

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS

GERAIS

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e

Manejo da Vida Silvestre

Renata Luiza Moreira

**(RE)ESTRUTURAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA APÓS A
RETIRADA DE REJEITOS E REESTABELECIMENTO DO VOLUME DE
ÁGUA NO RESERVATÓRIO DE CANDONGA-MG**

Belo Horizonte

2025

Renata Luiza Moreira

**(RE)ESTRUTURAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA APÓS A
RETIRADA DE REJEITOS E REESTABELECIMENTO DO VOLUME DE
ÁGUA NO RESERVATÓRIO DE CANDONGA-MG**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. José
Fernandes Bezerra-Neto
Coorientadoras: Cristiane Freitas de
Azevedo Barros
Maione Wittig Franco

Belo Horizonte

2025

043

Moreira, Renata Luiza.

(re)Estruturação da comunidade fitoplanctônica após a retirada de rejeitos e reestabelecimento do volume de água no Reservatório de Candonga-MG [manuscrito] / Renata Luiza Moreira. – 2025.

80 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Prof. Dr. José Fernandes Bezerra-Neto. Coorientadoras: Cristiane Freitas de Azevedo Barros; Maione Wittig Franco.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

1. Ecologia. 2. Mineração. 3. Resíduos. 4. Recuperação e Remediação Ambiental. 5. Fitoplâncton. 6. Qualidade da Água. I. Bezerra-Neto, José Fernandes. II. Barros, Cristiane Freitas de Azevedo. III. Franco, Maione Wittig. IV. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. V. Título.

CDU: 502.7



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE



Ata da Defesa de Dissertação

Nº 486

Entrada: 2023/2

Renata Luiza Moreira

No dia 19 de setembro de 2025, às 15:00 horas, por videoconferência, teve lugar a defesa de dissertação de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, de autoria do(a) mestrando(a) Renata Luiza Moreira, orientando(a) do Professor José Fernandes Bezerra Neto, intitulada: “**(re)Estruturação da comunidade fitoplanctônica após a retirada de rejeitos e reestabelecimento do volume de água no Reservatório de Candonga-MG**”. Abrindo a sessão, o(a) Presidente da Comissão, Doutor(a) José Fernandes Bezerra Neto, após dar a conhecer aos presentes o teor das normas regulamentares do trabalho final, passou a palavra para o(a) candidato(a) para apresentação de seu trabalho. Estiveram presentes a Banca Examinadora composta pelos Doutores: Luzia Cleide Rodrigues (UEM), Juliana da Silva Martins Pimentel (UFMG) e demais convidados. Seguiu-se a arguição pelos examinadores, com a respectiva defesa do(a) candidato(a). Após a arguição, apenas os senhores examinadores permaneceram no recinto para avaliação e deliberação acerca do resultado final, sendo a decisão da banca pela:

Aprovação da dissertação, com eventuais correções mínimas e entrega de versão final pelo orientador diretamente à Secretaria do Programa, no prazo máximo de 30 dias;

Reprovação da dissertação (marcar se é a primeira ou segunda reprovação): *primeira reprovação segunda reprovação

*Conforme o disposto no Artigo 80 da Resolução Complementar do CEPE/UFMG Nº 02/2017, de 04 de julho de 2017, caso seja a primeira reprovação, poderá ser concedido, a critério do Colegiado de Curso, um prazo para a realização de nova defesa de tese.

Nada mais havendo a tratar, o Presidente da Comissão encerrou a reunião e lavrou a presente ata, que será assinada por todos os membros participantes da Comissão Examinadora.

Belo Horizonte, 19 de setembro de 2025.

Assinaturas dos Membros da Banca Examinadora



Documento assinado eletronicamente por **Luzia Cleide Rodrigues, Usuário Externo**, em 23/09/2025, às 09:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Juliana da Silva Martins Pimentel, Professora Magistério Superior-Substituta**, em 07/10/2025, às 10:40, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Jose Fernandes Bezerra Neto, Professor do Magistério Superior**, em 07/10/2025, às 10:44, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **4579742** e o código CRC **AF0BEF47**.

Referência: Processo nº 23072.215282/2025-66

SEI nº 4579742



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
COLEGIADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E
MANEJO DA VIDA SILVESTRE

FOLHA DE APROVAÇÃO

RENATA LUIZA MOREIRA

Dissertação de Mestrado defendida e aprovada, no dia **19 de setembro de 2025**, pela Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

Doutor(a) Luzia Cleide Rodrigues

(UEM)

Doutor(a) Juliana da Silva Martins Pimentel

(UFMG)

Doutor(a) José Fernandes Bezerra Neto

(Presidente da Banca)

Belo Horizonte, 19 de setembro de 2025.

Assinatura dos Membros da Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Luzia Cleide Rodrigues, Usuário Externo**, em 23/09/2025, às 09:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Juliana da Silva Martins Pimentel, Professora Magistério Superior-Substituta**, em 07/10/2025, às 10:40, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Jose Fernandes Bezerra Neto, Professor do Magistério Superior**, em 07/10/2025, às 10:44, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **4579760** e o código CRC **CBEBB885**.

APOIO FINANCEIRO E INSTITUCIONAL

Esse trabalho foi desenvolvido com apoio financeiro da FAPEMIG (APQ-00208-19), através do projeto EcoÁgua Rio Doce, desenvolvido no laboratório de limnologia, ecotoxicologia e ecologia aquática (LIMNEA) da UFMG.

DEDICATÓRIA

Dedico esta dissertação aos meus pais, pelo amor incondicional e apoio em todos os momentos, e a todos os amigos de caminhada, que me fortaleceram com sua presença, palavras e afeto. Cada conquista aqui refletida carrega um pouco de vocês.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus e à espiritualidade, que me deram forças para chegar até aqui. Logo depois, agradeço ao meu pai, Renato Moreira, e à minha mãe, Solange Moreira — vocês foram essenciais em toda a minha caminhada. Pais incríveis, esse momento também é de vocês. Estendo esse agradecimento às minhas irmãs, Nathália e Naiene, que me ajudaram de formas tantas e únicas que nem conseguiria listar. Vocês são minha base, e sou imensamente grata por isso.

