ISSN 2675-3359
Revista Mineira de Recursos Hídricos
v. 7, 2026
Instituto Mineiro de Gestão das Águas - rmrh.igam.mg.gov.br

DOI: https://doi.org/10.59824/rmrh.v7.369

AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE EFLUENTES DE DIFERENTES TIPOLOGIAS INDUSTRIAIS DE MINAS GERAIS E IMPLICAÇÕES PARA A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

Ecotoxicological assessment of industrial effluents from different industrial sectors in Minas Gerais, Brazil: implications for water resources management

Alessandra da Silva Martins[1]

Magno Lange A. A. dos S. Maciel[2]

Gilcinéa Santana[3]

Alyson Rogério Ribeiro[4]

Kleber Miranda Filho[5]

Marcos Mol[6]

Maria Clara Vieira Martins Starling[7]*

[1] Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente pela Universidade Federal de Rondônia (UNIR). Graduação em Ciências pela Universidade Federal de Rondônia (UNIR). Pós-doutoranda do Programa de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG – e-mail: alessa_sm@yahoo.com.br

[2] Graduação em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) – e-mail: magno.lange01@gmail.com

[3] Doutorado e Mestrado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Graduação em Medicina Veterinária pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Professora do Departamento de Clínica e Cirurgia Veterinárias da Escola de Veterinária da UFMG – e-mail: gilcineasantana06@gmail.com

[4] Doutorado em Ciências Naturais (ênfase em Ciências Aquáticas) pela Universität Duisburg-Essen (Alemanha). Mestre em Tecnologia Ambiental e Tecnólogo em Saneamento pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Professor da Escola de Veterinária da UFMG – e-mail: alysonrogerio@gmail.com

[5] Doutorado e Mestrado em Oceanografia Biológica pela Universidade Federal do Rio Grande (FURG). Graduação em Oceanologia pela Universidade Federal do Rio Grande (FURG). Professor do Departamento de Zootecnia da Escola de Veterinária da UFMG – e-mail: kleber08@gmail.com

[6] Doutorado e Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Graduação em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP). Pesquisador da Fundação Ezequiel Dias (FUNED) – e-mail: marcos_mol@yahoo.com.br

[7] Doutorado e Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Graduação em Biologia pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Professora Adjunta do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG – e-mail: mariaclara@desa.ufmg.br

* Autora correspondente.

(cc) BY-NC

RESUMO

Efluentes industriais, mesmo após tratamento, podem apresentar toxicidade residual não detectada por parâmetros físico-químicos. O presente artigo avaliou a toxicidade aguda e crônica de efluentes de diferentes tipologias industriais de Minas Gerais por meio de ensaios ecotoxicológicos padronizados envolvendo múltiplos níveis tróficos (*Artemia salina* – consumidor I, *Aliivibrio fischeri* – decompositor, *Ceriodaphnia dubia* – consumidor I, *Raphidocelis subcapitata* – produtor, *Danio rerio* – consumidor II, *Daphnia similis* – consumidor I). Os resultados revelaram toxicidade variável entre os efluentes de diferentes tipologias industriais, reforçando a necessidade da adoção de critérios ecotoxicológicos específicos na outorga de lançamento de efluentes visando à proteção de bacias hidrográficas.

Palavras-chave: Efluentes industriais; Ecotoxicologia; Gestão de recursos hídricos.

ABSTRACT

Industrial effluents, even after treatment, may exhibit residual toxicity that is not detected by conventional physicochemical parameters. This study assessed the acute and chronic toxicity of effluents from different industrial sectors in the state of Minas Gerais, Brazil, using standardized ecotoxicological assays covering multiple trophic levels: Artemia salina *(primary consumer),* Aliivibrio fischeri *(decomposer),* Ceriodaphnia dubia *(primary consumer),* Raphidocelis subcapitata *(primary producer),* Danio rerio *(secondary consumer), and* Daphnia similis *(primary consumer). The results demonstrated considerable variability in toxicity among effluents from different industrial sectors, highlighting the importance of incorporating ecotoxicological criteria into effluent discharge permitting processes. Such criteria can contribute to a more comprehensive assessment of environmental risks and enhance the protection and management of river basins and aquatic ecosystems.*

Keywords: *Industrial effluents; Ecotoxicology; Water resources management.*

Submissão em: 29/08/2025

Aprovado em: 17/07/2026

1 INTRODUÇÃO

Efluentes industriais são misturas complexas que podem incluir compostos orgânicos persistentes, substâncias inorgânicas, pesticidas, fármacos, compostos nitrogenados e metais que variam conforme a tipologia industrial e podem apresentar toxicidade aos

(cc) BY-NC

organismos aquáticos (Pinheiro *et al*., 2021). A toxicidade desses efluentes pode persistir mesmo após tratamento em Estações de Tratamento de Efluentes Industriais (ETEI) que atendem aos limites estabelecidos para os parâmetros físico-químicos, uma vez que esses parâmetros não refletem o efeito provocado pela mistura de compostos no efluente aos organismos presentes nos ecossistemas (Castro *et al*., 2019; Yang *et al*., 2023).

A ecotoxicologia vem sendo empregada desde 1980 como ferramenta eficaz na detecção e quantificação de possíveis efeitos provocados por substâncias químicas isoladas e misturas complexas, como efluentes industriais, no ambiente. Ensaios ecotoxicológicos padronizados permitem a detecção de efeitos agudos (morte e/ou imobilidade observados após curto período de exposição) ou crônicos (efeito subletal observado após longo período de exposição, ex.: inibição de crescimento ou reprodução). Tais métodos devem ser aplicados para mais de um nível trófico, uma vez que pode haver respostas distintas em diferentes táxons da cadeia ecológica mesmo após exposição a uma mesma amostra ou efluente (Pritchard, 1993).

Os padrões regulatórios nacional e estadual (Minas Gerais) de lançamento de efluentes, como a resolução CONAMA nº 430/2011 e a deliberação normativa conjunta COPAM/CERH nº 08/2022, respectivamente, impõem ausência de toxicidade no efluente tratado e preveem a realização de ensaios ecotoxicológicos do efluente e amostras de água superficial obtidas no ponto de lançamento desse (Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, 2011; Conselho Estadual de Política Ambiental - COPAM; Conselho Estadual de Recursos Hídricos - CERH, 2022). Sendo assim, a definição da necessidade de realização dos ensaios ecotoxicológicos e a escolha dos ensaios a serem realizados é feita individualmente para cada caso pelo órgão ambiental, não havendo uma padronização metodológica.

Diante da variabilidade de efluentes provenientes de diferentes tipologias industriais e visando a um maior controle dos efeitos ambientais provocados pelo lançamento desses, os estados do Paraná e Santa Catarina foram pioneiros no direcionamento dos padrões ecotoxicológicos, passando a exigir a realização de ensaios específicos com limites criteriosos para efluentes provenientes de cada indústria (Fundação do Meio Ambiente - FATMA, 2002; Conselho Estadual do Meio Ambiente - CEMA, 2010). Essa iniciativa de aprimoramento da legislação ambiental evita a escolha de ensaios que não sejam sensíveis ao efluente-alvo, reduzindo assim a chance de ocorrência de resultados falso-negativos (ausência de efeito

(cc) BY-NC

observado por inadequação do teste aplicado), e contribuindo para a conservação dos ecossistemas aquáticos e da biodiversidade (Thursby *et al*., 1997).

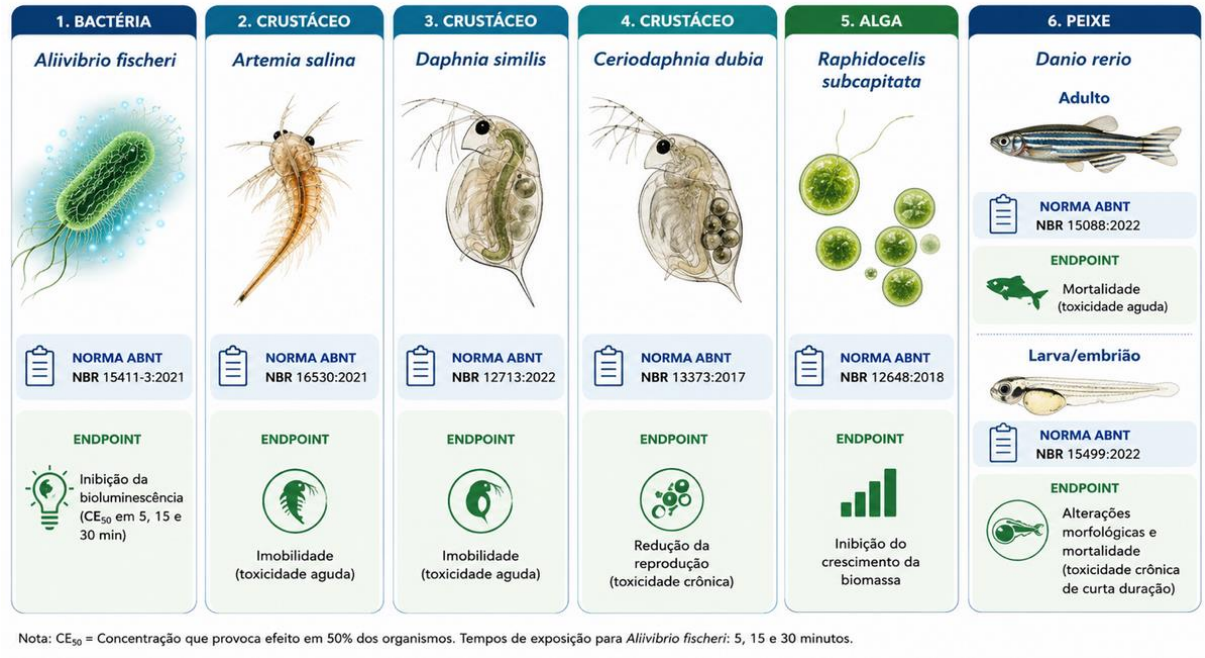
Considerando a relevância econômica da produção industrial em Minas Gerais e a complexidade do efluente gerado em cada uma delas, a incorporação de critérios específicos de toxicidade para diferentes tipologias industriais à legislação estadual poderá subsidiar o aprimoramento do processo de outorga de lançamento de efluentes, a exemplo dos instrumentos regulatórios adotados nos estados do Paraná e Santa Catarina (FATMA, 2002; CEMA, 2010). A possibilidade de definição de padrões detalhados de toxicidade desses efluentes tende a fortalecer o controle dos impactos decorrentes do lançamento de efluentes industriais sobre os corpos hídricos, promovendo conservação da qualidade da água e dos ecossistemas aquáticos nas bacias hidrográficas mineiras. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a ecotoxicidade de efluentes provenientes de tipologias industriais de relevância econômica para Minas Gerais, com vistas a fornecer subsídios técnico-científicos para a incorporação de critérios de toxicidade ao processo de outorga de lançamento de efluentes atualmente vigente. Espera-se, assim, contribuir para o aperfeiçoamento da gestão dos recursos hídricos e para a preservação da qualidade das águas superficiais no estado.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Os testes ecotoxicológicos realizados nesse trabalho (Figura 1) com os efluentes industriais de diferentes tipologias industriais são normatizados pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), conforme descrito abaixo para cada um dos métodos (ABNT, 2017, 2018, 2021a, 2021b, 2022a, 2022b, 2022c).

