



Química inteligente aplicada ao biomonitoramento amazônico: respostas de estresse oxidativo em *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862)

Natália E. da Silva^{1,2,3}; Arllon J. S. Dias^{1,2}; Layane V.S. Santos¹; Natalie M. Araujo¹; Jefferson R.D. da Luz^{1,4}; Gabriel A. da Silva^{1,2}

¹ Laboratório de Química Orgânica e Bioquímica, Universidade do Estado do Amapá (UEAP), Macapá, AP, Brasil

² Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE, Universidade Federal do Amapá (UNIFAP), Macapá, AP, Brasil

³ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amapá (IFAP), Macapá, AP, Brasil

⁴ Colegiado de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Amapá (UNIFAP), Oiapoque, AP, Brasil

E-mail da autora principal: natalia.silva@ifap.edu.br/nataliaquim.silva@gmail.com

Palavras-Chave: cobre, ecotoxicologia, camarões.

Introdução

Os ecossistemas aquáticos amazônicos estão sujeitos à entrada de contaminantes provenientes da expansão urbana, de atividades agrícolas, da mineração e do descarte inadequado de resíduos. Mesmo em unidades de conservação, os poluentes podem ser transportados para os corpos d'água e comprometer a qualidade ambiental, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. A contaminação por metais é especialmente relevante na Amazônia, onde atividades antrópicas podem elevar a concentração desses elementos e ampliar os riscos ecológicos associados à sua mobilidade e biodisponibilidade (Moulatlet et al., 2023).

Metais de transição, como ferro e cobre, são micronutrientes essenciais aos organismos aquáticos, porém podem apresentar toxicidade quando presentes em concentrações elevadas. O cobre e ferro participam de reações do tipo Fenton, favorecendo a formação de espécies reativas de oxigênio, como o radical hidroxila, o ânion superóxido e o peróxido de hidrogênio. Quando a produção dessas espécies supera a capacidade antioxidante do organismo, ocorre estresse oxidativo, que pode resultar em peroxidação lipídica, alteração de proteínas, danos ao DNA e prejuízos a processos fisiológicos (Lushchak, 2011; Hong et al., 2024).

As respostas bioquímicas produzidas antes do aparecimento de alterações em níveis superiores de organização biológica podem ser utilizadas como sinais precoces de exposição a contaminantes. Nesse sentido, biomarcadores de estresse oxidativo complementam as análises físico-químicas da água e contribuem para a avaliação integrada da qualidade ambiental (Lombardero et al., 2024). Entre esses biomarcadores, destacam-se a catalase (CAT), responsável pela decomposição do peróxido de hidrogênio; a glutatona reduzida (GSH), importante componente da defesa antioxidante não enzimática; e as substâncias reativas ao ácido tiobarbitúrico (TBARS), utilizadas como indicadores de peroxidação lipídica.

O camarão de água doce *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) é uma espécie nativa, abundante e de importância ecológica e econômica no Norte do Brasil (Adnan et al., 2022). Seu hábito bentônico favorece o contato com contaminantes associados à água e aos sedimentos, enquanto o hepatopâncreas desempenha funções relacionadas ao metabolismo e



à detoxificação, tornando-se um tecido relevante para estudos ecotoxicológicos. A detecção de microplásticos na espécie também demonstra sua exposição a contaminantes em ambientes amazônicos e reforça seu potencial para o biomonitoramento (Guimarães et al., 2023).

Diante disso, este estudo teve como objetivo utilizar *M. amazonicum* como espécie bioindicadora para avaliar possíveis alterações oxidativas associadas à presença de xenobióticos na Área de Proteção Ambiental da Fazendinha, no Amapá. Foram integrados parâmetros físico-químicos da água, concentrações de ferro e cobre e respostas dos biomarcadores CAT, GSH e TBARS no hepatopâncreas, buscando contribuir para o biomonitoramento de ecossistemas aquáticos em áreas protegidas da Amazônia.

Material e Métodos

As coletas das amostras de água e camarões foram realizadas na Área de Proteção Ambiental da Fazendinha, situada no estado do Amapá, entre os municípios de Macapá e Santana, em área adjacente ao rio Amazonas. Ocorreram durante o período chuvoso, nos meses de março, abril e maio de 2022, em três pontos de amostragem.

