

XXVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HIDRÍCOS

AVALIAÇÃO TOXICOLÓGICA DE BIOCIDAS FRENTE AO MEXILHÃO-DOURADO (*Limnoperna fortunei*): DESAFIOS PARA A GESTÃO DE RESERVATÓRIOS

Leticia Yoshie Kochi¹; Gabrielle Camille Sextos¹ & Patrícia Dammski Borges de Andrade¹

Abstract:

The golden mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), is an invasive non-native species that has spread rapidly throughout Brazil since the 1990s, becoming a serious environmental, economic, and public-health problem. In this context, the present study evaluated the effects of the biocides copper sulfate, chlorine dioxide, and sodium hypochlorite on mussel survival to identify viable alternatives for sustainable reservoir management. After collection and acclimation, organisms were subjected to 48-hour toxicity assays to estimate Lethal Concentrations (LC₅₀ and LC₉₀). Copper sulfate proved to be the most promising compound under laboratory conditions, showing the lowest lethal concentrations—an operational and economic advantage in controlled systems, if waste is properly treated. However, applying biocides in natural environments warrants special caution because of their potential negative impact on non-target organisms and the restrictions imposed by current environmental regulations. For the chlorinated products, the results diverged from those reported in the literature, highlighting the need for additional studies to better understand their effectiveness. Although some management strategies have been developed, methods that combine high efficacy with low environmental impact remain scarce, representing an urgent challenge considering the damage caused by this species in aquatic systems.

Resumo:

O mexilhão-dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), é uma espécie exótica invasora que rapidamente se espalhou no Brasil a partir da década de 1990, tornando-se um grave problema ambiental, econômico e de saúde pública. Diante desse cenário, o presente estudo avaliou o efeito dos biocidas Sulfato de Cobre, Dióxido de cloro e Hipoclorito de Sódio na sobrevivência da espécie, visando identificar alternativas viáveis para a gestão sustentável de reservatórios. Após a coleta e aclimatação dos organismos, foram conduzidos ensaios de toxicidade com duração de 48 horas para estimativas das Concentrações Letais (CL₅₀ e CL₉₀). Os resultados indicaram que o Sulfato de cobre se destacou como o composto mais promissor em condições laboratoriais, por apresentar as menores concentrações letais, o que pode representar vantagens operacionais e econômicas em sistemas controlados, desde haja tratamento adequado dos resíduos. No entanto, a aplicação de biocidas em ambientes naturais requer atenção especial, devido ao potencial impacto negativo sobre organismos não-alvo e às restrições impostas pelas normas ambientais vigentes. Para os produtos clorados, os resultados divergiram dos dados encontrados na literatura, reforçando a necessidade de estudos complementares para melhor compreensão de sua efetividade. Embora já existam algumas estratégias desenvolvidas, ainda são escassos os métodos que conciliam alta eficácia com baixo impacto ambiental, o que representa um desafio urgente diante dos impactos causados pela espécie nos sistemas hídricos.

Palavras-Chave – Espécies exóticas invasoras. Ecotoxicologia. Concentração Letal.

1) Afiliação: Instituto SENAI de Tecnologia – Meio Ambiente e Química. Rua Sen. Accioly Filho 298, Curitiba, PR, 81310-010. (41) 3271-7100.
patricia.dammski@sistemasfiep.org.br

1. INTRODUÇÃO

O mexilhão-dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), é um bivalve dulcícola considerado invasor no Brasil. Originária do sudeste da Ásia, a espécie chegou à América do Sul na década de 1990, transportada pela água de lastro de embarcações, e rapidamente se espalhou, tornando-se um grave problema ambiental, econômico e de saúde pública (IBAMA, 2020). O mexilhão-dourado é uma espécie incrustante que forma densos aglomerados, gerando impactos em sistemas industriais que utilizam a água bruta de corpos hídricos afetados. A bioincrustação afeta grades e tubulações, obstrui filtros, bombas e equipamentos de troca térmica. Os impactos causados afetam diversos setores, incluindo abastecimento de água, aquicultura, navegação, hidrovias, pesca, irrigação, turismo e, principalmente, o setor elétrico (IBAMA, 2020).