À Cristiane, minha coorientadora, que me acompanha desde a graduação: obrigada por tudo que me ensinou, por acreditar em mim e me tornar uma profissional melhor. Maione, você foi precisa em cada conversa, oferecendo apoio emocional incondicional e contribuindo de forma decisiva para o desenvolvimento desta dissertação. A vocês duas, minha eterna gratidão — quero ser, um dia, metade da pesquisadora que vocês são.

Agradeço também ao Diego Pujoni, que me guiou por todo o processo estatístico, desvendando comigo os mistérios do “R”, que no início parecia um pesadelo. Obrigada por sua paciência, por responder às dúvidas e pelos insights ao longo das análises. Ao professor José Fernandes, minha profunda gratidão por me acolher em seu laboratório com tanta generosidade e compreensão. Foi uma honra fazer parte do seu time.

Ao grupo LIMNEA, meu agradecimento por cada apoio recebido ao longo desse percurso. Em especial, à Renata Henedino — uma amiga que a vida me deu, e um suporte imenso em meio à montanha-russa emocional que é o mestrado. Também agradeço à Maria Laet, por estar ao meu lado e sempre me lembrar da minha força. Você foi essencial.

Por fim, agradeço a todos os meus amigos do coração, que me deram apoio, luz e carinho ao longo desse tempo. A cada um de vocês, meu mais sincero e emocionado muito obrigada!

“Tenho em mim mais de muitos. Sou uma, mas não sou só.”

RESUMO

O rompimento da barragem de Fundão (2015) provocou a entrada de rejeitos de mineração no reservatório de Candonga (MG), demandando ações emergenciais de dragagem e reenchimento concluídas em 2023. Avaliamos a resposta da qualidade da água e da comunidade fitoplanctônica entre os períodos pré-enchimento e pós-enchimento (2022–2024). Seis variáveis limnológicas apresentaram diferenças significativas, incluindo redução da turbidez (185 para 79 NTU) e do fósforo total (56 para 21 $\mu\text{g/L}$), bem como aumento das concentrações de nitrato e nitrogênio total. Metais como manganês, alumínio e ferro excederam limites legais em ambos os períodos, mas apresentaram queda em frequência e magnitude após a retirada de rejeitos. A comunidade fitoplanctônica respondeu fortemente às mudanças: a riqueza aumentou de 132 para 192 táxons, a densidade média cresceu de 140 para 5.625 ind./mL e a diversidade (Shannon e Simpson) elevou-se de forma significativa, refletindo maior estabilidade ecológica. Inicialmente a comunidade era dominada por *Cryptomonas*, e com o passar do tempo, o ambiente mais oxigenado e transparente passou a ser dominado por cianobactérias, principalmente *Cyanobium* e *Aphanocapsa*. A análise de redundância revelou que o conjunto das variáveis analisadas estruturaram a comunidade, não sendo possível separar qual variável foi mais importante nas alterações ambientais observadas. Esses resultados demonstram que a dragagem de rejeitos e o reenchimento reduziram a pressão ambiental e favoreceram a recuperação da diversidade fitoplanctônica durante o período analisado no presente estudo, ainda que outros fatores, tais como concentrações críticas de metais possam ter persistido como entraves à sua plena recuperação.

Palavras-chave: rejeitos de mineração; ecologia aquática; recuperação ambiental; qualidade da água; fitoplâncton.

ABSTRACT

The Fundão dam collapse (2015) caused massive deposition of mining tailings in the Candonga reservoir (southeastern Brazil), prompting emergency dredging and refilling completed in 2023. We evaluated changes in water quality and phytoplankton assemblages before and after reservoir refilling (2022–2024). Six limnological variables shifted significantly, including decreased turbidity (185 to 79 NTU) and total phosphorus (56 to 21 $\mu\text{g/L}$), alongside increased nitrate and total nitrogen concentrations. Dissolved metals such as manganese, aluminum, and iron exceeded legal thresholds in both periods but declined in frequency and magnitude after dredging. Phytoplankton assemblages responded strongly: taxonomic richness rose from 132 to 192 taxa, mean density increased from 140 to 5,625 ind./mL, and diversity indices (Shannon and Simpson) markedly improved, indicating enhanced ecological stability. Community composition shifted from *Cryptomonas*-dominated assemblages to greater contributions of cyanobacteria (*Cyanobium*, *Aphanocapsa*) under more oxygenated and transparent conditions. Redundancy analysis revealed that the set of variables structured the community. These findings show

that tailings removal and reservoir refilling reduced environmental stress and promoted phytoplankton recovery, although persistent exceedances of dissolved metals remain critical barriers to full ecosystem restoration.

Keywords: mining tailings; aquatic ecology; environmental recovery; water quality; phytoplankton.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Acúmulo de rejeitos de mineração no reservatório da usina hidrelétrica de Candonga, MG. Fontes: Lu Marini, A Gazeta – 2021. Acesso: Março/2025.	16
Figura 2 - Seção transversal esquemática pela tomada d'água com os sedimentos a meia altura da comporta, conforme resultados da batimetria realizada em 2015 (Fonte: VOTO, ANEEL, 2020).	18
Figura 3 - A - Remoção de sedimentos dos conjuntos escavadeiras/ balsa e do conjunto guindaste/ balsa. B - Ciclo de Remoção de Sedimentos/22. Fonte: Relatório Anual de Atividades - Fundação Renova 2022/23.....	19
Figura 4 - Reservatório após fechamento das comportas e retorno operacional. Fonte: SAMARCO, 2023.	20
Figura 5 - Localização dos pontos amostrais na bacia do Rio Doce e sub-bacia do Rio Piranga, bem como a localização da barragem de Fundão.	24
Figura 6 - Imagens de satélite do reservatório de Candonga: pré-enchimento do reservatório, durante a remoção de rejeitos (Junho/22) e pós-enchimento e remoção de rejeitos (Agosto/24). O marcador amarelo se refere a localização exata do ponto R. Fonte: Google Earth, 2024.....	26
Figura 7 - Variação entre períodos amostrais obtidos a partir dos resíduos das campanhas para: a) precipitação, b) fósforo total, c) cobre, d)turbidez, e) nitrogênio total e f) nitrato. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os períodos ($p<0,05$).	33
Figura 8 - Contribuição das diferentes classes para a riqueza fitoplanctônica nos pontos localizados no trecho lótico (L) e interior (R) do reservatório de Candonga, MG, entre abril de 2022 e outubro de 2024. *Outras: Coscinodiscophyceae, Mediophyceae, Ulvophyceae, Cryptophyceae, Chrysophyceae, Dinophyceae, Florideophyceae, Klebsormidiophyceae.....	35
Figura 9 – Contribuição relativa das diferentes classes para a densidade fitoplanctônica no ponto lótico (L) e de reservatório (R) em Candonga, MG, entre abril de 2022 e outubro de 2024. *Outras: Chrysophyceae, Coscinodiscophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Mediophyceae, Ulvophyceae, Zygnematophyceae, Klebsormidiophyceae, Florideophyceae.....	36
Figura 10 - Comparação entre períodos amostrais utilizando os resíduos da campanha para: a) Riqueza; b) Densidade Total (Log); c) Índice de Simpson (1-D); d) Índice de Shannon_H. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os períodos($p<0,05$).....	38