(cc) BY-NC

Figura 1 – Esquema ilustrativo dos testes ecotoxicológicos agudos e crônicos utilizados para avaliação dos efluentes provenientes de diferentes tipologias industriais: organismo teste, norma de referência e *endpoint* (efeito) analisado



Fonte: Elaborado pelos autores com uso de ChatGPT (2026)

2.1 Contato com as Empresas

Foram contactadas diversas indústrias dos seguintes ramos: laticínios, têxtil, mineração, metalurgia, cosméticos, essências, papel e celulose e laboratório de produção de fármacos. No caso de interesse inicial da indústria, foram realizadas reuniões individuais para apresentação do projeto e esclarecimento de eventuais dúvidas. Evoluindo esse contato para um retorno positivo, os trâmites de assinatura de Termo de Sigilo foram realizados. Apesar da tentativa insistente de contato com as indústrias dos ramos mineração e metalurgia por meio da realização de reuniões com pelo menos três diferentes empresas de cada uma delas, a equipe do projeto não obteve sucesso nas parcerias com representantes desses ramos. A etapa de formalização da parceria mediante assinatura do Termo de Sigilo foi realizada com indústrias de cinco tipologias: celulose, essências, laticínios, produção de fármacos e têxtil. Em cada uma dessas indústrias a coleta de amostras de efluente tratado e no corpo receptor (se autorizado) foi realizada, quando possível, nas estações seca e chuvosa. Uma vez coletados, os efluentes

(cc) BY-NC

foram caracterizados conforme parâmetros físico-químicos de acordo com o *Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater* (American Public Health Association - APHA, 2023).

2.2 Análise de toxicidade aguda com *Artemia salina*

Os ensaios com o microcrustáceo *Artemia salina* foram realizados conforme a NBR 16530 (ABNT, 2021a). Os organismos foram cultivados em solução de sal marinho a 3,5% (35 g/L), com pH entre 8,0 e 8,5. Como substância de referência (controle positivo), utilizou-se o dodecil sulfato de sódio (SDS) a 0,2%. A solução salina foi utilizada como meio de cultivo da *Artemia salina* e como diluente nas amostras dos efluentes industriais. Como controle de viabilidade foram colocados 10 metanáuplios por tubo com a solução salina a 3,5% e o pH foi corrigido para a faixa adequada para o teste. O ensaio com *Artemia salina* foi realizado com uma exposição de 24 horas. Cistos de *Artemia salina*, adquiridos comercialmente foram colocados para eclodir em solução salina 3,5% e mantidos em estufa de 27 a 28ºC. Após 24 horas, os náuplios, primeiro estágio larval, foram separados e transferidos para a solução salina 3,5%. Ao atingirem 48 horas após a eclosão, os metanáuplios, segundo estágio larval, foram usados no ensaio. A leitura dos resultados foi realizada visualmente, com a avaliação da mobilidade dos metanáuplios após exposição de 24 horas a cada tipologia de efluente industrial nas diferentes diluições.

Foram preparadas seis concentrações distintas para cada efluente industrial em solução salina 3,5% NaCl, sendo essas: 100%, 50%, 25%, 12,5%, 6,2% e 3,1%, em quadruplicata. Nos quatro tubos de cada concentração do efluente analisado e de cada controle, positivo e de viabilidade, foram acrescentados 10 metanáuplios de *Artemia salina*. Na leitura visual, cada tubo foi avaliado individualmente com o registro da quantidade de indivíduos visualmente móveis ou imóveis após 24 horas de exposição. Os resultados foram expressos em Fator de Toxicidade (FT), que corresponde ao menor fator de diluição da amostra no qual não se observa efeito.

(cc) BY-NC

2.3 Análise de toxicidade aguda com *Aliivibrio fischeri*

As análises de toxicidade aguda com a bactéria luminescente *Aliivibrio fischeri* foram realizadas conforme a NBR 15411-3 com a utilização de um dispositivo Microtox® LX analyser (MODERN WATER) (ABNT, 2021b). Os organismos-teste utilizados foram adquiridos em sua forma liofilizada. As soluções de ressuspensão, ajuste osmótico e diluição também foram fornecidas pelo fabricante (MODERN WATER). As substâncias de referência utilizadas foram Sulfato de Zinco heptaidratado ($ZnSO_4.7H_2O$, PA Sigma-Aldrich) e Dicromato de Potássio ($K_2Cr_2O_7$, Merck) conforme estabelecido na norma.

O teste consistiu em uma série de diluições que corresponde às amostras de efluentes para obtenção das concentrações teste, e um conjunto de cubetas nas quais foram colocadas bactérias após ressuspensão (série B). Sob condições controladas de temperatura (15°C) e, por meio do luminômetro, mediu-se a luminescência das cubetas da série B imediatamente após a adição de 100 µL da suspensão bacteriana (leitura do tempo zero). Em seguida, transferiu-se o conteúdo das cubetas da série A (diferentes concentrações dos efluentes em triplicata) para as cubetas da série B e, novamente, imediatamente após a adição das amostras, foi realizada a mensuração da luminescência de cada uma das cubetas. A luminescência foi lida novamente 5, 15 e 30 minutos após a adição das amostras. No caso dos controles, foi utilizada a solução tampão fornecida pelo fabricante. Foram realizados três ensaios em triplicata para cada tipologia de efluente. As amostras foram preparadas com o diluente utilizado no ensaio, solução de NaCl 2%. Os efluentes foram testados em seis concentrações distintas com os respectivos fatores de diluições (FD): 2,6% (FD 32); 5,1% (FD 16); 10,2% (FD 8); 20,4% (FD 4); 40,9% (FD 2); 81,9% (FD 1) (ABNT, 2021b). Os resultados da bioluminescência para cada diluição foram processados por meio de análise estatística para obtenção da Concentração de Efeito a 50% da população ($CE_{50\%}$) para cada tempo de leitura da luminescência (5, 15 ou 30 minutos), que corresponde à concentração que inibe a bioluminescência inicial em 50%.

(cc) BY-NC

2.4 Análise de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*

Os testes de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* foram realizados conforme a NBR 13373/2017 para cada uma das amostras de efluente e água superficial coletadas nos pontos predeterminados no projeto, levando em consideração a norma NBR 15469/2021 (ABNT, 2017; 2021c). Os animais utilizados no ensaio foram doados pelo Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial/Centro de Inovação e Tecnologia (SENAI/CETEC-MG). Os testes foram realizados com neonatos (idade inferior a 24 h). Um controle negativo foi preparado com o mesmo número de réplicas (10) das soluções-teste, somente com água de diluição. O ensaio foi finalizado após sete dias, com prorrogação até o oitavo dia quando da não obtenção da média de 15 jovens por fêmea adulta no controle. A substância usada para a confecção da carta controle foi o cloreto de sódio (NaCl) conforme descrito na referida norma. Os efluentes foram testados em seis diluições distintas (100%, 50%, 25%, 12,5%, 6,2% e 3,1%). Os resultados foram expressos em Fator de Toxicidade (FT), que corresponde ao menor fator de diluição da amostra no qual não se observa efeito.

2.5 Análise de toxicidade crônica com *Raphidocelis subcapitata*

As análises de toxicidade crônica com a alga *Raphidocelis subcapitata* foram realizadas de acordo com a NBR 12648 (ABNT, 2018). A matriz de algas foi cedida pelo SENAI-CETEC (MG). A resposta analisada foi o crescimento da biomassa algal, determinado pela concentração de células na amostra comparado ao controle após 72h de exposição. Durante todo o teste, os recipientes ficaram incubados em câmara shaker de piso refrigerada com fotoperíodo de 24h (luminosidade de 4000 lux), sob agitação constante (160 rpm) e temperatura controlada (25°C) conforme descrito na norma. A quantificação da biomassa foi realizada por contagem de células em câmara de Neubauer, com a utilização do microscópio Nikon modelo 55i com câmera fotomicrográfica Intervision integrada. A substância de referência utilizada para a Carta controle foi o cloreto de sódio (NaCl) conforme indicado pela norma. Os efluentes foram testados em oito concentrações, com os respectivos fatores de diluições (FD): 100% (FD 1), 50% (FD 2), 25% (FD 4), 12,5% (FD 8), 6,2% (FD 16), 3,1% (FD 32), 1,56% (FD 64) e 0,78% (FD 128).