A espécie apresenta características biológicas e ecológicas que favorecem sua instalação, proliferação e estabelecimento em novos habitats e ecossistemas, como uma alta taxa reprodutiva, elevada capacidade de dispersão das larvas e rápida maturação sexual (Xiao *et al.* 2025; Bonel e Lorda, 2015, Xu *et al.* 2015). Sua presença em ambientes lênticos, como reservatórios, represas e lagoas, pode comprometer significativamente a qualidade da água, impactando a eficiência de tratamento em casos de captação para abastecimento público (Zhang *et al.* 2022). Além disso, o crescimento descontrolado do mexilhão-dourado confere-lhe uma posição dominante e alta competitividade em relação às espécies nativas, o que resulta em alterações nas características físico-químicas da água e impactos nas comunidades aquáticas e na biodiversidade (Amaral, 2017; Xiao *et al.* 2025).

Nesse contexto, é fundamental o desenvolvimento de tecnologias e processos de controle da incrustação em sistemas industriais, sem comprometer a qualidade da água dos corpos hídricos. Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o efeito de três tipos de biocidas na sobrevivência do mexilhão-dourado, em laboratório, buscando soluções viáveis para a gestão sustentável de reservatórios.

2. METODOLOGIA

2.1. Coleta e aclimatação em laboratório

As atividades foram executadas no laboratório de Pesquisa e Desenvolvimento (PDI) do Instituto Senai de Tecnologia em Meio Ambiente e Química (IST-MAQ), localizado em Curitiba, Paraná.

As coletas foram realizadas nos dias 29 de novembro e 06 de dezembro de 2024 na Usina Hidrelétrica Governador José Richa (Salto Caxias), localizada no município de Capitão Leônidas Marques, Paraná (coordenadas 25°32'24.4"S 53°29'35.5"W). A atividade foi conduzida mediante Autorização de Manejo e Transporte de Fauna nº 07/2024, emitida pelo Instituto Água e Terra (IAT). A coleta foi realizada de forma embarcada. O procedimento seguiu o protocolo descrito por Cordeiro *et al.* (2017), com adaptações. A aclimatação dos organismos foi realizada por pelo menos três semanas antes do início dos bioensaios (Figura 1). Os animais foram mantidos em aquários de 120 litros contendo água descolorada e fotoperíodo controlado de 12 horas claro e 12 horas escuro. A alimentação foi realizada três vezes por semana, com porções de 0,50g da alga *Chlorella* macerada.

O monitoramento diário dos parâmetros físico-químicos foi realizado utilizando o medidor multiparâmetro modelo Hanna (HI 98194). A limpeza e troca de água do aquário foram realizadas de duas a três vezes por semana, com substituição de 50% da água.

Figura 1 – Aclimatação dos mexilhões-dourados no laboratório.



2.2. Testes de ecotoxicidade

Após o período de aclimatação, foram selecionados organismos com comprimento da concha entre 1,5 e 2,5 cm e que apresentassem sinais comportamentais indicativos de vitalidade, como externalização do sifão (indicando atividade de filtração ativa), movimentação do pé muscular, resposta à estímulos externos e produção de bisso, para avaliação da toxicidade e para a estimativa da concentração letal para 50 e 90% da população avaliada (CL_{50} e CL_{90} , respectivamente).

Ao todo, foram realizados três bioensaios durante o período de janeiro a fevereiro de 2025. Para as substâncias cloradas, as concentrações finais foram calculadas com base no teor de cloro ativo: Dióxido de Cloro (ClO_2 , 7% cloro ativo, Megaklin): 0; 10; 50; 100; 200; 400 mg/L; e Hipoclorito de Sódio ($NaClO$, 2% cloro ativo, Anhembí): 0; 5; 10; 50; 100; 200 mg/L. Para o Sulfato de Cobre (II) pentaidratado ($CuSO_4$, ≥99%, Sigma-Aldrich), foram utilizadas as seguintes concentrações: 0; 10; 25; 50; 100; 200 mg/L.

Os experimentos foram realizados em bêqueres contendo 500 ml de água descolorada com aeração constante, a uma temperatura ambiente de 23°C (Figura 2). A duração total dos experimentos foi de 72 horas, e a avaliação da CL_{50} e CL_{90} foi realizada após 48 horas de exposição. Para os biocidas clorados, o teste foi conduzido de forma semi-estática, com renovação do meio após 24 horas; já para o $CuSO_4$, o ensaio foi estático. Os tratamentos foram realizados em triplicata, contendo dez indivíduos por réplica, e o delineamento experimental adotado foi inteiramente casualizado, totalizando 180 unidades amostrais.

Figura 2 – Bioensaios realizados com duração de 48 horas para estimativa de CL₅₀ e CL₉₀.