Figura 11 - Análise de Redundância (RDA) representando a relação entre a estrutura da comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais no reservatório de Candonga, considerando os períodos de 2022–2023 (quadrados rosa) e 2024 (losangos azuis). As setas azuis indicam as variáveis ambientais, enquanto os códigos em vermelho correspondem as espécies fitoplanctônicas. Cu (Cobre Dissolvido), Turb (Turbidez), PTot (Fósforo Total), OD (Oxigênio Dissolvido), Al (Alumínio Dissolvido), NO3 (Nitrato), Fe (Ferro), CID (Carbono Inorgânico Dissolvido), Cond (Condutividade Elétrica), crysp1 (Cryptomonas sp1), ulnuln (Ulnaria ulna), pinvir (Pinnularia viridis), surlin (Surirella linearis), persp1 (Peridinium sp1), closp1 (Closterium sp1), navros (Navicula rostellata), dessp1 (Desmodesmus sp1), crysp2 (Cryptomonas sp2), nitsp1 (Nitzschia sp1), plasp1 (Placoneis sp1), eugacu (Lepocinclis acus), plelea (Pleurosira leavis), trasp (Trachelomonas sp), chlsp (Chlorella sp), aphela (Aphanocapsa elachista), cyasp2 (Cyanobium sp2)..... 40

Figura 12 - Análise de Redundância (RDA) representando a relação entre a estrutura da comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais no reservatório de Candonga, considerando as diferentes campanhas dos períodos de 2022–2023 (quadrados) e 2024 (losangos). As setas azuis indicam as variáveis ambientais, enquanto os códigos em vermelho correspondem as espécies fitoplanctônicas. Cu (Cobre Dissolvido), Turb (Turbidez), PTot (Fósforo Total), OD (Oxigênio Dissolvido), Al (Alumínio Dissolvido), NO3 (Nitrato), Fe (Ferro), CID (Carbono Inorgânico Dissolvido), Cond (Condutividade Elétrica), crysp1 (Cryptomonas sp1), ulnuln (Ulnaria ulna), pinvir (Pinnularia viridis), surlin (Surirella linearis), persp1 (Peridinium sp1), closp1 (Closterium sp1), navros (Navicula rostellata), dessp1 (Desmodesmus sp1), crysp2 (Cryptomonas sp2), nitsp1 (Nitzschia sp1), plasp1 (Placoneis sp1), eugacu (Lepocinclis acus), plelea (Pleurosira leavis), trasp (Trachelomonas sp), chlsp (Chlorella sp), aphela (Aphanocapsa elachista), cyasp2 (Cyanobium sp2)..... 41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Valores mínimos, médios, máximos, mediana, desvio padrão da precipitação e das variáveis limnológicas analisadas no reservatório de Candonga nos períodos pré-enchimento (2022/23) e pós-enchimento (2024)..... 31

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	13
<i>A Influência da construção de reservatórios em bacias hidrográficas</i>	<i>13</i>
<i>O rompimento da Barragem de Fundão.....</i>	<i>14</i>
<i>A UHE Risoleta Neves (Candonga) e os impactos da barragem no reservatório.....</i>	<i>15</i>
<i>O processo de desassoreamento do reservatório da UHE Risoleta Neves (Candonga).....</i>	<i>17</i>
<i>Importância da diversidade fitoplanctônica</i>	<i>20</i>
MATERIAIS E MÉTODOS	23
<i>Área de estudo</i>	<i>23</i>
<i>Período amostral.....</i>	<i>27</i>
<i>Variáveis ambientais.....</i>	<i>27</i>
<i>Análise do fitoplâncton</i>	<i>28</i>
<i>Análises estatísticas.....</i>	<i>29</i>
RESULTADOS	30
<i>Variáveis Abióticas.....</i>	<i>30</i>
<i>Fitoplâncton</i>	<i>33</i>
DISCUSSÃO	42
CONCLUSÃO.....	48
PERSPECTIVAS FUTURAS.....	48
REFERÊNCIAS	50
MATERIAL SUPLEMENTAR	67

INTRODUÇÃO GERAL

A Influência da construção de reservatórios em bacias hidrográficas

O aumento da necessidade de abastecimento hídrico em decorrência do desenvolvimento econômico do país bem como de geração de energia elétrica levou à expansão do número de construções de usinas hidrelétricas (UHEs) e pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) nas grandes bacias brasileiras (MELO et al., 2017).

Os barramentos em bacias hidrográficas no Brasil podem ocorrer em volumes de 1 milhão a 100-200 bilhões de m³ (NAIME, 2011). A barreira física criada pela construção da barragem aumenta o tempo de residência da água no reservatório, dessa forma, ocorre aumento da retenção de nutrientes que, associado à menor velocidade de escoamento na coluna d'água (incluindo águas profundas), promove modificações nas condições físicas e químicas do reservatório. Também ocorrem mudanças no nível de produção do sistema e nas comunidades aquáticas, diretamente relacionado com as trocas de matéria orgânica entre o ambiente lótico e lântico (ROCHA, 2020). Em síntese, ao prolongar o tempo de residência e alterar o regime hidráulico, a barragem reorganiza o balanço de partículas e nutrientes, condicionando a transparência da água e a produtividade do sistema discutidas a seguir.