(cc) BY-NC

2.6 Análise de toxicidade aguda com *Danio rerio* (Zebrafish) adulto

As análises de toxicidade aguda com o peixe *Danio rerio* (Zebrafish) foram realizadas de acordo com a NBR 15088 (ABNT, 2022a). *Danio rerio* (Zebrafish) com comprimento médio de 2,0 ±1,0 cm foram mantidos em aquários de policarbonato cumprindo a relação massa/volume de 1g de organismo/L de água de cultivo. Os parâmetros da água foram controlados com: 23 a 27°C de temperatura do ar e da água, respectivamente, pH entre 6,5 e 7,5, oxigênio dissolvido (OD) médio de 5,0 mg L^{-1} (não inferior a 60% do valor da saturação na água), dureza entre 10-60 mg de $CaCO_3$ L^{-1} em ciclo claro-escuro de 12/12 horas. Cada aquário recebeu água reconstituída preparada de acordo com especificações da NBR 15088 (ABNT, 2022a). Os peixes foram alimentados duas vezes por dia com ração comercial para peixes contendo 45% de proteína bruta e *Artemia sp.* recém eclodida. Os peixes foram obtidos de criatórios comerciais e foram aclimatados em quarentena na sala do Biotério do Multilab por um período de, no mínimo, dez dias. Os animais selecionados para o ensaio estavam livres de qualquer malformação aparente, sem sinais de estresse, sangramento, mucosidade excessiva, natação atípica ou parasitoses. Após a seleção eles foram transferidos para os aquários-teste e aleatoriamente subdivididos em grupos: (1) controle (água reconstituída, 1 L N=10 peixes/L); (2) amostra: diluições dos efluentes com respectivos fatores de diluições (FD) 3,1 (FD 32); 6,2 (FD 16); 12,5 (FD 8); 25 (FD 4); 50 (FD 2); 100 (FD 1) em solução de diluição, em intervalos de concentrações seriadas em uma série de seis subgrupos com razão de diluição igual a 2,0 - N=10 peixes/diluição); (3) Controle positivo: NaCl 1 L N=10). Os ensaios foram realizados em uma réplica. A mortalidade e as alterações comportamentais indicativas de toxicidade foram registradas diariamente. Os resultados foram considerados válidos se a porcentagem de peixes mortos no grupo controle for inferior ou igual a 10% conforme estabelecido pela NBR 15088 (ABNT, 2022a).

2.7 Análise de toxicidade aguda e crônica em larvas de *Danio rerio* (Zebrafish)

Os ensaios foram realizados conforme protocolo descrito na NBR 15499 (ABNT, 2022b). Baseia-se na avaliação da toxicidade aguda e crônica durante 168 horas de exposição,

(cc) BY-NC

utilizando larvas recém eclodidas de *Danio rerio* (Zebrafish) em amostras de diferentes tipologias de efluentes industriais. As larvas de Zebrafish foram obtidas de casais reprodutores. Os reprodutores foram mantidos em sistema de fluxo com renovação contínua observando a relação massa/volume de 1g de organismo/L de água de cultivo. Os peixes foram mantidos conforme especificações da NBR 15499 (ABNT, 2022b). Os casais de reprodutores foram transferidos para o aquário de reprodução externa um dia antes na proporção de 2 machos e 1 fêmea. Durante a noite, os peixes reprodutores foram colocados juntos, e no dia seguinte foram coletados todos os ovos depositados pelas fêmeas. Os ovos foram limpos com água reconstituída e acondicionados em placas de petri para seleção em lupa estereoscópica. Os ovos fertilizados foram mantidos em uma incubadora, com ciclo claro-escuro de 14/10 horas.

Os parâmetros de qualidade da água dos aquários foram mantidos conforme especificado na NBR 15088 (ABNT, 2022a). Foram utilizadas apenas larvas recém-eclodidas, sem anormalidades aparentes. Os organismos foram distribuídos aleatoriamente em três grupos experimentais: (i) controle (solução de diluição; 250 mL por réplica; n = 10); (ii) amostras (volume final de 250 mL; n = 10 por réplica); e (iii) controle positivo (solução de NaCl; 250 mL por réplica; n = 10). Cada tratamento foi conduzido em quadruplicata. A mortalidade e a ocorrência de alterações morfológicas indicativas de toxicidade aguda e crônica, respectivamente, foram avaliadas diariamente ao longo do teste e expressas em porcentagem para cada tratamento.

2.8 Análise de toxicidade aguda com *Daphnia similis*

As análises com organismo-teste *Daphnia similis* foram realizadas conforme NBR 12713 (ABNT, 2022c). Os organismos foram cultivados em aquários com água reconstituída, solução aquosa constituída de nutrientes, preparada no laboratório. Conforme a normativa, durante o preparo da água reconstituída são analisados alguns parâmetros, como: pH, oxigênio dissolvido, temperatura e dureza. A concentração de oxigênio dissolvido (OD) deve ser ≥ 60%, a uma temperatura de 20 ± 1,0°C. Esses parâmetros devem obedecer aos padrões estabelecidos pela normativa. Os animais são alimentados com solução de alga verde *Raphidocelis*

(cc) BY-NC

subcapitata. Os organismos foram mantidos em incubadora sob temperatura de 18 a 22°C, e fotoperíodo de 12 horas.

Os ensaios foram realizados com neonatos de *Daphnia similis* (idade: 6 a 24 horas). Durante os ensaios, o efeito observado foi a imobilidade. As porcentagens das diluições com respectivos fatores de diluições (FD) das amostras de efluente foram: 0; 3,1 (FD 32); 6,2 (FD 16); 12,5 (FD 8); 25 (FD 4); 50 (FD 2); 100 (FD 1). Os ensaios foram realizados em quatro réplicas por concentração testada, e dois ensaios independentes com cada tipologia de efluente industrial. Os ensaios são realizados por um período total de 48 horas em incubadora, sendo realizadas leituras de imobilidade de 24 e 48 horas, seguindo o mesmo padrão de cultivo dos organismos, mas sem alimentação. Os resultados são expressos em fator de toxicidade (FT), efeito observado de imobilidade (ABNT, 2022c).

3 RESULTADOS

3.1 Efluente da indústria de celulose

A Tabela 1 traz os resultados referentes à caracterização físico-química do efluente da indústria de celulose. De acordo com a legislação COPAM/CERH nº 08/2022 e CONAMA nº 430/2011 o valor médio de pH apresentado (7,57) está dentro do limite estabelecido, indicando conformidade (COPAM; CERH, 2022; CONAMA, 2011). No entanto, os valores de DQO (Demanda Química de Oxigênio) estão acima dos limites estabelecidos pelos padrões de lançamento de efluentes do estado de Minas Gerais.

A DQO, de 456,15 mg L^{-1} evidencia uma significativa carga orgânica que pode estar associada à presença de compostos derivados da lignina e outros subprodutos do processo Kraft, amplamente utilizado na fabricação de celulose. Estudos recentes reforçam que a DQO em efluentes de celulose frequentemente ultrapassa 500 mg L^{-1}, a depender das condições operacionais e do tipo de madeira processada (Singh *et al*., 2022). Além disso, a razão DQO/DBO é equivalente a 9,6 o que indica a baixa biodegradabilidade dos efluentes (Von Sperling, 1995).

Os dados do presente estudo apresentam diferenças com relação ao de Singh *et al*. (2020) para os parâmetros de sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos

(cc) BY-NC

dissolvidos totais (SDT), evidenciando características distintas dos efluentes. As concentrações ST (3529,7 mg L^{-1}) e SST (1074,17 mg L^{-1}) (Tabela 1) são menores do que os valores encontrados pelos autores referenciados (4252,29 mg L^{-1} e 1221,15 mg L^{-1}, respectivamente). No entanto, a concentração de SDT do estudo atual (2722,00 mg L-1) supera o de Singh *et al*. (2020) (3032,14 mg L^{-1}), sugerindo maior concentração de compostos dissolvidos no efluente.

Tabela 1 – Caracterização físico-química do efluente de celulose coletado em indústria localizada no estado de Minas Gerais, após o tratamento na Estação de Tratamento de Efluentes Industriais

Caracterização		**Efluente Tratado**	
Parâmetros	**Unidade**	**Média**	**Desvio padrão (±)**
Alcalinidade	mg $CaCO_3$ L^{-1}	361,88	2,65
Cor	PtCo	905	11,31
Dureza	mg $CaCO_3$ L^{-1}	52,9	0,71
DQO	mg L^{-1}	456,15	18,38
DBO	mg L^{-1}	47,5	2,4
pH	-	7,57	-
ST	mg L^{-1}	3529,7	2,85
SST	mg L^{-1}	1074,17	69,53
SDT	mg L^{-1}	2482,5	335,88
Turbidez	NTU	10,04	2,12
Fósforo (Ortofosfato)	mg L^{-1}	188	-

Fonte: Elaborado pelos autores (2025)

Os dados apresentados corroboram o elevado potencial poluidor dos efluentes de celulose. As condições apresentadas nesta caracterização divergem de estudos recentes o que reforça a necessidade de análises mais aprofundadas na caracterização dos efluentes das indústrias de celulose (Singh *et al*., 2020; Shokunbi; Omenka, 2022).