2.3. Análise dos dados

A estimativa das concentrações letais (CL₅₀ e CL₉₀) foi realizada por meio de regressão logística, utilizando o Software R (R Core Team, 2024). Os dados foram ajustados a quatro modelos estatísticos: Probit, Weibull (W1.3), Logit (L.3) e Loglogistic (LL.3) para a posterior seleção do modelo mais adequado, seguindo critérios de prioridade: (1) Menor erro padrão e menor amplitude do Intervalo de Confiança de 95% (IC95%); (2) Menor valor das métricas de critérios de informação AIC (Akaike Information Criterion) e menor valor de BIC (Bayesian Information Criterion) e (3) a normalidade dos resíduos. Após a definição do modelo mais apropriado, foi avaliada a presença de *outliers* e elaborada a curva dose-resposta correspondente a cada bioensaio.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os testes de toxicidade e as análises estatísticas, conduzidos de acordo com os critérios previamente estabelecidos, permitiram estimar os valores de CL₅₀ e CL₉₀, bem como selecionar os modelos matemáticos mais adequados para cada experimento realizado.

As informações detalhadas de erro padrão e intervalos de confiança de 95% (IC95%) para cada composto estão apresentadas na Tabela 1 e as curvas dose-resposta de cada biocida avaliado são apresentadas nas figuras 3, 4, 5, permitindo visualizar graficamente o ajuste dos modelos às respostas observadas, bem como a relação entre concentração e mortalidade nos bioensaios.

Tabela 1 - Estimativas das concentrações letais (CL₅₀ e CL₉₀), erro padrão e intervalo de confiança (IC95%) para o dióxido de cloro (ClO₂), Hipoclorito de Sódio (NaClO) e Sulfato de Cobre (CuSO₄) para o mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*).

Biocida	CL ₅₀ (mg/L)	Erro Padrão	IC95%	CL ₉₀ (mg/L)	Erro Padrão	IC95%
Hipoclorito de Sódio (NaClO)	70,39	9,09	52,58; 88,21	173,50	20,28	133,75; 213,25
Dióxido de Cloro (ClO ₂)	60,49	4,30	51,33; 69,65	88,97	12,56	62,19; 115,75
Sulfato de Cobre (CuSO ₄)	8,43	1,92	4,34; 12,53	12,41	3,01	5,99; 18,83

Figura 3 - Curva dose-resposta do Dióxido de Cloro (ClO_2) para o mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*), de acordo com o Modelo Logit.

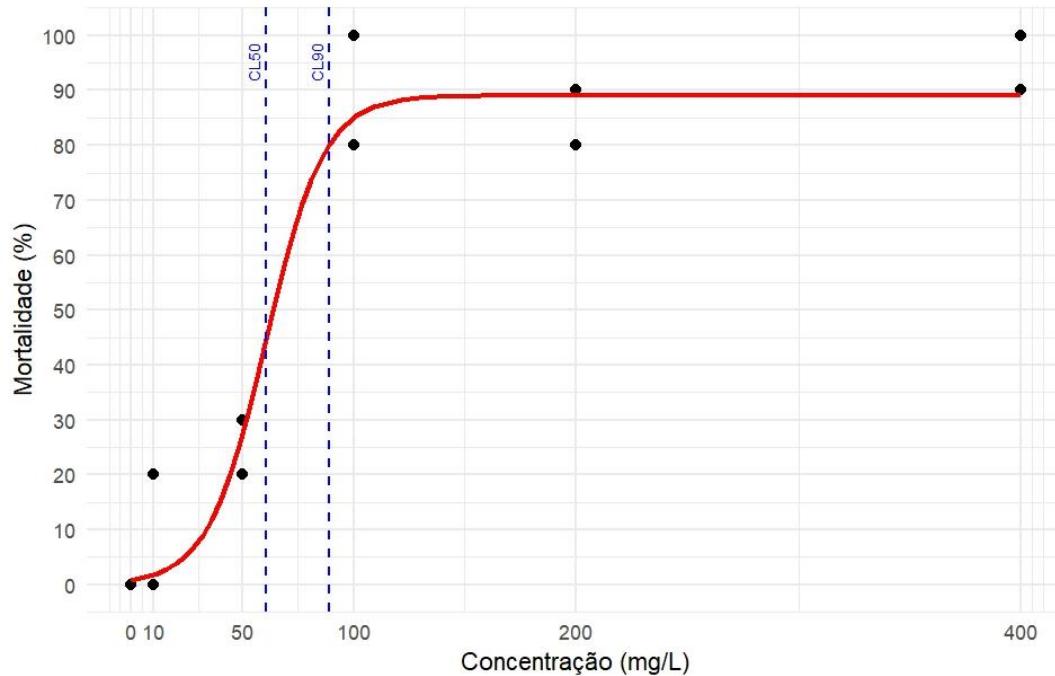


Figura 4 - Curva dose-resposta do Hipoclorito de Sódio (NaClO) para o mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*), de acordo com o Modelo Probit.