Reservatórios são ecossistemas artificiais que apresentam características distintas dos rios, pela diminuição do fluxo de água, e dos lagos, pelo aumento da profundidade relativa, da taxa de sedimentação e da variabilidade hidrológica. Por esse motivo, a retenção e transformação de nutrientes nesses ambientes são favorecidas pela sedimentação natural (PALU, 2022), ocasionando aumento do potencial de eutrofização, processo bem documentado em reservatórios tropicais que pode comprometer a qualidade da água (RIVERA et al., 2022).

A construção de reservatórios na porção madura (médio curso) do corpo hídrico, por exemplo, pode acarretar em alterações no microclima, com variação na umidade relativa do ar, volume de precipitação e padrão de ventos além da redução da cobertura vegetal (NAIME, 2011). Como consequência, em momentos de maiores índices pluviométricos, a quantidade de matéria em suspensão é aumentada, reduzindo a transparência, a penetração de luz, a produção primária pelo fitoplâncton e, afetando todo o funcionamento do ecossistema (NAIME, 2011).

Além dos efeitos esperados de operação, falhas de barragens podem levar à contaminação de solos, águas e sedimentos, com impactos ecotoxicológicos duradouros (KOSSOFF et al., 2014). Tais efeitos podem ter sua duração estendida por anos ou décadas e são potencialmente tóxicos para os seres humanos, biota e o ecossistema como um todo (BONECKER et al., 2022). Embora problemas mundiais decorrentes do rompimento de barragens não sejam raros nem recentes, as consequências desses impactos nos aspectos ecológicos e químicos desses ecossistemas são, ainda, pouco conhecidas (OLSZEJVKA et al., 2017).

A bacia do Rio Doce, formada pela confluência dos rios Carmo e Piranga e estendendo-se por Minas Gerais e Espírito Santo até a foz em Linhares-ES, sustenta múltiplos usos tais como abastecimento humano, geração de energia, irrigação e outros (Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH) Rio Doce s/d; DE PAULA et al., 1997). Coexistem ali atividades como mineração de ferro, agropecuária e extensas plantações de eucalipto, ao lado do maior remanescente contínuo de Mata Atlântica em Minas Gerais, o Parque Estadual do Rio Doce (BRASIL, MMA, 2007).

Na calha principal do Rio Doce, destacam-se as UHEs de Candonga (alto curso), Baguari (médio curso), Aimorés (médio-baixo curso) e Mascarenhas (baixo curso). A presença de mineradoras ao longo dessa bacia tem ocasionado aumento nas concentrações de metais nestes ecossistemas (YAMAMOTO et al., 2023). Com o rompimento da barragem de Fundão, grande parte dos rejeitos carregados ao longo do leito do rio Doce ficou depositada nesses barramentos (PAULY, 2023).

O rompimento da Barragem de Fundão

O rompimento da barragem de Fundão, do complexo minerário de Germano da empresa Samarco Mineração S.A., ocorrido em Mariana-MG, em 05 de novembro de 2015, liberou cerca de 43 milhões de m³ de rejeitos de mineração na bacia do Rio Doce, que percorreram aproximadamente 850 km até sua foz, ocasionando impactos ambientais e socioeconômicos (ANA, 2016).

Os impactos do rompimento dessa barragem afetaram os aspectos físicos, bióticos e socioeconômicos dessa bacia, interferindo diretamente na qualidade da água dos corpos hídricos atingidos, pelo aumento na turbidez e no risco de contaminação por metais-traço (LACAZ, 2017). Ao avaliar a concentração de metais na bacia após o rompimento da barragem,

foram encontradas concentrações elevadas de arsênio, ferro, manganês e alumínio (DIAS et al., 2018). Os rejeitos também possuíam alto poder de transporte e grande volume de lama, ocasionando impactos ambientais severos, como o acúmulo exacerbado de metais, impactando a biota aquática (DIAS et al., 2018). O evento também foi responsável por remobilizar elementos que estavam sedimentados na bacia, mas que não eram diretamente ligados à mineração, impactando também o ecossistema, incluindo níquel, mercúrio e chumbo (DIAS et al., 2018).

Além disso, o rompimento da referida barragem impactou a quantidade de água disponível da bacia, uma vez que houve soterramento de áreas de recarga de aquíferos importantes (CARNEIRO, 2020). Em relação à biodiversidade aquática, foi percebido um colapso da biota e da vegetação ripária (OLIVEIRA, 2019). Estudos para avaliar a intensidade desses impactos em médio e longo prazo continuam sendo realizados a fim de entender as possibilidades de recuperação da bacia.

A UHE Risoleta Neves (Candongá) e os impactos da barragem no reservatório

O reservatório de Candonga (UHE Risoleta Neves), inaugurado em 2004, localiza-se no alto curso do Rio Doce, no limite dos municípios Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado, no Quadrilátero Ferrífero. Nessa região, é comum observar níveis elevados de metais como arsênio, ferro e mercúrio, seja pela exploração de minério de ferro e ao extrativismo de ouro e/ou à litologia natural, contribuindo também para o acúmulo de água e sedimentos, componentes abióticos (YAMAMOTO et al., 2023).

O rejeito depositado na bacia do Rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão era composto principalmente por alumínio, ferro e silício, sendo que destes, as maiores concentrações foram ferro e silício (22% e 33%, respectivamente) (REIS, 2023). Outros elementos que se mostraram elevados na bacia após o rompimento, foram: arsênio, cromo, ferro, manganês e mercúrio. Alguns desses elementos são encontrados nos rejeitos de mineração e outros são remobilizados por ressuspensão de sedimentos frente ao impacto da lama (DIAS et al., 2018). Os valores de chumbo também se mostraram acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA nº 357/2005 mesmo antes do rompimento da Barragem de Fundão na região do reservatório.

Estima-se que o reservatório de Candonga tenha retido aproximadamente 10 milhões de m³ de rejeitos (30% do rejeito total), apesar de estar localizado a mais de 120 km do local de rompimento (DOS SANTOS, 2020) (ver Figura 1). Ressalte-se que, apesar de não haver depósito de lama nas margens do rio a jusante do barramento, os sedimentos finos que foram carreados ocasionaram mudanças nas condições físicas e químicas da água ao longo de seu curso (PAULY, 2023).