As diferenças entre efluentes de indústrias distintas da mesma tipologia podem refletir a origem dos efluentes quanto às características dos insumos utilizados, os processos de produção e a tecnologia de tratamento empregada, destacando que os compostos dissolvidos, como detectados no efluente do estudo atual, podem exigir processos de remoção mais robustos e podem estar associados a uma maior toxicidade. A análise reforça a necessidade de

(cc) BY-NC

tecnologias avançadas e investigações adicionais sobre a toxicidade e composição química do efluente, considerando os potenciais riscos ao meio ambiente e aos corpos d'água receptores.

3.1.1 Toxicidade do efluente da indústria de celulose

A Tabela 2 traz os resultados da toxicidade dos efluentes da indústria de celulose. Considerando as legislações aplicáveis, como a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08/2022 de Minas Gerais, o efluente da indústria de celulose atende aos critérios de ausência de toxicidade aguda estabelecidos pela legislação, mas apresenta toxicidade crônica que pode causar impactos ao ecossistema aquático receptor, a depender do seu potencial de diluição (COPAM; CERH, 2022). Não foi possível avaliar o ponto de mistura no corpo receptor para esse efluente, uma vez que não houve abertura da empresa para amostragem nesse ponto.

Considerando a toxicidade crônica, o efluente da indústria de celulose apresentou efeito à alga verde *Raphidocelis subcapitata* (FT > 128), *Ceriodaphnia dubia* (FT= 16) e larvas de *Danio rerio* (FT = 16) (Tabela 2), sendo então esses os organismos mais sensíveis a essa tipologia de efluente industrial.

Os resultados obtidos neste estudo são consistentes com aqueles reportados por Martins (2008), que não detectou toxicidade aguda de efluentes da indústria de celulose branqueada após tratamento, porém verificou efeitos crônicos sobre *Ceriodaphnia dubia* em concentrações mais elevadas do efluente. Esses resultados evidenciam que os tratamentos convencionais aplicados em ETEI podem não eliminar completamente as frações tóxicas do efluente capazes de provocar efeitos subletais em organismos aquáticos. Além disso, os dois estudos detectaram a ocorrência de efeitos distintos (reprodução e inibição de crescimento da biomassa) para os diferentes níveis tróficos. Esses achados reforçam a importância da utilização de uma bateria de ensaios ecotoxicológicos, contemplando diferentes organismos e nichos biológicos, para uma avaliação mais abrangente dos potenciais impactos ambientais associados ao lançamento de efluentes industriais. Por fim, é importante destacar que o fato de os efluentes apresentarem toxicidade crônica neste estudo não implica necessariamente que causem toxicidade no corpo receptor, uma vez que o fator de diluição pelo corpo d’água que recebe o efluente da indústria deve ser considerado.

(cc) BY-NC

Tabela 2 – Resultados dos testes de toxicidade com os diferentes organismos para os efluentes da indústria de celulose

Organismo	*Expressão do resultado*	Resultado
Toxicidade aguda		
Aliivibrio fischeri	$CE_{50\%;5min}$	>81,9%
Aliivibrio fischeri	$CE_{50\%;15min}$	>81,9%
Aliivibrio fischeri	$CE_{50\%;\ 30min}$	>81,9%
Artemia salina	FT	1
Daphnia similis	FT	1
Danio rerio **(adulto)**	FT	1
Toxicidade crônica		
Raphidocelis subcapitata	FT	>128
Ceriodaphnia dubia	FT	16
Danio rerio **(larva)**	FT	16

Nota: $CE_{50\%}$ concentração que provoca efeito em 50% dos organismos em cada um dos tempos de exposição (5, 15 e 30 minutos); FT: Fator de Toxicidade. $CE_{50\%}$ > 81,9% e FT = 1: Não tóxico.
Fonte: Elaborado pelos autores (2025)

3.2 Efluente da indústria de essências

A Tabela 3 apresenta a caracterização físico-química do efluente de essências. Verifica-se que as amostras da primeira coleta desse efluente apresentaram valores de turbidez fora dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 e pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08/2022 (CONAMA, 2011; COPAM; CERH, 2022). Já na segunda coleta, os valores encontram-se dentro do limite permitido. A turbidez está relacionada com os sólidos suspensos (Pinto *et al*., 2023) e diminui a entrada de luz no ambiente aquático. Portanto, o lançamento desse efluente em corpos receptores que não possuam potencial de diluição pode comprometer suas funções ecológicas por causar impacto direto aos organismos produtores. Além disso, os valores de sólidos dissolvidos encontrados no efluente da primeira coleta e no ponto de lançamento na segunda coleta estavam acima dos limites permitidos, com 1876,78 mg L^{-1} e 714,00 mg L^{-1}, respectivamente.

O efluente coletado na segunda campanha realizada nessa indústria apresenta valores de oxigênio dissolvido (OD) abaixo dos padrões exigidos para efluentes, porém no ponto de lançamento no corpo receptor, o valor está em adequação com a legislação vigente (> 5 mg L^{-1}) (Tabela 3). A baixa variação nos valores de OD em corpos receptores é uma característica típica de águas superficiais (Pinto *et al*., 2023).

(cc) BY-NC

Tabela 3 – Caracterização físico-química do efluente e da amostra coletada no ponto de lançamento (PL) da indústria de essências

Caracterização		Efluente (08/2023)		PL (08/2023)		Efluente (02/2024)		PL (02/2024)	
Parâmetros	**Unidade**	**Média**	**Desvio**	**Média**	**Desvio**	**Média**	**Desvio**	**Média**	**Desvio**
Alcalinidade	mg $CaCO_3$ L^{-1}	2,25	0	40,5	2,12	421,88	18,56	226,88	7,95
Cor	PtCo	433,5	9,19	240	4,24	18	0	94	4,24
Dureza	mg CaCO3 L^{-1}	90,43	21,73	90,43	21,73	96,23	4,99	32,24	2,85
DQO	mg L^{-1}	3585	214,2	3703,7	2123,4	9259,25	2194,22	7057,05	353,91
DBO	mg L^{-1}	-	-	-	-	437	5,57	21,33	0,23
OD	mgO2 L^{-1}	8,17	0,02	6,35	0,15	0,92	-	5,61	
pH	-	6,81	-	6,18	-	5,4	-	6,47	
ST	mg L^{-1}	2002,8	29,46	676,7	31,19	564	32,31	3978	7,99
SST	mg L^{-1}	307,78	13,47	215	2,36	402	28,28	3264	98,99
SDT	mg L^{-1}	1695	177,56	461,67	209,78	162	42,43	714	67,88
Turbidez	NTU	144	1,4	281,5	17,7	22,1	0,28	48,8	4,95
Fósforo (Ortofosfato)	mg L^{-1}	-	-	-	-	34	-	2,5	-
Nitrogênio Total	mg L^{-1}	-	-	-	-	6,7	-	7,4	-

Fonte: Elaborado pelos autores (2025)

A elevada Demanda Química de Oxigênio (DQO) acompanhada de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) reduzida indica a presença de compostos orgânicos não biodegradáveis no efluente, mesmo após a diluição no ponto de lançamento (Bautista *et al.,* 2007). A baixa biodegradabilidade do efluente da indústria de essências pode estar associada à ocorrência de óleos e graxas (Perdigón-Melón *et al*., 2010).

3.2.1 Toxicidade do efluente da indústria de essências

Todos os testes de toxicidade aguda indicaram que o efluente da indústria de essências causa efeito aos organismos testados. No caso da bactéria luminescente *Aliivibrio fischeri*, em todos os tempos avaliados (5, 15 e 30 minutos), a concentração que reduziu em 50% a luminescência emitida pela bactéria ficou abaixo de 8% (TABELA 4). Isso demonstra

(cc) BY-NC

que o efluente causa efeitos significativos à bactéria. Para o microcrustáceo *Artemia salina* (FT = 8), a imobilidade foi observada a partir de 25% da amostra. Já para a *Daphnia similis* (FT = 16), o efeito agudo foi observado a partir de 12,5% do efluente. O peixe *Danio rerio* adulto (FT = 4) apresentou a menor sensibilidade dentre todos os organismos testados (TABELA 4). Portanto, os organismos mais sensíveis ao efluente de essências, no que diz respeito à toxicidade aguda, foram *A. fischeri* e *D. similis*.

Tabela 4 – Resultados dos testes de toxicidade aguda e crônica para o efluente da indústria de essências

Organismo	***Expressão do resultado***	**Resultado**
Toxicidade Aguda		
Aliivibrio fischeri	$CE_{50\%;5min}$	6,51%
Aliivibrio fischeri	$CE_{50\%;15min}$	6,03%
Aliivibrio fischeri	$CE_{50\%;\ 30min}$	7,67%
Artemia salina	FT	8
Daphnia similis	FT	16
Danio rerio (adulto)	FT	4
Toxicidade Crônica		
Raphidocelis subcapitata	FT	64
Ceriodaphnia dubia	FT	-
Danio rerio (larva)	FT	16

Nota: $CE_{50\%}$ concentração que provoca efeito em 50% dos organismos em cada um dos tempos de exposição (5, 15 e 30 minutos); FT: Fator de Toxicidade. $CE_{50\%}$ > 81,9% e FT = 1: Não tóxico; -: ensaio não realizado.
Fonte: Elaborado pelos autores (2025)

Com relação à toxicidade crônica, os testes com a alga verde *Raphidocelis subcapitata* demonstraram efeito a partir de 3,1% do efluente (FT = 64; sem efeito em 1,56%). Os testes com larvas do peixe *Danio rerio* evidenciaram toxicidade a partir de 12,5% do efluente (FT = 16) (TABELA 4). Esses resultados confirmam a maior sensibilidade da alga verde e reforçam a necessidade, apontada pela resolução CONAMA nº 430/2011, da realização de testes com organismos de pelo menos dois níveis tróficos distintos (CONAMA, 2011). Ademais, eles reforçam a necessidade de atualização dos padrões de lançamento de maneira a torná-los mais específicos a cada tipologia industrial, assim evitando a ocorrência de falsos negativos para os efeitos ecotoxicológicos.