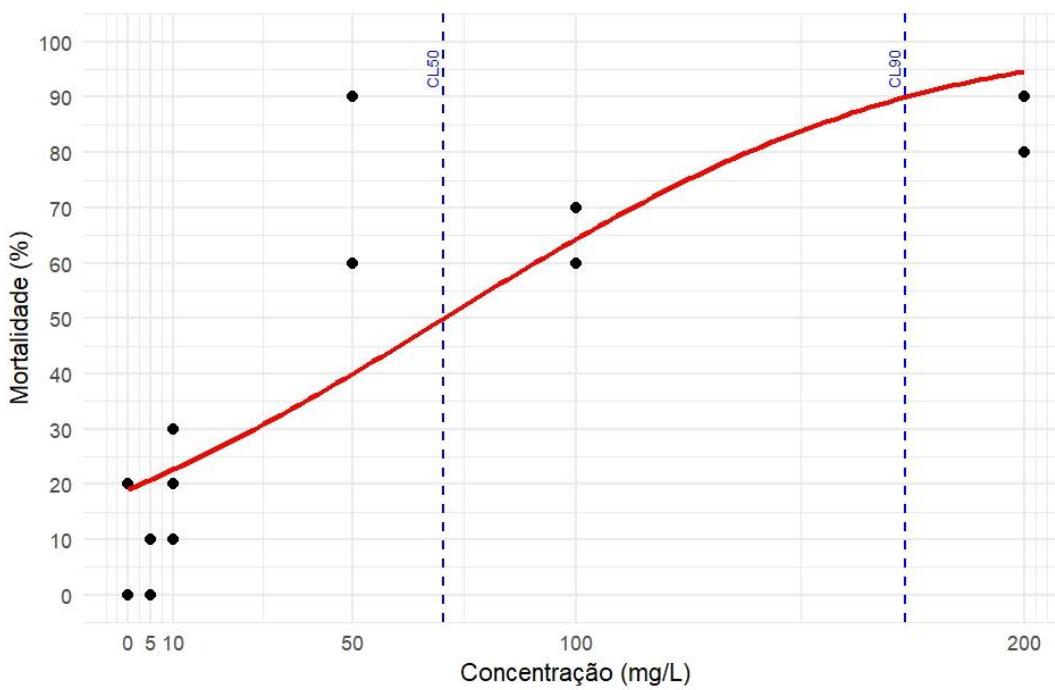
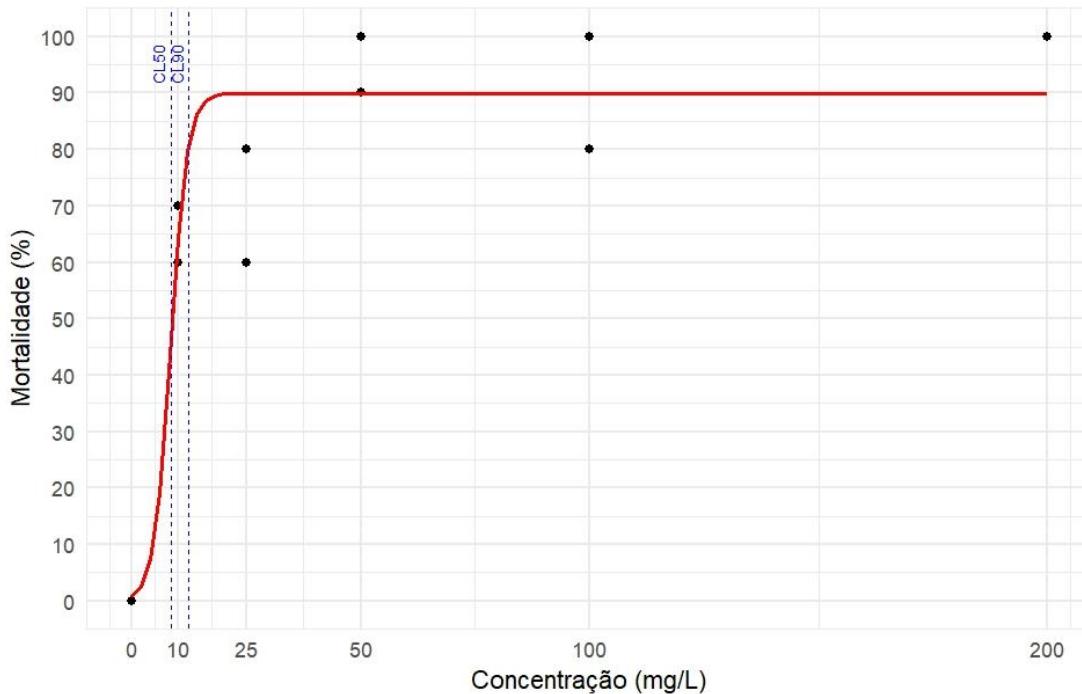