Figura 1- Acúmulo de rejeitos de mineração no reservatório da usina hidrelétrica de Candonga, MG. Fontes: Lu Marini, A Gazeta – 2021. Acesso: Março/2025.

Algumas das alterações físicas e químicas ocorridas na bacia do Rio Doce após o rompimento foram o aumento das concentrações de ferro dissolvido e de fósforo total (VANIELI et al., 2022). A qualidade da água também foi afetada pela maior turbidez e contaminação por metais-traço, que podem ser bioacumulados, prejudicando o ecossistema aquático (CARVALHO, 2017).

O carreamento e posterior sedimentação de rejeitos podem afetar a estabilidade, resistência e resiliência em reservatórios e demais ecossistemas aquáticos. A estabilidade é a capacidade do ecossistema em manter sua estrutura e funcionamento diante de perturbações; resistência consiste em suportar impactos sem grandes alterações; resiliência diz respeito à velocidade e capacidade de recuperação após um impacto (ODUM, 2004). A deposição de sedimentos ricos em metais e compostos inorgânicos e orgânicos pode romper tal equilíbrio, afetando processos

de ciclagem de nutrientes, produtividade primária e interação entre espécies (ESTEVES, 2011). Ademais, é sabido que metais também podem exercer efeitos tóxicos nos organismos que são sensíveis, reduzindo a biodiversidade e favorecendo espécies mais resistentes, o que altera a estrutura funcional do ecossistema (MARGALEF, 1983; CHAPMAN et al., 1998). Assim, o acúmulo de rejeitos no reservatório de Candonga representa não apenas um impacto físico-químico, mas um potencial agente de desequilíbrio ecológico de longo prazo, comprometendo a recuperação plena da biota aquática e sua capacidade de suportar novas pressões ambientais.

O processo de desassoreamento do reservatório da UHE Risoleta Neves (Candonga)

Em um contexto geral, a sedimentação é um fator comum em reservatórios ocupando cerca de 1% da capacidade total de armazenamento (PALU, 2022). Sabe-se que, no caso de Candonga, a quantidade de rejeitos depositados ultrapassou a capacidade de armazenamento do volume útil (cota operacional) do reservatório. Uma parte foi carregada a jusante no Rio Doce, enquanto o restante se acumulou no fundo do reservatório pelo processo de sedimentação (Figura 2, DOS SANTOS, 2020). Segundo o site da UHE Risoleta Neves, o reservatório possui volume total de 54,4 milhões de m³ de água, com isso, estima-se a ocupação de cerca de 544.000 m³ (1%) de sedimentos antes do rompimento da barragem de Fundão. Com o rompimento, o volume de rejeitos sedimentado passou para 10 milhões de m³.

Em decorrência da recepção de um alto volume de rejeitos, a UHE paralisou temporariamente a geração de energia elétrica, até que as condições físicas necessárias para operação comercial fossem alcançadas. A partir disso, foi exigida a drenagem emergencial do reservatório pelos órgãos responsáveis (BRASIL, ANEEL Ofício nº 262/2016-SFG/ANEEL, 2016).

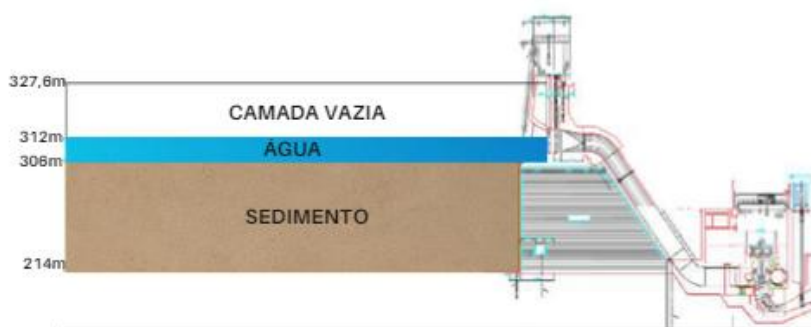


Figura 2 - Seção transversal esquemática pela tomada d'água com os sedimentos a meia altura da comporta, conforme resultados da batimetria realizada em 2015 (Fonte: VOTO, ANEEL, 2020).

Segundo o portal da Transparência da Fundação RENOVA, o programa de recuperação da UHE Risoleta Neves tem como objetivo realizar o desassoreamento do reservatório e restaurar as condições de operação da usina, reparando sua infraestrutura, deixando-a em condições de operação. A remoção dos sedimentos iniciou-se em abril de 2022 e os sedimentos retirados do barramento foram dispostos na Fazenda Floresta, de propriedade da SAMARCO, SA. Segundo o Relatório Anual de Atividades da Fundação RENOVA de 2022, nesse ano foi retirado um volume de 505.837 m³ de sedimentos (Figura 3).



Figura 3 - A - Remoção de sedimentos dos conjuntos escavadeiras/ balsa e do conjunto guindaste/ balsa. B - Ciclo de Remoção de Sedimentos/22. Fonte: Relatório Anual de Atividades - Fundação Renova 2022/23.

Após o cumprimento das obrigações legais, em dezembro de 2022, nove meses após o início dos trabalhos de retirada dos rejeitos, o reservatório teve suas comportas fechadas e passou pelo processo de reenchimento, com liberação da UHE para retorno operacional em março de 2023 (Figura 4, SAMARCO, 2023). A volta operacional da UHE se deu visando diminuir o risco de revolvimento dos rejeitos durante os períodos chuvosos haja vista que, com o reservatório vazio, pode-se aumentar a quantidade de sedimentos/rejeitos carreados pelo volume de água (BRASIL, VOTO ANEEL Despacho N° 3.556/2020).



Figura 4 - Reservatório após fechamento das comportas e retorno operacional. Fonte: SAMARCO, 2023.

Mudanças decorrentes dos processos de desassoreamento e reenchimento são determinantes no funcionamento do reservatório. Assim, é necessário avaliar como tais processos influenciaram as características físicas e químicas da água, bem como a biota aquática desse ecossistema.