Capturou-se 93 indivíduos de *M. amazonicum* utilizando matapi. Selecionaram-se indivíduos com massa entre 5 e 8 g, os quais foram submetidos à biometria e, posteriormente, à eutanásia por hipotermia. As coletas foram autorizadas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, por meio do SISBIO nº 50376-2.

O pH e a temperatura da água foram determinados com sonda multiparâmetro. Os sólidos totais foram quantificados por método gravimétrico, utilizando alíquotas de 10 mL mantidas a 105 °C até evaporação. As concentrações de ferro e cobre foram determinadas por espectrofotometria UV-Vis, com leituras a 511 nm para Fe e 371 nm para Cu.

Após a dissecação, os hepatopâncreas foram macerados em tampão fosfato de potássio, pH 7,4, sob resfriamento. Os homogeneizados foram preparados na proporção 1:10 e centrifugados a 4.000 rpm durante 10 min. O sobrenadante obtido foi utilizado nas análises bioquímicas. A peroxidação lipídica foi avaliada pela determinação das substâncias reativas ao ácido tiobarbitúrico (TBARS), com leitura a 535 nm e resultados expressos em nmol g⁻¹ de proteína. A glutatona reduzida (GSH) foi determinada a 420 nm e expressa em µmol g⁻¹ de proteína. A atividade da catalase (CAT) foi avaliada a 240 nm e expressa em U g⁻¹ de proteína. As proteínas totais foram quantificadas por método colorimétrico, com leitura a 545 nm, e utilizadas para normalização das respostas bioquímicas.

Os dados foram expressos como média. A normalidade da distribuição e a homogeneidade das variâncias foram verificadas pelos testes de Shapiro–Wilk e de Levene ou Brown–Forsythe, respectivamente. Para as análises comparativas, foram utilizados a análise de variância de uma via (ANOVA), com correção de Greenhouse–Geisser quando aplicável, seguida do teste de Tukey, e o teste t de Student. Os dados que não apresentaram distribuição normal foram analisados pelo teste de Kruskal–Wallis. A correlação de Pearson foi empregada para avaliar a relação entre as concentrações de metais e os biomarcadores glutatona reduzida (GSH) e catalase (CAT). A morfometria dos espécimes de *M. amazonicum* foi realizada com auxílio de paquímetro, sendo determinados o comprimento total, o comprimento abdominal e o comprimento do cefalotórax, expressos em centímetros. As medidas de comprimento foram comparadas entre os períodos de coleta por ANOVA de



uma via, seguida do teste de Tukey. A massa corporal, por não apresentar distribuição normal, foi comparada pelo teste de Kruskal–Wallis. Em todas as análises, adotou-se nível de significância de 5% ($p < 0,05$). Os procedimentos estatísticos foram realizados no programa GraphPad Prism, versão 6.0.

Resultados e Discussão

O pH variou de 5,8 a 6,5 e a temperatura permaneceu entre 26 e 27 °C, valores compatíveis com as características do rio Amazonas durante o período chuvoso (Damasceno et al., 2015). As concentrações de Fe diferiram entre os períodos de coleta, conforme a ANOVA de Welch ($W(2; 5,700) = 13,18$; $p = 0,0073$). O pós-teste de Tamhane T2 indicou menores concentrações em maio em comparação com março (p ajustado = 0,0436) e abril (p ajustado = 0,0498), enquanto março e abril não diferiram entre si (p ajustado = 0,1367). Apesar da variação temporal, as concentrações médias permaneceram abaixo do limite de 0,300 mg L⁻¹ estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005. As concentrações de Cu também diferiram entre os períodos, conforme o teste de Kruskal–Wallis ($H = 8,420$; $p = 0,0068$). O pós-teste de Dunn revelou diferença apenas entre abril e maio (p ajustado = 0,0112), sem diferenças entre março e abril (p ajustado = 0,5373) ou entre março e maio (p ajustado = 0,3594). A maior concentração média de Cu foi registrada em abril, embora não tenha diferido significativamente de março. Em todos os períodos, as médias de Cu excederam o limite de 0,009 mg L⁻¹ estabelecido para águas de classe 2 (Tabela 1).