Figura 5 - Curva dose-resposta do Sulfato de Cobre (CuSO_4) para o mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*), de acordo com o Modelo Logit.



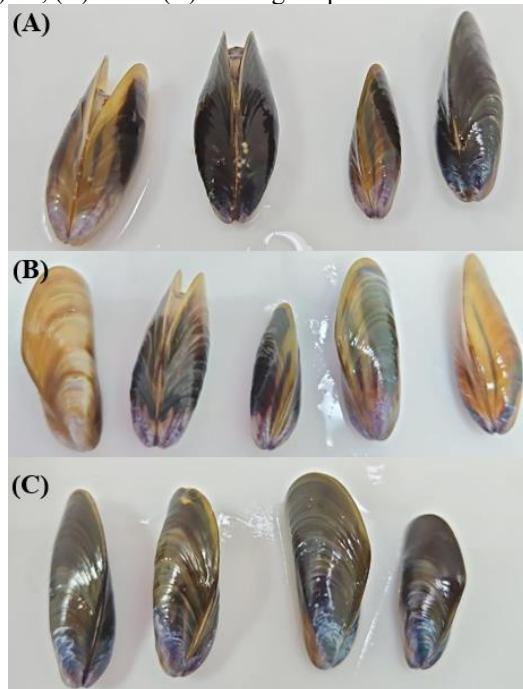
As substâncias cloradas são amplamente utilizadas para o controle do mexilhão-dourado devido ao menor impacto ambiental e custo reduzido em comparação com outros métodos (Darrigran e Damborenea, 2009). O dióxido de cloro (ClO_2), por exemplo, tem sido aplicado no controle de larvas da espécie em sistemas municipais de abastecimento de água (Claudi e Oliveira, 2015). No presente estudo, a estimativa de CL_{50} para ClO_2 foi de 60,49 mg/L (Figura 3), valor consideravelmente inferior ao reportado por Calazans *et al.* (2013), que encontraram 427,64 mg/L para a mesma espécie.

No caso do hipoclorito de sódio (NaClO), sua ação se dá pela liberação do ácido hipocloroso (HClO) ao entrar em contato com a água, promovendo a oxidação da matéria orgânica e resultando na mortalidade dos organismos (Fernandes *et al.* 2012). A CL_{50} obtida neste estudo para o NaClO foi de 70,39 mg/L (Figura 4), inferior ao encontrado por Grezzana (2025), de 131,13 ppm, e por Calazans *et al.* (2013), de 663,6 mg/L. As discrepâncias entre os resultados podem ser atribuídas a diferentes condições experimentais, como número de organismos testados e, principalmente, à forma de cálculo da concentração do biocida — se baseada no teor de cloro ativo disponível ou na concentração do produto comercial bruto. Além disso, a sensibilidade populacional pode variar conforme a origem dos organismos, especialmente quando coletados em diferentes regiões (Bonel e Lorda, 2015).

Estudos indicam que tratamentos com substâncias cloradas por períodos curtos nem sempre resultam em mortalidade significativa, uma vez que os moluscos conseguem detectar a presença do composto na água e fechar suas valvas como mecanismo de defesa (Fernandes *et al.* 2012, Calazans *et al.* 2013). No estudo de Grezzana (2025), apesar da baixa mortalidade, foram observadas alterações fisiológicas nos animais expostos, evidenciando o comprometimento da saúde dos organismos.

Além das alterações fisiológicas já descritas na literatura, no presente estudo também foram identificadas alterações morfológicas nas conchas dos indivíduos expostos. Observou-se que, em concentrações elevadas de NaClO (50,100 e 200 mg/L), ocorreu desmineralização do periôstraco e da camada prismática calcária na região umbonal, atingindo inclusive a camada nacarada da concha após 72 horas de exposição ao biocida (Figura 6 A-C).