Importância da diversidade fitoplanctônica

As algas e cianobactérias são organismos fotossintetizantes que atuam como produtores primários nos ecossistemas aquáticos, incluindo ambientes lênticos, lóticos, estuarinos e marinhos, e compreendem grupos indicadores tanto de ambientes eutróficos quanto oligotróficos (ALBUQUERQUE et al., 2019). Em especial, o estudo das comunidades fitoplanctônicas é essencial para a avaliação da qualidade da água, pois esses organismos são sensíveis a variações nas condições ambientais (CARDOSO et al., 2017; SILVA et al., 2016). Como base da cadeia trófica aquática, alterações na composição e estrutura dessas comunidades podem impactar diretamente os demais níveis tróficos (MARTIGNAGO, 2019).

De forma mais ampla, comunidades aquáticas como plantas, animais, peixes, macroinvertebrados bentônicos e plâncton também podem atuar como indicadoras das condições ambientais (PARMAR et al., 2016). Devido ao ciclo de vida curto e à resposta rápida

a mudanças e fatores estressores, essas comunidades vêm sendo utilizadas como ferramentas eficazes para detectar alterações no ecossistema aquático, contribuindo tanto para a gestão hídrica quanto para a conservação da biodiversidade (MULLER et.al; 2012).

O uso dessa comunidade permite o monitoramento da qualidade da água realizado, neste trabalho, através da análise qualitativa que envolve sua composição, fornecendo informações iniciais sobre o ecossistema. Em análises qualitativas estimam-se: riqueza, similaridade e distribuição espacial e temporal das espécies. Além dessa abordagem, também são realizadas análises quantitativas, que permitem informações mais embasadas sobre a comunidade e o ecossistema, nesse caso, estima-se sua abundância e densidade, além de índices de diversidade (MARTIGNAGO, 2019).

Nutrientes, disponibilidade de luz e temperatura são alguns dos fatores ambientais que podem afetar os padrões de densidade, composição e distribuição das espécies algais em ambientes lênticos (MACÊDO et al., 2017). As algas tendem a ser mais frequentes em locais de baixa correnteza, contudo, seus diferentes grupos se estabelecem em diferentes locais dependendo do grau de trofia e da sazonalidade (LUZIA, 2009).

Eventos como o rompimento da barragem, como um dos impactos gerados pela mineração no ecossistema aquático, especificamente no Rio Doce, contribuem para a alteração da qualidade da água, acarretando mudanças como o aumento da turbidez, causado pelo carreamento e ressuspensão de sedimentos, e aumento da concentração de metais, o que pode exercer efeitos tóxicos sobre a comunidade aquática (DIAS et al., 2018). Além dos novos compostos inseridos gerarem impactos nas comunidades, a alteração física e química causada por essa adição, dificulta o estabelecimento do fitoplâncton, uma vez que a turbidez por partículas em suspensão reduz a incidência de luz (SILVA et al., 2020).

Ademais, o fitoplâncton pode absorver elementos presentes nos rejeitos de mineração, assim, os rejeitos e seus componentes influenciam diretamente a comunidade, não apenas pelas variações físicas e químicas que ocasionam na água (MILLANI, 2004). Além de modificar as condições físico-químicas da água, como a diminuição do pH e o aumento da turbidez, esses contaminantes também alteram a capacidade fotossintética das algas, comprometendo a produtividade primária e a saúde geral do ecossistema aquático (FONSECA FILHO, 2019)

Estudos similares em reservatórios impactados por mineração e efluentes reforçam que a turbidez inorgânica elevada e os sedimentos suspensos podem limitar a fotossíntese e alterar a composição fitoplanctônica, enquanto a exposição de sedimentos restaurados favorece a recuperação de grupos ecológicos mais equilibrados (NUNES et.al., 2021). De forma análoga, revisões sobre restauração ecológica mostram que estratégias como supressão de ondas, estabilização de sedimentos e plantio de macrófitas emergentes contribuem para o aumento da riqueza de espécies fitoplanctônica e melhora da estabilidade comunitária.

A influência dos rejeitos mineralógicos no ecossistema aquático traz mudanças expressivas na comunidade fitoplanctônica, o que pode refletir diretamente no processo de recuperação ambiental após desastres minerários (GONÇALVES et.al.; 2020). Um estudo na bacia costeira afetada pelo rompimento da barragem de Fundão mostrou que os metais presentes nos rejeitos (como ferro, manganês, cádmio e outros) geraram respostas bioquímicas adversas na comunidade planctônica (MARQUES et.al., 2022).

Num contexto de recuperação do reservatório, a remoção ou estabilização dos sedimentos reduz a turbidez e a concentração de metais tóxicos na coluna d'água, melhorando a penetração da luz e diminuindo o estresse químico sobre as comunidades algais (ESTEVES, 2011; FREMION et.al; 2016). Estudos mostram que, com a mitigação dos impactos, ocorre o aumento da diversidade e da riqueza de espécies fitoplanctônicas, incluindo a retomada de grupos sensíveis que haviam sido suprimidos pelos contaminantes e pela alteração físico-química do ambiente (NUNES et.al., 2021). Essa recuperação da comunidade fitoplanctônica é essencial para restabelecer o equilíbrio ecológico, já que esses organismos são responsáveis pela base da cadeia alimentar e influenciam diretamente a qualidade da água e a estabilidade do ecossistema aquático (ODUM, 2004).

Diante do exposto, fica evidente a importância de inserir estudos sobre as comunidades fitoplanctônicas na gestão de recursos hídricos, uma vez que suas respostas às variações ambientais podem fornecer informações cruciais para compreender as condições que afetam a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (CARDOSO et al., 2017).

Considerando que o desassoreamento pode contribuir para a melhoria da qualidade da água e das condições ambientais, o presente estudo teve como objetivo avaliar as variações na qualidade da água e na comunidade fitoplanctônica em resposta à retirada de rejeitos e ao

reenchimento do reservatório de Candonga, localizado na bacia do Rio Doce. A análise das mudanças na comunidade fitoplanctônica é fundamental, pois essa comunidade exerce um papel crucial na entrada de energia no ecossistema aquático e na diversificação da oferta alimentar para os níveis tróficos superiores, refletindo diretamente na saúde e dinâmica do ecossistema.