Os produtos da indústria de essências são considerados persistentes, podendo biomagnificar e bioacumular (Brausch; Rand, 2011), o que representa riscos para o ecossistema. A toxicidade crônica demonstra que baixas concentrações desse efluente lançadas

(cc) BY-NC

continuamente podem gerar efeitos adversos aos organismos (Lapczynski *et al*., 2024). Dentre todos os organismos testados, a alga *Raphidocelis subcapitata* apresentou a maior sensibilidade ao efluente, sendo recomendada como organismo indicativo para monitoramento na indústria, a fim de prevenir efeitos severos no funcionamento do ecossistema receptor.

3.3 Efluente da indústria de laticínios

O efluente de laticínios apresenta características típicas desse tipo de resíduo, como coloração esbranquiçada e presença visível de óleos e graxas. Os valores de demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) (Tabela 5) indicam uma alta carga de poluentes orgânicos, resultando em consumo de oxigênio na água receptora e potencial aumento da toxicidade (Diaz-Sosa *et al*., 2020). Segundo Von Sperling (1995), a relação DBO_5/DQO sugere que o efluente é biodegradável, o que significa que ele pode ser tratado por processos biológicos antes do lançamento, com o objetivo de evitar o acúmulo de matéria orgânica. Considerando o fluxo diário do efluente (3.083 L dia^{-1}), as cargas de nitrogênio total e ortofosfato lançadas no ambiente (coleta de 01/2024; Tabela 5) são de 132,88 g dia^{-1} e 174,51 g dia^{-1}, respectivamente, o que favorece o crescimento excessivo de algas e a deterioração da qualidade da água do corpo receptor (Paerl; Otten, 2013).

Além dos nutrientes, a elevada concentração de sólidos suspensos totais (SST) ultrapassa os padrões ambientais (Tabela 5), tornando necessária sua remoção antes do descarte. Esses sólidos podem prejudicar organismos filtradores, principalmente quando contaminados, e obstruir as brânquias de peixes, afetando sua respiração (Bilotta; Brazier, 2008; Weltens *et al*., 2000). A acidez do efluente (pH 4,3) também está fora dos limites regulamentares e pode influenciar a biodisponibilidade de contaminantes e a atividade enzimática dos organismos aquáticos (Pinheiro *et al*., 2021; Di Russo *et al*., 2012).

Apesar do despejo do efluente, a água coletada no corpo receptor demonstrou capacidade de tamponamento, mantendo um pH próximo à neutralidade. No entanto, durante a estação chuvosa, a redução dos níveis de oxigênio dissolvido pode estar associada ao aumento da turbidez e ao aporte de sólidos suspensos provenientes da bacia hidrográfica (TABELA 5). Esse aporte também pode explicar o aumento da alcalinidade e dureza da água receptora nesse período, devido à presença de íons Mg^{2+} e Ca^{2+} (Wetzel, 2001). A principal preocupação

(cc) BY-NC

ecotoxicológica está nas altas concentrações de nitrogênio e fósforo, que podem proporcionar florações de algas, aumentando ainda mais a toxicidade da água superficial, uma vez que algumas espécies são capazes de produzir cianotoxinas (Paerl; Otten, 2013).

A turbidez elevada (293–298 NTU) do efluente também compromete a penetração de luz na coluna d'água, impactando a fotossíntese e, consequentemente, a produtividade primária do ecossistema aquático (Bilotta; Brazier, 2008). Além disso, os sólidos totais (ST) e dissolvidos (SDT) reforçam a necessidade de pré-tratamento antes do lançamento, para evitar impactos ambientais mais severos. A baixa concentração de oxigênio dissolvido (1,91–2,74 mg O_2 L^{-1}) (Tabela 5) pode agravar ainda mais os efeitos da matéria orgânica e da eutrofização, comprometendo a vida aquática e promovendo o desenvolvimento de zonas hipóxicas (Diaz-Sosa *et al*., 2020).

Tabela 5 – Caracterização físico-química dos efluentes e da água superficial no ponto de lançamento (PL) da indústria de laticínios

Caracterização		**Efluente (08/2023)**		**PL (08/2023)**		**Efluente (01/2024)**		**PL (01/2024)**	
Parâmetros	**Unidade**	**Média**	**Desvio**	**Média**	**Desvio**	**Média**	**Desvio**	**Média**	**Desvio**
Alcalinidade	mg CaCO3 L^{-1}	6	3,2	4,13	1,38	0	0	382,5	5,3
Cor	PtCo	114,5	0,7	100	2,83	29,5	2,12	233,5	28,99
Dureza	mg CaCO3 L^{-1}	90,43	21,73	59,45	8,55	98,24	6,41	72,04	2,14
DQO	mg L^{-1}	791	87,7	1789,75	65,41	338,42	0,74	929,9	0,43
DBO	mg L^{-1}	689,17	5,43	63,37	1,58	293,47	8,55	33,33	2,14
OD	mgO2 L^{-1}	1,91	-	4,56	-	2,74	-	0,48	
pH	-	4,37	-	6,8	-	4,3	-	6,3	
ST	mg L^{-1}	2351	22,63	899,5	37,92	2198,5	7,99	1049,5	13,92
SST	mg L^{-1}	1790	33	193,33	10,14	1862,5	66,17	291,65	14,14
SDT	mg L^{-1}	520	11,42	705	31,92	317,5	38,89	660,3	18,99
Turbidez	NTU	298	5,66	86,8	1,41	293	4,24	258,5	2,12
Ortofosfato	mg L^{-1}	53,1	-	44,5	-	56,6	-	40,2	-
Nitrogênio Total	mg L^{-1}	52,15	-	31,4	-	43,1	-	23,8	-

Fonte: Elaborado pelos autores (2025)

(cc) BY-NC

3.3.1 Análises ecotoxicológicas do efluente de laticínio

A análise da ecotoxicidade do efluente de laticínios (Tabela 6) evidenciou que, nos ensaios agudos, organismos como *Daphnia similis* demonstraram alta sensibilidade a esse efluente, apresentando efeitos adversos a partir de 6,25% da amostra (FT = 32; sem efeito em 3,1%). As larvas de *Danio rerio* também evidenciaram toxicidade a partir de 12,5% (FT = 16), enquanto os adultos apresentaram efeito apenas a partir de 50% (FT = 4). Em contraste, o teste com *Aliivibrio fischeri* mostrou resultados divergentes: na estação seca, a ausência de toxicidade foi atribuída às características físico-químicas do efluente, como elevada cor e turbidez, que interferem na medição da bioluminescência, enquanto na estação chuvosa observou-se alta toxicidade que foi atribuída a um falso-negativo. Essa variabilidade, corroborada por estudos que apontam a influência do perfil físico-químico da amostra, sobretudo cor e turbidez, sobre a resposta do ensaio com *Aliivibrio fischeri*, conforme Abbas *et al*. (2018), reforça a importância de se utilizar uma gama diversificada de organismos nos ensaios ecotoxicológicos (CONAMA, 2011; Yang *et al*., 2023).

No que diz respeito aos testes crônicos, a microalga *Raphidocelis subcapitata* revelou-se o organismo mais sensível, apresentando inibição do crescimento em concentrações superiores a 3,125% do efluente. Esse achado, juntamente com os efeitos detectados em larvas de *Danio rerio* a partir de 12,5%, demonstra que os impactos tóxicos são mais pronunciados em níveis tróficos inferiores ou estágios de vida iniciais, o que pode levar à subestimação dos riscos caso se utilize apenas organismos menos sensíveis ou no estágio adulto (TABELA 6). Além disso, a análise da ecotoxicidade crônica em ensaios com efluente, que tratam de misturas complexas, destaca a necessidade de considerar fatores ambientais e sazonalidade, visto que a sensibilidade dos organismos pode variar significativamente conforme o contexto (Pinheiro *et al*., 2021).

(cc) BY-NC

Tabela 6 – Resultados dos testes de toxicidade com diferentes organismos em efluente e ponto de lançamento (PL) da indústria de laticínio expressos em Fator de Toxicidade (FT = menor diluição que não causa efeito)

Organismo	***Expressão do resultado***	**Resultado**	
		Efluente	**Ponto Lançamento**
Toxicidade Aguda			
Aliivibrio fischeri	$CE_{50\%;5min}$	> 81,9%	> 81,9%
Aliivibrio fischeri	$CE_{50\%;15min}$	> 81,9%	> 81,9%
Aliivibrio fischeri	$CE_{50\%;\ 30min}$	> 81,9%	> 81,9%
Artemia salina	FT	8	1
Daphnia similis	FT	32	1
Danio rerio (adulto)	FT	4	1
Toxicidade Crônica			
Raphidocelis subcapitata	Crescimento da biomassa	32	*hormesis*
Ceriodaphnia dubia	Reprodução	ND	ND
Danio rerio (larva)	Morfologia	16	8

Nota: FT=1=Não tóxico; ND = não há dados. $CE_{50\%}$ concentração que provoca efeito em 50% dos organismos em cada um dos tempos de exposição (5, 15 e 30 minutos); FT: Fator de Toxicidade. $CE_{50\%}$ > 81,9% e FT = 1: Não tóxico.