Tabela 1 - Concentrações de ferro e cobre na água da APA da Fazendinha

Metal	Março	Abril	Maio	CONAMA nº 357/2005
Fe (mg L ⁻¹)	0,0681	0,1982	0,0138	0,300
Cu (mg L ⁻¹)	0,1327	0,3019	0,0292	0,009

Nota: Nota: valores correspondentes às médias de cinco determinações por período. Em negrito, concentrações médias superiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de classe 2.

Os sólidos totais diferiram entre os meses ($p=0,0298$), mas permaneceram abaixo do valor legal, possivelmente refletindo a elevada carga natural de matéria orgânica transportada no período de maior fluxo hidrológico. A análise morfométrica (Figura 1) de *M. amazonicum* mostrou diferenças entre os períodos de coleta. Foram avaliados 32 indivíduos em março, 30 em abril e 29 em maio. A massa corporal e o comprimento abdominal não variaram significativamente. Em abril, os indivíduos apresentaram maior comprimento total em relação a março, enquanto o comprimento do cefalotórax foi maior em abril e maio. Como foram analisados indivíduos diferentes em cada período, os resultados indicam variação na composição morfométrica das amostras, e não crescimento individual. Os valores registrados foram inferiores aos máximos descritos para a espécie, que pode atingir até 16 cm de comprimento e 30 g de massa corporal (Moraes-Riudades; Valenti, 2004; Silva; Soares; Oliveira, 2026).

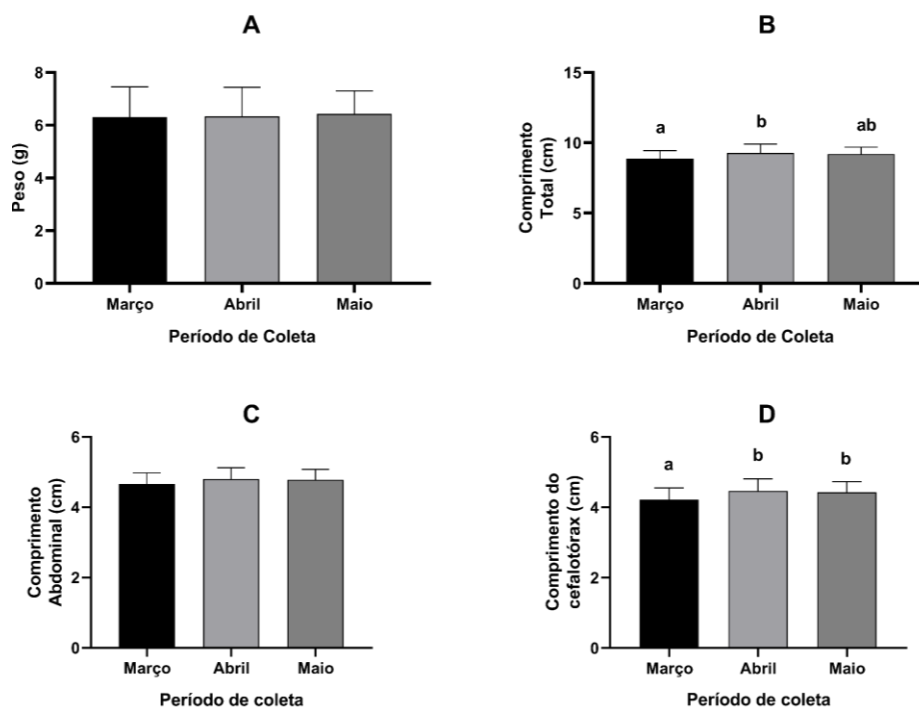


Figura 1- Variação da massa corporal e das medidas morfométricas de *Macrobrachium amazonicum* nos períodos de coleta na APA da Fazendinha. A) Massa corporal; B) comprimento total; C) comprimento abdominal; e D) comprimento do cefalotórax. Os resultados estão apresentados como média $\pm$ desvio-padrão. As medidas de comprimento foram comparadas por ANOVA de uma via, seguida do teste de Tukey, enquanto a massa corporal foi analisada pelo teste de Kruskal–Wallis. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os períodos de coleta ($p < 0,05$)

Biomarcadores são respostas mensuráveis em níveis molecular, bioquímico ou fisiológico que permitem identificar a exposição a contaminantes e seus efeitos nos organismos antes do aparecimento de alterações ecológicas mais amplas (Redžović et al., 2025). Os biomarcadores de estresse oxidativo apresentaram respostas distintas entre os períodos de coleta (Figura 2).