Figura 6 - Conchas de indivíduos de Mexilhão-dourado submetidos a tratamento com Hipoclorito de Sódio (NaClO) (2%) (A) 50; (B) 100 e (C) 200 mg/L após 72 horas de exposição.



Em contrapartida, resultados semelhantes aos obtidos durante a execução do bioensaio com sulfato de cobre foram encontrados na literatura. Soares e colaboradores (2009), por exemplo, estimaram em um dos seus experimentos uma CL₅₀ de 8,48 mg/L e CL₉₀ de 19,08 mg/L (experimento 3), além de uma CL₅₀ de 6,09 mg/L e CL₉₀ de 15,33 mg/L (experimento 2). Além disso, Villela *et al.* (2006) observaram danos celulares na hemolinfa e alterações no DNA da espécie em concentrações iguais ou superiores a 3,75 mg/L, após 48 horas de exposição. A semelhança entre os resultados pode indicar que a espécie apresenta uma sensibilidade consistente ao composto. Vale destacar que o sulfato de cobre é amplamente utilizado como fungicida, bactericida, inseticida, moluscida e herbicida (EPA, 1986).

Dentre os biocidas testados, o sulfato de cobre (CuSO_4) se destacou como o mais promissor em condições laboratoriais, por apresentar as menores concentrações letais, com 8,43 mg/L (CL₅₀) e 12,41 mg/L (CL₉₀), seguido do dióxido de cloro (ClO_2), com 60,49 mg/L (CL₅₀) e 88,97 mg/L (CL₉₀), ambos ajustados pelo modelo Logit. Por fim, o hipoclorito de sódio (NaClO) apresentou valores de 70,39 mg/L (CL₅₀) e 173,50 mg/L (CL₉₀), estimados pelo modelo Probit.

Diante dos impactos ambientais, socioeconômicos e sanitários provocados pela espécie, bem como da urgência em controlar ou mitigar sua disseminação nos diferentes tipos de ambientes, pode-se dizer que há inúmeros desafios na combinação de processos e técnicas. Esses desafios envolvem fatores como o dimensionamento do tratamento, tipo de aplicação, concentração, vazão e diluição do biocida, possibilidade de degradação ou formação de subprodutos tóxico, necessidade de tratamento posterior para evitar poluição secundária causada pelos resíduos, relação custo-benefício, efetividade da substância, além da exigência de obtenção de autorização prévia junto aos órgãos ambientais (Souza, 1995; Darrigan e Damborenea, 2006; Rodriguez, 2012; Pereira e Soares, 2012; Claudi e Oliveira, 2015).

No que se refere à legislação ambiental, a conversão das concentrações para valores expressos em cobre obteve estimativas de 2,15 e 3,16 mg/L, valores superiores aos limites estabelecidos nas

normativas estaduais e federais. A resolução nº 128/2006 do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) determina o limite máximo de 0,5 mg/L de cobre em águas superficiais (BRASIL, 2006), enquanto a resolução nº 357 de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estipula um valor mais restritivo, sendo 0,013 mg/L em águas de classe 3 (BRASIL, 2005). Ressalta-se que a aplicação do sulfato de cobre em sistemas abertos sem o devido tratamento e destinação adequada dos mexilhões mortos pode causar contaminação de corpos hídricos e da biodiversidade (Pereira e Soares, 2012).

Quanto às substâncias cloradas, existe o risco da formação de subprodutos halogenados de desinfecção (DBPs) ou subprodutos inorgânicos tóxicos, especialmente quando reagem com a matéria orgânica presente na água (Sorlini e Collivignarelli, 2005). A legislação brasileira, por sua vez, estabelece concentrações limites para cloro residual total (combinado + livre) de 0,01 mg L⁻¹ para uma condição de qualidade Classe 1 em ambiente de água doce, conforme a resolução CONAMA nº 357 de 2005 (Brasil, 2005). A Resolução CONAMA nº 430 de 2011, por sua vez, não estabelece limites de padrão de lançamento de esfuentes para cloro livre, mas sim para clorofórmio, tetracloreto de carbono, tricloroetano e diclorometano, compostos reconhecidos por sua toxicidade (Brasil, 2011, Fernandes et al. 2012).