Fonte: Elaborado pelos autores (2025)

Já a avaliação da água superficial da lagoa que funciona como corpo receptor do efluente apresentou um cenário distinto. Nos ensaios agudos, testes realizados com *Aliivibrio fischeri, Danio rerio* (adultos) e *Daphnia similis* não indicaram toxicidade significativa. Nos testes crônicos, as larvas de *Danio rerio* apresentaram FT de 8 (efeito a partir de 25% da amostra), e observou-se um efeito de *hormesis* com a microalga, no qual baixas concentrações da amostra estimularam o crescimento enquanto concentrações um pouco maiores ocasionaram toxicidade (TABELA 6). Esse efeito hormético, associado aos elevados níveis de nutrientes como nitrogênio e fósforo provenientes do efluente de laticínios, evidencia a complexidade da avaliação da toxicidade em ecossistemas eutrofizados (Agathokleous *et al*., 2024).

Comparando os resultados obtidos com os parâmetros estabelecidos na legislação nacional e nas normas de Minas Gerais, observa-se uma disparidade significativa (CONAMA, 2011; COPAM; CERH, 2022). Embora os limites físico-químicos para a descarga de efluentes possam ser atendidos, os testes ecotoxicológicos indicam que concentrações muito baixas já provocam efeitos agudos e crônicos em organismos sensíveis, como *Daphnia similis* e *Raphidocelis subcapitata*. Os resultados obtidos indicam que, para evitar efeitos adversos sobre os organismos mais sensíveis, seria necessária uma diluição superior a 96% do efluente, o que

(cc) BY-NC

demonstra a inadequação dos limites atualmente permitidos para proteger os ecossistemas aquáticos. Dessa forma, é necessária, conforme sugerido pela diretriz da United States Environmental Protection Agency (EPA, 1991), a revisão dos critérios de outorga de lançamentos de efluentes industriais, incorporando ensaios ecotoxicológicos como parte integrante da avaliação de riscos, de modo a alinhar a regulamentação às melhores práticas internacionais.

Em síntese, os resultados demonstram que o efluente de laticínios possui potencial ecotoxicológico elevado, com efeitos adversos significativos em organismos de níveis tróficos inferiores, mesmo em baixas concentrações, enquanto a água superficial receptora, apesar de apresentar uma capacidade tamponante, evidencia respostas de toxicidade crônica. Essa discrepância entre os parâmetros físico-químicos e os efeitos biológicos realça a necessidade urgente de revisão dos critérios normativos, de modo que a outorga de descargas considere não apenas os parâmetros químicos, mas também os impactos ecotoxicológicos para organismos sensíveis aos efluentes, garantindo assim a proteção efetiva dos recursos hídricos em Minas Gerais (CONAMA, 2011; COPAM; CERH, 2022).

3.4 Efluente de laboratório de produção de fármacos

Os efluentes provenientes de laboratórios de produção farmacêutica apresentam propriedades químicas e físicas caracterizadas por alta concentração de matéria dissolvida e em suspensão, além de elevados valores de turbidez. O pH desses efluentes pode variar dependendo dos compostos presentes, normalmente situando-se entre 5 e 9 (Fent *et al*., 2006; Kümmerer, 2008). Wang *et al.* (2002) ressaltam que as atividades metabólicas dos organismos aquáticos são fortemente influenciadas por valores de pH próximos a 7.

Em estudo realizado por James *et al*. (2014) com efluentes industriais farmacêuticos, a turbidez variou entre 40 e 120 NTU, valor próximo ao encontrado neste trabalho (128,50 NTU). Os sólidos suspensos totais (SST) excederam em média o dobro do limite permitido pela normativa vigente para lançamento em águas superficiais, que é de até 100 mg L^{-1} (COPAM; CERH, 2022) (TABELA 7). A alta turbidez está associada à disponibilidade de sólidos que atuam como transportadores de poluentes, incluindo fármacos, metais pesados, pesticidas e agentes patogênicos, intensificando a poluição hídrica. Além disso,

(cc) BY-NC

a presença desses sólidos bloqueia a passagem da luz, reduzindo a taxa de fotossíntese dos organismos produtores e ocasionando a diminuição do oxigênio dissolvido (Bilotta; Brazier, 2008). A sedimentação dos sólidos suspensos pode criar zonas de baixa oxigenação, prejudicando os organismos bentônicos e degradando habitats aquáticos (Wetzel, 2001; Santhikrishnan et *al.,* 2024).

Tabela 7 – Caracterização físico-química do efluente de produção de fármacos

Parâmetro	**Unidade**	**Média**	**Desvio**
Alcalinidade	mg CaCO3 L^{-1}	151,88	2,65
Cor	PtCo	265,5	6,36
Dureza	mg CaCO3 L^{-1}	55,42	1,42
DQO	mg L^{-1}	868,5	24,56
DBO	mg L^{-1}	140,63	3,16
OD	mgO2 L^{-1}	0,16	-
pH	-	6,75	-
ST	mg L^{-1}	855,55	15,95
SST	mg L^{-1}	228,33	72,51
SDT	mg L^{-1}	627,22	9,48
Turbidez	NTU	128,5	4,95
Fósforo (Ortofosfato)	mg L^{-1}	77,4	-

Fonte: Elaborado pelos autores (2025)

Em relação ao oxigênio dissolvido, os valores encontrados foram quase nulos (Tabela 7), indicando elevada concentração de substâncias orgânicas que elevam a demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Isso ocorre porque microrganismos utilizam o oxigênio disponível para decompor os resíduos, podendo levar à condição de anoxia no efluente. A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece o valor mínimo de oxigênio dissolvido em 5,0 mg L^{-1} para a proteção dos organismos aquáticos (CONAMA, 2005).

A demanda química de oxigênio (DQO) ultrapassou a DBO em aproximadamente seis vezes, demonstrando baixa biodegradabilidade do efluente. Os valores médios de DBO estiveram acima do limite regulamentar de 60 mg L^{-1}, assim como a DQO ultrapassou o limite de 180 mg L^{-1} (COPAM; CERH, 2022).

A diversidade da matéria-prima utilizada na indústria farmacêutica, somada ao descarte de detergentes utilizados na lavagem dos laboratórios, pode ser responsável pela elevada concentração de ortofosfato observada no efluente (TABELA 7). O teor de ortofosfato

(cc) BY-NC

encontrado foi inferior apenas ao do efluente de celulose (188 mg L^{-1}; Tabela 1) entre as tipologias industriais avaliadas neste estudo.

3.4.1 Análises ecotoxicológicas do efluente de produção de fármacos

As análises ecotoxicológicas realizadas com essa tipologia de efluente revelaram riscos potenciais aos ecossistemas aquáticos. Os ensaios agudos com os organismos-teste *Artemia salina* e *Daphnia similis* revelaram o mesmo FT (16; efeito a partir de 12,5% do efluente), enquanto um FT de 4 (efeito a partir de 50%) foi observado para *Danio rerio* (TABELA 8). Esses resultados indicam que os níveis tróficos mais baixos são os mais sensíveis a esse efluente.

Para o organismo-teste *Aliivibrio fischeri*, o *endpoint* avaliado foi a luminescência em três tempos distintos, demonstrando que a toxicidade aumentou ligeiramente de 5 para 15 minutos (CE_{50} de 7,64% para 7,39%) e diminuiu aos 30 minutos. Após 30 minutos de exposição, tempo padrão para este ensaio, foi observada uma CE50 de 9,66% (TABELA 8).

Quanto à toxicidade crônica, a alga verde *Raphidocelis subcapitata* demonstrou sensibilidade significativa com FT de 64, seguida pela redução na reprodução de *Ceriodaphnia dubia* (FT = 32) e alterações morfológicas em larvas de *Danio rerio* (FT = 16). Estes resultados indicam que tanto organismos de níveis tróficos inferiores quanto superiores são afetados pelo efluente, reforçando a necessidade de monitoramento e controle rigoroso do lançamento deste tipo de resíduo com padronização dos organismos-teste a serem utilizados na rotina de monitoramento.

(cc) BY-NC

Tabela 8 – Resultados dos testes de toxicidade (FT) do efluente de produção de fármacos com diferentes organismos

Organismo	***Expressão do resultado***	**Resultado**
Toxicidade Aguda		
Aliivibrio fischeri	$CE_{50\%;5min}$	7,64%
Aliivibrio fischeri	$CE_{50\%;15min}$	7,39%
Aliivibrio fischeri	$CE_{50\%;\ 30min}$	9,66%
Artemia salina	FT	16
Daphnia similis	FT	16
Danio rerio (adulto)	FT	4
Toxicidade Crônica		
Raphidocelis subcapitata	FT	64
Ceriodaphnia dubia	FT	32
Danio rerio (larva)	FT	16

Nota: FT = Fator de toxicidade (menor diluição que não causa efeito). $CE_{50\%}$ concentração que provoca efeito em 50% dos organismos em cada um dos tempos de exposição (5, 15 e 30 minutos); FT: Fator de Toxicidade. $CE_{50\%}$ > 81,9% e FT = 1: Não tóxico

Fonte: Elaborado pelos autores (2025)

3.5 Efluente da indústria têxtil

A natureza dos efluentes têxteis varia conforme a tecnologia, os processos industriais e os tipos de fibras e produtos químicos utilizados. Os poluentes encontrados apresentam concentrações elevadas e, associadas a grandes vazões, geram uma carga poluidora significativa. Os parâmetros físico-químicos indicam que o efluente é tipicamente alcalino, com pH entre 8 e 11, predominantemente devido à presença de hidróxidos e carbonatos. A Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece pH entre 5 e 9 para lançamento em corpos receptores (CONAMA, 2011).