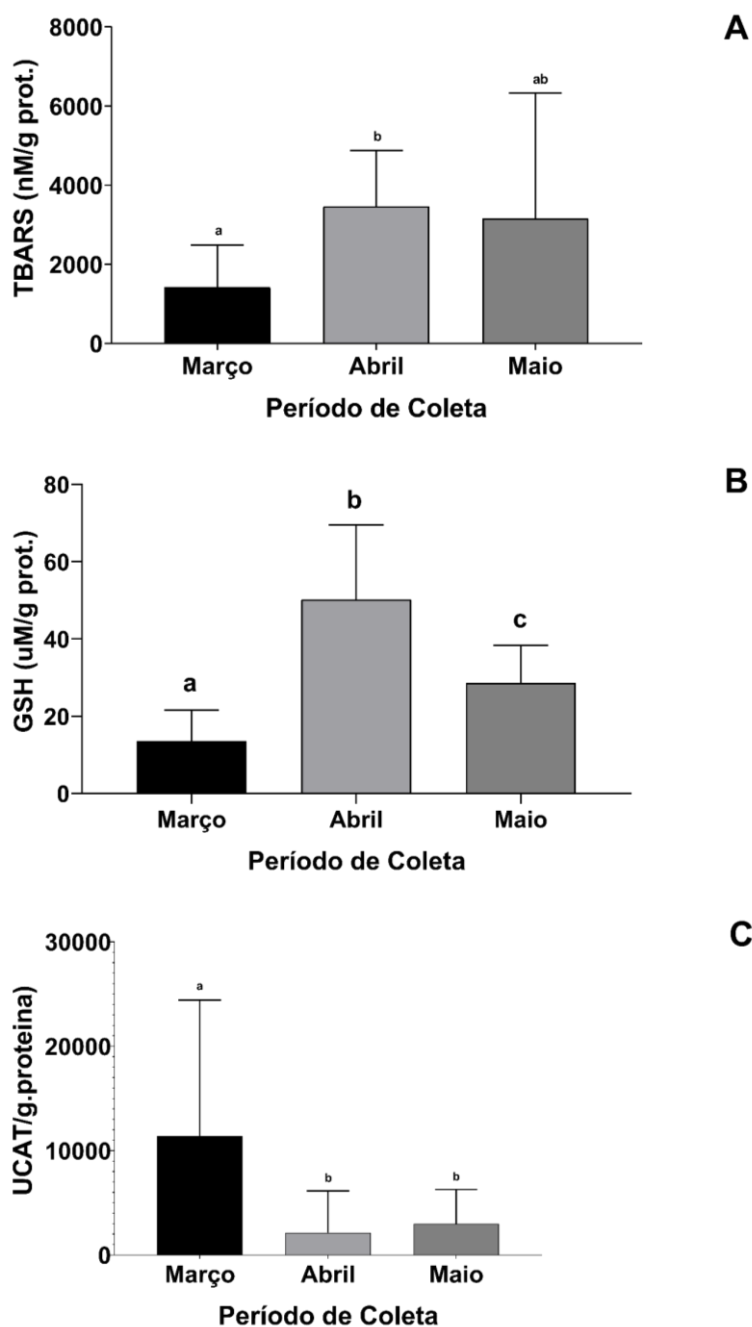


Figura 2 - Biomarcadores de estresse oxidativo no hepatopâncreas de *Macrobrachium amazonicum* coletados na APA da Fazendinha. A) substâncias reativas ao ácido tiobarbitúrico — TBARS; B) glutatona reduzida — GSH; e C) atividade da catalase — CAT. Os resultados estão apresentados como média $\pm$ desvio-padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os períodos de coleta ($p < 0,05$).