Ante o exposto, o controle do mexilhão-dourado em ambientes abertos exige abordagens integradas que combinem tecnologias e processos eficientes e sustentáveis, sem comprometer a qualidade dos ecossistemas aquáticos. Embora tenham sido desenvolvidas estratégias baseadas em mecanismos principalmente físicos e químicos, ainda são escassos os métodos que conciliam alta eficácia com baixo impacto ambiental (Li et al. 2021). Dentre as tecnologias desenvolvidas, destaca-se o microencapsulamento de biocidas, que tem demonstrado maior efetividade em comparação com biocidas dissolvidos, ao aumentar o efeito tóxico com menor quantidade de composto, além de favorecer a liberação controlada da substância ativa (Calazans et al. 2013).

4. CONCLUSÃO

No presente estudo, foi avaliado o potencial toxicológico de três biocidas, sendo estipuladas as concentrações letais (CL₅₀ e CL₉₀) para o mexilhão-dourado. Dentre os compostos testados, o Sulfato de cobre se destacou como o mais promissor em condições laboratoriais, por apresentar as menores concentrações letais, o que pode representar vantagens operacionais e econômicas em sistemas controlados, desde que seja realizado o tratamento adequado dos resíduos. No entanto, sua aplicação em ambientes naturais, como reservatórios ou em ambientes abertos, exige atenção especial, considerando o potencial impacto negativo sobre organismos não-alvo e o comprometimento da qualidade da água. Já para os produtos clorados, os resultados obtidos neste estudo divergem daqueles reportados na literatura, reforçando a necessidade de investigações complementares para melhor compreensão da sua efetividade. Dessa forma, a busca por soluções que ofereçam segurança ambiental e que otimizem a aplicação das metodologias de controle do mexilhão-dourado em ambientes abertos permanece um desafio urgente diante dos impactos que a espécie promove nos sistemas hídricos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) pelo financiamento do projeto atualmente em desenvolvimento intitulado “Desenvolvimento de revestimento inteligente para contenção de mexilhões-dourados em telas de gradeamento”, conduzido pelos Institutos Senai de Tecnologia em Meio Ambiente e Química (IST-MAQ) e de Inovação em Eletroquímica (ISI-EQ).

REFERÊNCIAS

- AMARAL, Q. D. F. (2017). “Estudo do potencial de utilização do mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) como bioindicador de genotoxicidade para avaliação da qualidade de ambientes aquáticos contaminados com mercúrio”. Dissertação (Mestrado em Ciências Farmacêuticas) – Universidade Federal do Pampa, Uruguaiana-RS. 60 p.
- BONEL, N.; LORDA, J. (2015). “Growth and Body Weight Variability of the Invasive Mussel *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) Across Habitat and Season”. *Malacologia*, 58 (1-2), p. 129–145.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF. 2005. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450 Acesso em: 04 jun. 2025.
- BRASIL. Resolução CONSEMA nº 128, de 24 de novembro de 2006. Secretaria do Meio Ambiente. Porto Alegre, RS. 2006. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201611/30155644-resolucao-128-06-efluentes.pdf> Acesso em: 04 jun. 2025.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF. 2011. Acesso em: 04 jun. 2025.
- BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis IBAMA. Plano nacional de prevenção, controle e monitoramento do mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) no Brasil / Diretoria de Uso Sustentável da Biodiversidade e Florestas. – Brasília, DF: IBAMA, 2020. Disponível em: https://www.ibama.gov.br/phocadownload/biodiversidade/mexilhao-dourado/2020/2020-11-10-Plano_Mexilhao_Dourado.pdf Acesso em: 01 jun. 2025.
- CALAZANS, S. H. C.; AMERICO, J. A.; FERNANDES, F. C.; ALDRIDGE, D. C.; REBELO, M. F. (2013). *Assessment of toxicity of dissolved and microencapsulated biocides for control of the Golden Mussel Limnoperna fortunei*. *Marine environmental research*, v. 91, p. 104-108.
- CLAUDI, R.; OLIVEIRA, M. D. (2015) “Chemical strategies for the control of the golden mussel (*Limnoperna fortunei*) in industrial facilities”, in *Limnoperna Fortunei: The Ecology, Distribution and Control of a Swiftly Spreading Invasive Fouling Mussel*. Org. por Boltovskoy, D., Ed.; Springer, pp 417– 441.
- CORDEIRO, N. I. S.; ANDRADE, J. T. M.; MONTRESOR, L. C.; LUZ, D. M. R.; ARAÚJO, J. M.; MARTINEZ, C. B.; PINHEIRO, J.; VIDIGAL, T. H. D. A. (2017). “Physiological response of invasive mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (*Bivalvia: Mytilidae*) submitted to transport and experimental conditions”. *Brazilian Journal of Biology*, 77, 01, p. 191-198.
- DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. (2006). “Aspectos generales vinculados a la prevención y control”, in *Bio-invasión del mejillón dourado en el continente americano*. Org. por Darrigran, G.; Damborenea, C. Edulp, La Plata, pp. 154- 167.
- DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. (2009). “Aspectos gerais vinculados à prevenção e controle”, in *Introdução a Biologia das Invasões. O Mexilhão Dourado na América do Sul: biologia, dispersão, impacto, prevenção e controle*. Org. por Darrigran G. & C. Damborenea. Cubo Editora. São Carlos – SP. pp. 155-167.
- EPA. Environmental Protection Agency. (1986). “Guidance for registration of pesticide products containing copper sulfate”. Office of Pesticide Programs, Whashington DC. G-31, 230p.