O oxigênio dissolvido (OD) apresentou valor médio de 8,15 mg L^{-1} (Tabela 9), dentro do permitido para corpos d'água classe 2 (CONAMA, 2005). Os sólidos totais (ST) atingiram concentração média de 1759 mg L^{-1}, com sólidos suspensos totais (SST) correspondendo a apenas 8 mg L^{-1}, ou 0,45% dos ST (Tabela 9). Segundo Leão et al. (2002), cerca de 78% dos sólidos são inorgânicos e 22% orgânicos. Os valores encontrados divergem de literatura que indica ST entre 1000 e 1600 mg L^{-1} e SST entre 30 e 50 mg L^{-1} (Couto Junior et al., 2013). A concentração de sólidos suspensos influencia diretamente a turbidez, que neste estudo foi baixa (0,74 NTU), contrastando com valores entre 45 e 79 NTU reportados por outros autores (Couto Junior *et al*., 2013).

(cc) BY-NC

A Deliberação Normativa conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008 estabelece padrão máximo para DQO de 250 mg L^{-1} em efluentes têxteis (COPAM; CERH, 2008). O efluente estudado apresentou DQO de 36 mg L^{-1} (Tabela 9), inferior ao registrado por Castro *et al*. (2019), que obtiveram 2927,30 mg L^{-1}. Divergências podem ser decorrentes do tipo de fibra e produtos químicos utilizados, bem como tratamento aplicado na indústria.

A dureza média do efluente foi 66 mg $CaCO_3$ L^{-1}, compatível com os 62 mg $CaCO_3$ L^{-1} reportados por Castro *et al*. (2019), o que classifica o efluente como de dureza moderada (50–150 mg $CaCO_3$ L^{-1}; Von Sperling, 1995). Águas de dureza baixa a moderada reduzem a competição catiônica na superfície branquial e aumentam a biodisponibilidade de metais, o que tende a agravar a toxicidade a organismos aquáticos (Pinheiro *et al*., 2021).

Tabela 9 – Caracterização físico-química do efluente da indústria têxtil utilizado nesse estudo

Caracterização			
Parâmetros	**Unidade**	**Média**	**Desvio**
Cor	PtCo	-	-
Dureza	mg CaCO3 L^{-1}	66	0,71
DQO	mg L^{-1}	36	5,8
DBO	mg L^{-1}	-	-
OD	mgO2 L^{-1}	8,15	-
pH	-	8,55	-
ST	mg L^{-1}	1759	15,95
SST	mg L^{-1}	86	72,51
SDT	mg L^{-1}	1673	20,3
Turbidez	NTU	0,74	0,17
Fósforo (Ortofosfato)	mg L^{-1}	-	-

Fonte: Elaborado pelos autores (2025)

3.5.1 Análises ecotoxicológicas do efluente da indústria têxtil

A toxicidade do efluente têxtil (Tabela 10) evidenciou ausência de toxicidade aguda de imobilidade para os organismos-teste *Artemia salina*, *Daphnia similis* e *Danio rerio* (adulto) (FT = 1). Para o organismo teste *Aliivibrio fischeri*, o endpoint observado foi a luminescência em três tempos distintos, indicando que a toxicidade diminuiu com o aumento do tempo de exposição (CE50 de 5,54% para 6,85%) (TABELA 10). Quanto à toxicidade crônica, não foi observado efeito tóxico para os organismos teste *Raphidocelis subcapitata* com relação ao

(cc) BY-NC

crescimento da biomassa, e *Danio rerio* (larva) com relação à morfologia e à mortalidade, ambos com FT=1, sem efeito tóxico. Testes com *Ceriodaphnia dubia* não foram realizados devido a problemas no cultivo.

O grau de toxicidade dos efluentes têxteis varia, consideravelmente, em função das instalações e dos processos. Essa toxicidade pode apresentar-se alta ou até mesmo nula, dependendo dos insumos utilizados. Apesar da falta de conhecimento quanto à exata composição ou toxicidade de muitos corantes e auxiliares químicos utilizados na indústria têxtil, grupos genéricos de agentes químicos contribuem para o problema. Dentre esses agentes destacam-se: corantes, sais, agentes tensoativos, metais, orgânicos tóxicos, biocidas e ânions tóxicos (Leão *et al*., 2002).

Tabela 10 – Resultados dos testes de toxicidade do efluente da indústria têxtil com diferentes organismos-teste

Organismo	***Expressão do resultado***	**Resultado**
Toxicidade Aguda		
Aliivibrio fischeri	$CE_{50\%;5min}$	5,54%
Aliivibrio fischeri	$CE_{50\%;15min}$	5,66%
Aliivibrio fischeri	$CE_{50\%;\ 30min}$	6,85%
Artemia salina	FT	1
Daphnia similis	FT	1
Danio rerio (adulto)	FT	1
Toxicidade Crônica		
Raphidocelis subcapitata	FT	1
Ceriodaphnia dubia	FT	-
Danio rerio (larva)	FT	1

Nota: $CE_{50\%}$ concentração que provoca efeito em 50% dos organismos em cada um dos tempos de exposição (5, 15 e 30 minutos); FT: Fator de Toxicidade. $CE_{50\%}$ > 81,9% e FT = 1: Não tóxico; -: ensaio não realizado.
Fonte: Elaborado pelos autores (2025)

É importante destacar que ensaios com os organismos teste (*Aliivibrio fischeri, Raphidocelis subcapitata, Artemia salina, Daphnia similis, Ceriodaphnia dubia* e *Danio rerio*), demonstraram que a toxicidade de efluentes não pode ser subestimada, mesmo quando os parâmetros físico-químicos estão dentro dos limites estabelecidos pela legislação. Portanto, é fundamental que as avaliações de impacto ambiental considerem tanto os parâmetros convencionais (físico-químicos) quanto os efeitos biológicos a organismos sensíveis e

(cc) BY-NC

selecionados conforme a tipologia industrial, garantindo assim uma proteção mais eficaz dos ecossistemas aquáticos, conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

4 CONCLUSÕES

A análise físico-química e ecotoxicológica dos efluentes provenientes de diferentes tipologias industriais evidencia que o cumprimento dos padrões de lançamento de efluentes não domésticos estabelecidos para os parâmetros físico-químicos não garante a ausência de toxicidade, sobretudo crônica, de efluentes de diferentes tipologias industriais aos organismos aquáticos. Logo, destaca-se a importância do monitoramento contínuo dos efluentes tratados, que inclua análises ecotoxicológicas direcionadas a cada tipologia industrial, de forma a mitigar impactos ambientais significativos e contribuir para a conservação dos ecossistemas.

Sendo assim, é imprescindível que a legislação ambiental vigente seja atualizada visando a limites mais restritos associados aos efeitos ecotoxicológicos dos efluentes industriais. Os resultados aqui obtidos indicam que a definição de ensaios ecotoxicológicos específicos por tipologia industrial na avaliação de riscos ambientais constitui uma medida urgente para alinhar as práticas industriais às melhores práticas e normas de preservação ambiental.

REFERÊNCIAS

ABBAS, M. *et al. Vibrio fischeri* bioluminescence inhibition assay for ecotoxicity assessment: a review. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 626, p. 1295-1309, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.066. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718300871. Acesso em: 29 set. 2026.

AGATHOKLEOUS, E.; CALABRESE, E. J.; BARCELÓ, D. Environmental hormesis: new developments. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 906, p. 167450, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167450. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969723060771. Acesso em: 29 set. 2026.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 24th ed. Washington, DC: APHA Press, 2023.

(cc) BY-NC

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 13373**: ecotoxicologia aquática: toxicidade crônica: método de ensaio com *Ceriodaphnia* spp. (*Crustacea, Cladocera*). Rio de Janeiro: ABNT, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 12648**: ecotoxicologia aquática: toxicidade crônica: método de ensaio com algas (*Chlorophyceae*). Rio de Janeiro: ABNT, 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 16530**: ecotoxicologia aquática: toxicidade aguda: método de ensaio com *Artemia* sp. (*Crustacea, Brachiopoda*). Rio de Janeiro: ABNT, 2021a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 15411-3**: ecotoxicologia aquática; determinação do efeito inibitório da amostra sobre a bioluminescência de *Vibrio fischeri*: parte 3: método utilizando bactérias liofilizadas. Rio de Janeiro: ABNT, 2021b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 15469**: ecotoxicologia: coleta, preservação e preparo de amostras. Rio de Janeiro: ABNT, 2021c.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 15088**: ecotoxicologia aquática: toxicidade aguda: método de ensaio com peixes (*Cyprinidae*). Rio de Janeiro: ABNT, 2022a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 15499**: ecotoxicologia aquática: toxicidade crônica de curta duração: método de ensaio com peixes. Rio de Janeiro: ABNT, 2022b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 12713**: ecotoxicologia aquática: toxicidade aguda: método de ensaio com *Daphnia* spp. (*Crustacea, Cladocera*). Rio de Janeiro: ABNT, 2022c.

BAUTISTA, P. *et al.* Application of fenton oxidation to cosmetic wastewaters treatment. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 143, p. 128-134, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.09.004. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389406010442. Acesso em: 29 set. 2026.

BILOTTA, G. S.; BRAZIER, R. E. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. **Water Research, Amsterdam**, v. 42, n. 12, p. 2849-2861, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135408001401. Acesso em: 29 set. 2026.