Especificamente, buscou-se compreender de que forma a retirada dos rejeitos influenciou as variáveis físicas e químicas da água, a diversidade e estrutura da comunidade fitoplanctônica ao longo do processo de recuperação do volume de água do reservatório. Com isso, espera-se avaliar a efetividade das medidas que estão sendo adotadas (retirada de rejeitos e reenchimento) para a sua recuperação uma vez que a comunidade fitoplanctônica é considerada um componente-chave do ecossistema.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A UHE Risoleta Neves (Candonga), Minas Gerais, Brasil, é o primeiro barramento localizado na calha principal do Rio Doce, possuindo área superficial de 2,86 km², potência instalada de 140 MW, potência média acionada ao longo do ano de aproximadamente 64,5 MW e volume útil de aproximadamente 42 milhões m³ (HERNANDEZ, 2023). Os pontos de amostragem foram definidos de forma a contemplar um ponto a montante e um no interior do reservatório. O ponto L (20°16'29.0"S, 42°55'02.2"W), a montante do reservatório, tem características de ambiente lótico e localiza-se na formação do Rio Doce, após a junção dos rios Carmo e Piranga, no município de Santa Cruz do Escalvado. O ponto R (20°12'09.5"S; 42°52'19.2"W) localiza-se próximo ao barramento, tem características de ambiente intermediário, e está localizado no município de Rio Doce (Figura 5).

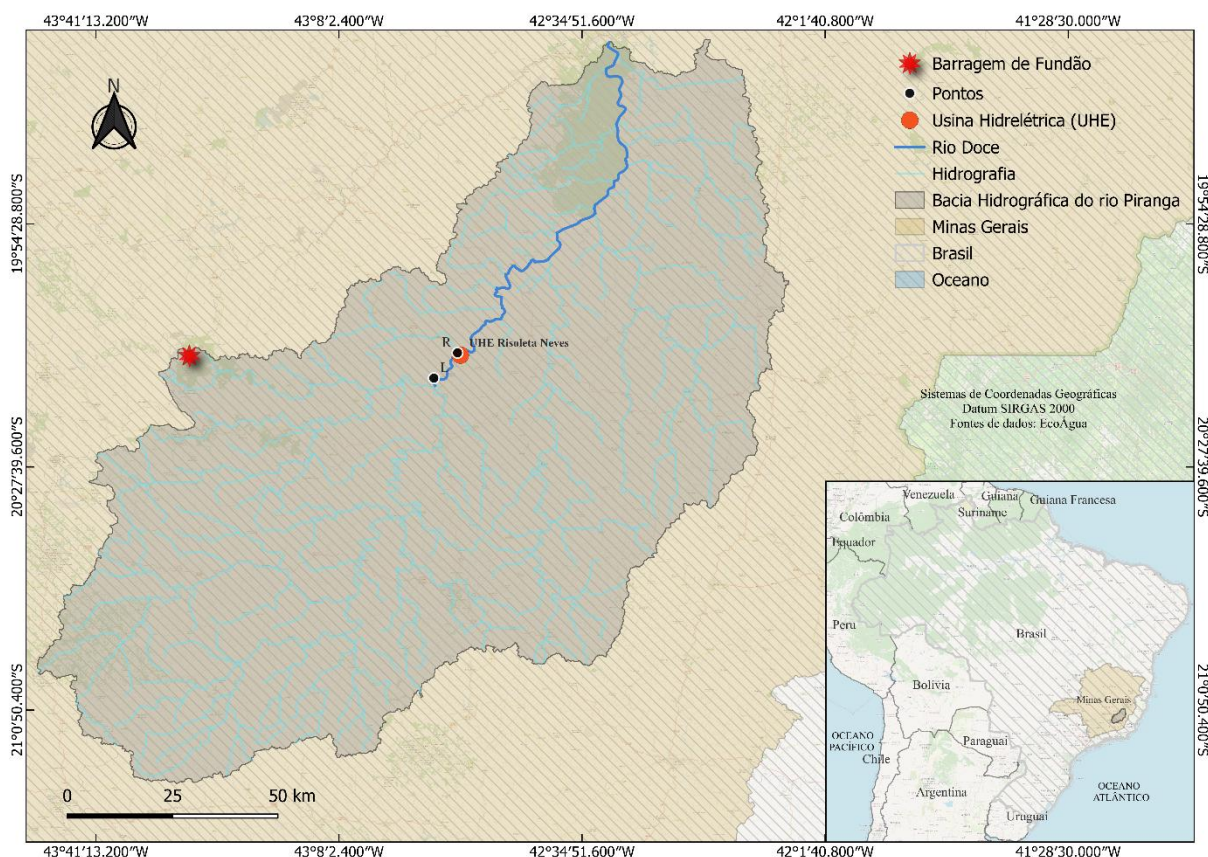


Figura 5 - Localização dos pontos amostrais na bacia do Rio Doce e sub-bacia do Rio Piranga, bem como a localização da barragem de Fundão.

De acordo com o Boletim Mensal de Monitoramento dos Reservatórios do Rio Doce da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) 2023, o máximo operacional (nível de água máximo para operar com segurança) da UHE Risoleta Neves é 327,5 m (cota) e o volume operacional é 50,5 hm³, com potência de 140,0 MW. As vazões oscilaram de 2015 até 2024, devido à falta de operação, à retirada de sedimentos e ao reenchimento do reservatório. A partir de janeiro de 2024, o reservatório teve suas comportas fechadas e foi reenchido, passando a operar com seu volume total.

Entre 2015 e 2022, este reservatório reteve 30% dos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão, ocupando cerca de 20% de sua capacidade total de armazenamento. Sete anos após o rompimento da barragem, o reservatório passou por um processo de desassoreamento e reenchimento, finalizado em dezembro de 2022. Em março de 2023, iniciou-se o processo de retomada da operação da UHE Risoleta Neves, o que resultou em aumento do

volume de água retido no reservatório. Essa intervenção de abertura das comportas, retirada dos rejeitos e posterior reenchimento constitui o foco deste estudo (Figura 6).