Os níveis de substâncias reativas ao ácido tiobarbitúrico (TBARS) não apresentaram distribuição normal nas três campanhas. O teste de Kruskal–Wallis indicou diferença entre os períodos ($H = 14,89$; $p = 0,0006$). As médias foram de $1416 \pm 1068 \text{ nmol g}^{-1}$ de proteína em março, $3463 \pm 1415 \text{ nmol g}^{-1}$ em abril e $3163 \pm 3171 \text{ nmol g}^{-1}$ em maio. O pós-teste de Dunn mostrou aumento significativo em abril em relação a março (p ajustado = $0,0004$), enquanto março e maio (p ajustado = $0,0849$) e abril e maio (p ajustado = $0,2952$) não diferiram. A elevação observada em abril indica maior peroxidação lipídica nesse período e sugere alteração oxidativa associada às condições ambientais. A ausência de diferença nas demais comparações pode refletir a atuação de mecanismos antioxidantes capazes de modular a progressão do dano lipídico, como observado em outros crustáceos de água doce submetidos a estressores ambientais (Borges et al., 2018).

Os níveis de glutathiona reduzida (GSH) foram maiores em abril e maio, sugerindo ativação da defesa antioxidante não enzimática. A elevação da GSH pode representar uma resposta adaptativa voltada à neutralização de espécies reativas de oxigênio e à proteção dos componentes celulares, padrão também descrito em crustáceos expostos a metais (Haque et al., 2018).

Nas análises exploratórias realizadas com três pares de observações por período, o Cu não apresentou associação significativa com GSH ($r = 0,8247$; $p = 0,3827$) ou CAT ($r = -0,6282$; $p = 0,5676$) em março. Em abril, foi observada associação positiva entre Cu e GSH ($r = 0,9994$; $p = 0,0228$), enquanto Cu e CAT não apresentaram correlação ($r = -0,0063$; $p = 0,9960$). Entretanto, o reduzido tamanho amostral, com apenas três pares, e a realização de múltiplas correlações impedem considerar esses resultados como evidência confirmatória. Por isso, as associações foram interpretadas apenas como tendências exploratórias.

A atividade da catalase (CAT) também diferiu entre os períodos ($H = 15,52$; $p = 0,0004$). O pós-teste de Dunn indicou maior atividade em março em comparação com abril (p ajustado = $0,0011$) e maio (p ajustado = $0,0036$), sem diferença entre abril e maio ($p > 0,9999$). A redução da CAT nos meses finais pode estar relacionada à modulação temporal do sistema antioxidante ou à interferência de contaminantes sobre a atividade enzimática. O Cu pode interagir com a catalase e alterar sua estrutura e atividade (Hao et al., 2015), mas os dados não permitem estabelecer relação causal direta.

Em conjunto, a maior concentração de Cu registrada em abril coincidiu temporalmente com a elevação de TBARS e GSH e com a redução da atividade da CAT. Esse padrão sugere modulação do sistema antioxidante de *M. amazonicum* e reforça a utilidade dos biomarcadores bioquímicos como complemento às análises físico-químicas da água (Lombardero et al., 2024). Como as variáveis ambientais e biológicas não foram pareadas na mesma unidade experimental e as correlações utilizaram apenas três pares por período, as associações devem ser interpretadas como exploratórias, e não como evidência de causalidade. O hábito bentônico, a abundância regional e a importância ecológica da espécie reforçam seu potencial como bioindicador em ambientes amazônicos (Adnan et al., 2022).

Os resultados destacam a necessidade de monitoramento contínuo em áreas de proteção ambiental sujeitas a pressões urbanas e agrícolas. As interpretações devem considerar que os metais não foram quantificados diretamente nos tecidos, as coletas ocorreram somente durante o período chuvoso e não foi utilizado um ponto externo de referência. Essas limitações restringem inferências sobre bioacumulação, sazonalidade e



causalidade, mas não reduzem a relevância dos dados como linha de base para o acompanhamento da qualidade ambiental e das respostas fisiológicas de *M. amazonicum*.

Conclusões

As análises físico-químicas demonstraram variação temporal nas concentrações de Fe e Cu na água da APA da Fazendinha. O Fe permaneceu abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, enquanto as concentrações médias de Cu excederam o valor permitido para águas de classe 2 em todos os períodos avaliados, com maior média registrada em abril.

As alterações observadas nos biomarcadores indicaram modulação do sistema antioxidante de *M. amazonicum*. O aumento de TBARS em abril evidenciou maior peroxidação lipídica nesse período, enquanto a elevação da GSH em abril e maio e a redução da atividade da CAT sugeriram respostas diferenciadas das defesas antioxidantes diante das condições ambientais. A coincidência temporal entre a maior concentração de Cu e as alterações bioquímicas aponta para uma possível associação entre a exposição ambiental e o estresse oxidativo, embora não permita estabelecer relação causal direta.

