais facilmente percebida quando o número de indivíduos mortos é maior e esse efeito é amplificado pelo tamanho do peixe. O tempo decorrido do evento de mortandade é relacionado com o número de carcaças recuperadas, a vazão do rio está relacionada com o local de detecção das carcaças e a temperatura da água está relacionada ao número de carcaças recuperadas.

Para conduzir a pesquisa, foi realizado um rigoroso experimento no rio Paraopeba, em uma das maiores e mais importantes bacias hidrográficas do Brasil, a bacia do rio São Francisco, sendo o rio Paraopeba um dos seus principais afluentes. Durante 12 meses, foram simulados 37 eventos de

mortandade. Foram utilizadas carcaças de tilápia (*Oreochromis niloticus*) como indicador de mortandade de peixes e, diariamente, uma equipe percorreu a área a jusante na tentativa de recuperar as carcaças soltas.

Apenas 4,2% das carcaças foram recuperadas, evidenciando subestimação. A recuperação variou com o tamanho das carcaças, sendo mais eficiente para tamanhos maiores. A vazão do rio influenciou na distância percorrida pelas carcaças, enquanto a temperatura da água e a pluviosidade afetaram o tempo de detecção. Observou-se que eventos de pequena magnitude são desafiadores, sendo pouco identificados. Esse estudo destaca a necessidade de se aprimorar as estimativas de mortandade de peixes, além de evidenciar a necessidade urgente de preencher as lacunas existentes na pesquisa sobre o tema, especialmente para espécies e indivíduos de menor porte, bem como de diferentes grupos taxonômicos, visando embasar as estimativas de danos econômicos e ambientais e das políticas de conservação e mitigação.

A escassez de dados para estimativas do número de peixes afetados em eventos de mortandade dificulta a responsabilização causada por tais perdas, as quais são em sua maioria decorrentes de atividades humanas e a alteração e poluição do meio ambiente está aumentando a frequência e a escala de mortandade de peixes em todo o mundo. Esse estudo fornece a primeira base para estimativas de mortandade de peixes em regiões neotropicais, sendo uma ferramenta valiosa para pesquisadores e especialmente para os órgãos de gestão ambiental. Vale ressaltar que os impactos alcançados por este trabalho estão em consonância os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU), em especial com o de número 14: vida na água.