(cc) BY-NC

BRAUSCH, J. M.; RAND, G. M. A review of personal care products in the aquatic environment: Environmental concentration and toxicity. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 82, n. 11, p. 1518-1532, 2011. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.11.018. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653510013007. Acesso em: 29 set. 2026.

CASTRO, D. M. *et al.* Evaluation of the potential toxicity of effluents from the textile industry before and after treatment. **Applied Sciences**, Basel, v. 9, n. 18, p. 3804, 2019. DOI: https://doi.org/10.3390/app9183804. Disponível em: https://www.mdpi.com/2076-3417/9/18/3804. Acesso em: 29 set. 2026.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (Minas Gerais); CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (Minas Gerais). **Deliberação Normativa conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008**. Disponível em: https://siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151. Acesso em: 29 set. 2026.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (Minas Gerais); CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (Minas Gerais). **Deliberação Normativa conjunta COPAM/CERH-MG nº 8, de 21 de novembro de 2022**. Disponível em: http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=56521. Acesso em: 29 set. 2026.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (Paraná). **Resolução nº 81, de 19 de outubro de 2010**. Dispõe sobre critérios e padrões de ecotoxicidade para o controle de efluentes líquidos lançados em águas superficiais no Estado do Paraná. Curitiba: CEMA, 2010. Disponível em: https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=144563. Acesso em: 29 set. 2026.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 29 set. 2026.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=627. Acesso em: 29 set. 2026.

COUTO JUNIOR, O. M. *et al*. Study on coagulation and flocculation for treating effluents of textile industry. Acta Scientiarum. **Technology, Maringá**, v. 35, n. 1, p. 83-88, 2013. DOI: https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v35i1.11685. Disponível em: https://periodicos.uem.br/actascitechnol/index.php/ActaSciTechnol/article/view/11685. Acesso em: 29 set. 2026.

(cc) BY-NC

DIAZ-SOSA, V. R. *et al*. Monitoring and ecotoxicity assessment of emerging contaminants in wastewater discharge in the city of Prague (Czech Republic). **Water**, Basel, v. 12, n. 4, p. 1079, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/w12041079. Disponível em: https://www.mdpi.com/2073-4441/12/4/1079. Acesso em: 29 set. 2026.

DI RUSSO, N. V. *et al.* pH-Dependent Conformational Changes in Proteins and Their Effect on Experimental pKas: the case of Nitrophorin 4. **PLoS Computational Biology, San Francisco**, v. 8, n. 11, e1002761, 2012. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1002761. Disponível em: https://journals.plos.org/ploscompbiol/article?id=10.1371/journal.pcbi.1002761. Acesso em: 29 set. 2026.

FENT, K. *et al*. Ecotoxicology of human pharmaceuticals. **Aquatic Toxicology**, Amsterdam, v. 76, n. 2, p. 122-159, 2006. DOI: https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.09.009. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166445X05003267. Acesso em: 29 set. 2026.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE (FATMA) (Santa Catarina). **Portaria nº 17, de 18 de abril de 2002**. Disponível em: https://www.rcambiental.com.br/ver-ato/PORT-FATMA-SC-17-2002/01937d9a-da4e-7b83-a5dd-6b4f1c56d3ab. Acesso em: 29 set. 2026.

JAMES, O. O. *et al*. Physico-chemical characteristics of pharmaceutical effluents from Sango Industrial Area, Nigeria. **Bulletin of Environment, Pharmacology and Life Sciences**, India, v. 3, n. 10, p. 78-81, 2014. Disponível em: https://bepls.com/sep_2014/14A.pdf. Acesso em: 29 set. 2026.

KÜMMERER, K. **Pharmaceuticals in the environment**: sources, fate, effects and risks. New York: Springer, 2008.

LAPCZYNSKI, A. *et al.* A chronic aquatic hazard assessment for the perfume raw material octahydro-tetramethyl-naphthalenyl-ethanone. **Environmental Toxicology and Chemistry**, New Jersey, v. 43, n. 6, p. 1378-1389, jun. 2024. DOI: https://doi.org/10.1002/etc.5865. Disponível em: https://academic.oup.com/etc/article/43/6/1378/7829455. Acesso em: 29 set. 2026.

LEÃO, M. M. D. *et al*. **Controle ambiental na indústria têxtil***:* acabamento de malhas. Belo Horizonte: Segrac, 2002. 356 p. Projeto Minas Ambiente.

MARTINS, D. V. R. **Avaliação ecotoxicológica de efluentes de celulose branqueada de eucalipto ao longo do tratamento biológico**. Viçosa, MG, 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2008. Disponível em: https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UFV_86d1adc3004ce0248f745328e45a8921. Acesso em: 29 set. 2026.

(cc) BY-NC

PAERL, H. W.; OTTEN, T. G. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. **Microbial Ecology**, New York, v. 65, n. 4, p. 995-1010, 2013. DOI: https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s00248-012-0159-y. Acesso em: 29 set. 2026.

PERDIGÓN-MELÓN, J. A. *et al.* Coagulation–Fenton coupled treatment for ecotoxicity reduction in highly polluted industrial wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 181, n. 1-3, p. 127-132, 2010. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.04.104. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389410005509. Acesso em: 29 set. 2026.

PINHEIRO, C. *et al*. Global variation in freshwater physico-chemistry and its influence on chemical toxicity in aquatic wildlife. **Biological Reviews**, New Jersey, v. 96, n. 4, p. 1528-1546, 2021. DOI: https://doi.org/10.1111/brv.12711. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/brv.12711. Acesso em: 29 set. 2026.

PINTO, A. C. F.; PINTO, A. L.; OLIVEIRA, V. F. R. Qualidade das águas superficiais em pequenas bacias hidrográficas da Costa Leste do Estado do Mato Grosso do Sul. **Revista Pantaneira**, Aquidauana, v. 22, n. 1, 2023. Disponível em: https://periodicos.ufms.br/index.php/revpan/article/view/18072. Acesso em: 29 set. 2026.

PRITCHARD, J. B. Aquatic toxicology: past, present, and prospects. **Environmental Health Perspectives**, Washington, v. 100, p. 249-257, abr. 1993. DOI: https://doi.org/10.1289/ehp.93100249. Disponível em: https://pubs.acs.org/evhpaz/article-lookup/doi/10.1289/ehp.93100249. Acesso em: 29 set. 2026.

SANTHIKRISHNAN, S. *et al.* Impact of river discharge and suspended sediments on the nearshore benthic environment along the Indian southwest coast. **Science of the Total Environment***,* Amsterdam, v. 954, p. 176455, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176455. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969724066117. Acesso em: 29 set. 2026.

SHOKUNBI, O.; OMENKA, R. O. Physicochemical parameters and purification of pulp effluent (black liquor). **Journal of Tropical Pharmacy and Chemistry**, Samarinda, v. 6, n. 1, p. 49-54, 2022. DOI: https://doi.org/10.30872/j.trop.pharm.chem.v6i1.225. Disponível em: https://jtpc.ff.unmul.ac.id/index.php/jtpc/article/view/225. Acesso em: 29 set. 2026.

SINGH, A. K.; KUMAR, A.; CHANDRA, R. Environmental pollutants of paper industry wastewater and their toxic effects on human health and ecosystem. **Bioresource Technology Reports**, Amsterdam, v. 20, p. 101250, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101250. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2589014X22003073. Acesso em: 29 set. 2026.

(cc) BY-NC

SINGH, U. S. *et al*. Assessment of physicochemical characteristics of effluents from Paper Mill in the state of Uttar Pradesh, India. **International Journal of Engineering Research & Technology**, Gandhinagar, v. 9, n. 7, 2020. Disponível em: https://www.ijert.org/research/assessment-of-physicochemical-characteristics-of-effluents-from-paper-mill-in-the-state-of-uttar-pradesh-india-IJERTV9IS070190.pdf. Acesso em: 29 set. 2026.

THURSBY, G. B. *et al*. Revised approach to toxicity test acceptability criteria using a statistical performance assessment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, New Jersey, v. 16, n. 6, p. 1322-1329, 1997. DOI: https://doi.org/10.1002/etc.5620160631. Disponível em: https://academic.oup.com/etc/article/16/6/1322/7840022. Acesso em: 29 set. 2026.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Technical support document for water quality-based toxics control**. EPA/505/2-90-001. Washington, DC: EPA, Office of Water, 1991. Disponível em: https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-07/technical-support-document-for-water-quality-based-toxics-control.pdf. Acesso em: 21 out. 2026.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: ABES, 1995. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.1*).*

WANG, W. *et al.* Effect of pH on survival, phosphorus concentration, adenylate energy charge and Na^+-K^+ ATPase activity of *Penaeus chinensis* Osbeck juveniles. **Aquatic Toxicology**, Amsterdam, v. 60, n. 1-2, p. 75-83, 2002. DOI: https://doi.org/10.1016/S0166-445X(01)00271-5. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166445X01002715. Acesso em: 29 set. 2026.

WELTENS, R. *et al*. Ecotoxicity of contaminated suspended solids for filter feeders (*Daphnia magna*). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 39, n. 3, p. 315-323, 2000. DOI: https://doi.org/10.1007/s002440010110. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s002440010110. Acesso em: 29 set. 2026.

WETZEL, R. G. **Limnology**: lake and river ecosystems. 3. ed. San Diego: Elsevier Academic Press, 2001. 1006 p.

YANG, B. *et al*. Using a battery of bioassays to assess the toxicity of wastewater treatment plant effluents in industrial parks. **Toxics**, Basel, v. 11, n. 8, p. 702, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/toxics11080702. Disponível em: https://www.mdpi.com/2305-6304/11/8/702. Acesso em: 29 set. 2026.

(cc) BY-NC