Os resultados reforçam o potencial de *M. amazonicum* como bioindicador em ecossistemas aquáticos amazônicos e demonstram que a integração entre biomarcadores e parâmetros físico-químicos pode ampliar a sensibilidade do biomonitoramento. Recomenda-se a continuidade das avaliações, incluindo diferentes períodos sazonais, locais de referência e a quantificação de metais nos tecidos dos organismos, a fim de fortalecer as interpretações sobre exposição, bioacumulação e efeitos biológicos.

Agradecimentos

Ao Fundo JBS para a Amazônia, à FAPEAP e à CAPES pelo apoio financeiro e institucional, e ao ICMBio/SISBIO pela autorização de coleta.

Referências

- ADNAN, N. A.; AZMI, A. N.; ISMAIL, N. et al. Diversity, distribution and new records of freshwater and estuarine shrimp in the state of Amapá, Eastern Brazilian Amazon Region. *Zootaxa*, v. 5178, p. 41–71, 2022.
- BORGES, A. C. P.; PIASSÃO, J. F.; PAULA, M. O. et al. Characterization of oxidative stress biomarkers in a freshwater anomuran crab. *Brazilian Journal of Biology*, v. 78, n. 1, p. 61–67, 2018.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília, DF: CONAMA, 2005.
- DAMASCENO, M. C. S.; RIBEIRO, H. M. C.; TAKIYAMA, L. R. et al. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais do rio Amazonas na orla da cidade de Macapá, Amapá, Brasil. *Ambiente & Água*, v. 10, n. 3, p. 598–613, 2015.
- HALLIWELL, B.; GUTTERIDGE, J. M. C. Free radicals in biology and medicine. 4. ed. Oxford: Oxford University Press, 2007.
- HAO, F.; JING, M.; ZHAO, X. et al. Spectroscopy, calorimetry and molecular simulation on the interaction of catalase with copper ion. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, v. 143, p. 100–106, 2015.



HAQUE, M. N.; LEE, D. H.; KIM, B. M.; NAM, S. E.; RHEE, J. S. Dose- and age-specific antioxidant responses of the mysid crustacean *Neomysis awatschensis* to metal exposure. *Aquatic Toxicology*, v. 201, p. 21–30, 2018.

LOMBARDERO, L. R.; PÉREZ, D. J.; MEDICI, S. K. et al. Usefulness of oxidative stress biomarkers in native species for the biomonitoring of pesticide pollution in a shallow lake of the Austral Pampas, Argentina. *Chemosphere*, v. 353, art. 141578, 2024.

MORAES-RIODADES, Patrícia M. C.; VALENTI, Wagner C. Morphotypes in male Amazon River Prawns, *Macrobrachium amazonicum*. **Aquaculture**, v. 236, n. 1–4, p. 297–307, jun. 2004.

MORAES-RIODADES, Patrícia M. C.; VALENTI, Wagner C. Morphotypes in male Amazon River Prawns, *Macrobrachium amazonicum*. **Aquaculture**, v. 236, n. 1–4, p. 297–307, jun. 2004.

REDŽOVIĆ, Zuzana *et al.* Oxidative stress and metabolic adaptation in *Synurella ambulans*: Assessing pollution impact in the hyporheic zone. **Environmental Pollution**, v. 386, p. 127234, dez. 2025.

SILVA, Sérgio Rodrigues Da; SOARES, Tibério; OLIVEIRA, Rodrigues De. REPRODUÇÃO DO CAMARÃO CANELA (*MACROBRACHIUM AMAZONICUM*): ASPECTOS BIOLÓGICOS, TECNOLÓGICOS E PRODUTIVOS. **Revista Tópicos**, v. 4, n. 32, p. 1–10, 6 abr. 2026.

SEIDEL, M.; YAGER, P. L.; WARD, N. D. et al. Molecular-level changes of dissolved organic matter along the Amazon River-to-ocean continuum. *Marine Chemistry*, v. 177, n. 2, p. 218–231, 2015.

XIAO, J.; GUO, S.; WANG, D.; AN, Q. Fenton-like reaction: recent advances and new trends. *Chemistry – A European Journal*, v. 30, n. 24, e202304337, 2024.