- FERNANDES, L. V. G.; CAMPOS, S. H. C.; FERNANDES, F. C. (2012). “*Formas de Cloro*”, in *Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle*. Org. por Mansur, M. C. D.; SANTOS, C. P.; PEREIRA, D.; PAZ, I. C. P.; ZURITA, M. L. L.; RODRIGUEZ, M. T. R.; NEHRKE, M. V.; BERGONCI, P. E. A. Redes Editora, Porto Alegre – RS, pp. 303 – 306.
- GREZZANA, K. L. G. (2025). “*Respostas fisiológicas do mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*, Dunker 1857): avaliação da toxicidade de produtos químicos comerciais*”. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, p. 131.
- LI, S.; LI, X.; CHENG, J.; ZHAN, A. (2021). “*Effectiveness and Mechanisms of Recoverable Magnetic Nanoparticles on Mitigating Golden Mussel Biofouling*”. Environmental Science & Technology, 55, 4, p. 2500–2510.
- PEREIRA, D.; SOARES, M. F. (2012) “*Sulfato de Cobre*” in *Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle*. Org. por Mansur, M. C. D.; SANTOS, C. P.; PEREIRA, D.; PAZ, I. C. P.; ZURITA, M. L. L.; RODRIGUEZ, M. T. R.; NEHRKE, M. V.; BERGONCI, P. E. A. Redes Editora, Porto Alegre – RS, pp. 303 – 306.
- R Core Team (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.
- RODRIGUEZ, M. T. R. (2012) “*Controle Químico: conceitos básicos*” in *Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle*. Org. por Mansur, M. C. D.; SANTOS, C. P.; PEREIRA, D.; PAZ, I. C. P.; ZURITA, M. L. L.; RODRIGUEZ, M. T. R.; NEHRKE, M. V.; BERGONCI, P. E. A. Redes Editora, Porto Alegre – RS, pp. 303 – 306.
- SOARES, M. F.; PEREIRA, D.; SANTOS, C. P.; MANSUR, M. C. D.; PIRES, M.; BREINTENBACH, J. O.; GRESPAN, C. (2009). “*Toxicidade do Sulfato de Cobre ao Mexilhão Dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), em Água Bruta*”. J. Braz. Soc. Ecotoxicol., (4- 1-3), pp. 37-48.
- SORLINI S, COLLIVIGNARELLI C. (2005) “*Trihalomethane formation during chemical oxidation with chlorine, chlorine dioxide and ozone of ten Italian natural waters. Desalination*”, 176, p 103-111.
- SOUZA, C.P. (1995). “*Molluscicide control of snail vectors of schistosomiasis*”. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz 90(2) p 165-168.
- VILLELA, I.V.; OLIVEIRA, I. M.; SILVA, J.; HENRIQUES, J.A.P. (2006). “*DNA Damage and Repair in Haemolymph Cells of Golden Mussel (*Limnoperna fortunei*) Exposed to Environmental Contaminants*”. Mutation Research 697, p 78-86.
- XIAO, R.; LIU, D.; XU, Y.; LI, T.; MA, J. A. (2025). “*Review of the Effects of Limnoperna fortunei (Dunker, 1857): Invasion on Hydraulic Structures and Ecosystems and Their Control*”. Sustainability, 17, p 2240.
- ZHANG, J.; XU, M.; SUN, L.; REIBLE, D.; FU, X (2022). “*Impact of golden mussel (*Limnoperna fortunei*) colonization on bacterial communities and potential risk to water quality*”. Ecological Indicators, 144, p. 109499–109499.
- XU, M. et al. (2015). “*Growth, reproduction, and attachment of the golden mussel (*Limnoperna fortunei*) in water diversion projects*”. Acta Ecologica Sinica, 35, 4, p. 70–75.