Figura 6 - Imagens de satélite do reservatório de Candonga: pré-enchimento do reservatório, durante a remoção de rejeitos (Junho/22) e pós-enchimento e remoção de rejeitos (Agosto/24). O marcador amarelo se refere a localização exata do ponto R. Fonte: Google Earth, 2024

Período amostral

Foram realizadas oito campanhas trimestrais a partir de abril de 2022 (explicitadas a seguir), de forma a contemplar diferentes condições no reservatório. Não foram consideradas neste estudo as coletas realizadas no período de fechamento das comportas e de início do reenchimento, ocorridos em 2023.

- ➔ Período pré-enchimento: abril, julho e outubro de 2022 e janeiro de 2023, no qual ocorreu a retirada dos rejeitos, com as comportas abertas e baixo volume de água;
- ➔ Período pós-enchimento: janeiro, abril, julho e outubro de 2024, com o reservatório em níveis normais de operação.

Variáveis ambientais

Os dados de precipitação utilizados neste estudo foram coletados na estação RDO01J (20°15'20.2"S 42°54'38.2"W ~17km do reservatório) por meio do Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimento (PMQQS), disponibilizados pela plataforma MONITORAMENTO RIO DOCE. Esses dados correspondem à precipitação acumulada ao longo de um período de 30 dias antes da data da coleta.

Foram avaliados 12 parâmetros físicos e químicos da água: pH, concentração de oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), turbidez (Turb), e as concentrações de carbono inorgânico dissolvido (CID), nitrogênio total (N-Total), nitrato (NO₃⁻), fósforo total (P-Total), manganês total (Mn-total), além de ferro (Fe-dissolvido), cobre (Cu-dissolvido) e alumínio dissolvidos (Al-dissolvido).

Os parâmetros foram mensurados através de coleta superficial (0,5m) na região limnética, sendo que pH, OD (mg/L) e CE (µS/cm), foram avaliados utilizando a sonda multiparâmetros PRODSS (YSI Inc). A turbidez (NTU) foi medida utilizando um turbidímetro DIGIMED DM-C2. Para avaliar a concentração de carbono inorgânico dissolvido (mg/L) 100 mL de água contida nos frascos de 1L foram filtrados em aparato de filtração (Millipore) e bomba a vácuo, utilizando inicialmente filtros de fibra de vidro (GF/F, Whatman) de 0,7 µm de malha e logo após, filtros de celulose (Millipore) com malha de 0,22 µm. O filtrado foi acondicionado em frascos de borosilicato âmbar previamente lavados com ácido nítrico 10% v/v enxaguados com

água tipo I, que foram armazenados em refrigerador até o processamento. A concentração de CID foi mensurada pelo TOC Analyzer (TOC-VCPN, Shimadzu, Japão).

Para a determinação do nitrogênio total (N-total), as amostras de água foram coletadas em triplicatas em frascos de 0,5 L e congeladas a -20°C . No dia anterior às análises, as amostras não filtradas passaram por um processo de descongelamento, homogeneização e posterior leitura em um TOC Analyzer (TOC-VCPN, Shimadzu, Japão). Para coletar as amostras para nitrato, seguiu-se o mesmo processamento de filtração da água realizado para o carbono inorgânico dissolvido, com posterior acondicionamento em tubos de centrífuga de 15 mL. O nitrato foi mensurado utilizando o Cromatógrafo Iônico (Metrohm 883 Basic IC, Switzerland).

Amostras para análise de fósforo total (P-total) e manganês total (Mn-total) foram coletadas em duplicatas, preservadas mediante a adição de 1 gota de ácido nítrico bidestilado em frascos de 50 mL, os quais foram mantidos refrigerados até o momento do processamento em laboratório. Por fim, os compostos foram submetidos à digestão em microondas utilizando um digestor Ethos Lean (Milestone), sendo posteriormente analisados em um espectrômetro de massa com plasma acoplado indutivamente (ICP-MS, série 7700, Agilent Technology).

Para as análises de ferro, cobre e alumínio dissolvidos, 15 mL de água foram filtrados em filtros Millipore de $0,22\ \mu\text{m}$ de malha e foi adicionado 1 mL de ácido nítrico bidestilado 50% v/v. Os frascos foram mantidos refrigerados até o processamento em laboratório. Posteriormente, as amostras foram diluídas e lidas no ICP-MS.

Análise do fitoplâncton

As amostras para as análises qualitativas do fitoplâncton foram coletadas com auxílio de rede de plâncton de $20\ \mu\text{m}$ de malha, em arrastos verticais e horizontais. As amostras foram armazenadas em frascos de polipropileno (250 mL) e fixadas em uma solução de formaldeído, com concentração final entre 2% e 4% e, conforme a metodologia 10200 B do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017). Os espécimes foram identificados sob um microscópio óptico até o menor nível taxonômico possível, com auxílio de bibliografia específica: (BICUDO e MENEZES, 2017; FÖRSTER, 1969; GUIRY; GUIRY, 2023; HINO, 1977; KOMAREK J; ANAGNOSTIDIS, 1999; KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 1989; LOAIZA-RESTANO; BICUDO, 2014; DUNCK; NOGUEIRA; SOUZA, 2012;

PEETERS, 2018; PRESCOTT; CROASDALE; VINYARD, 1977; RAMOS *et al.*, 2012; SANCHÉZ CASTILLO, 1998; WETZEL, 2011; dentre outros).

As amostras para análise quantitativa do fitoplâncton foram coletadas e analisadas em duplicatas. As coletas foram realizadas com garrafa de Van Dorn e fixadas com solução de lugol acético. Para o ponto R foram integradas três amostras, as quais foram coletadas nas profundidades correspondentes à subsuperfície (aprox. 50 cm), 10% e 1% de penetração de luz via profundidade do disco de Secchi. Para o ponto L, coletou-se apenas na subsuperfície. A densidade dos organismos foi determinada pelo método de sedimentação de Utermöhl (1958), cujas amostras foram analisadas em de microscópio óptico invertido sob aumento de 400x. Para amostras do ponto do reservatório (R), foram contados 400 indivíduos da espécie dominante (LUND; KIPLING; LE CREN, 1958). Para as amostras do ponto lótico (L), foram fixados 120 campos de contagem e respeitado o limite de confiança de 95%. Cada alga unicelular, colonial ou filamentosa foi considerada um indivíduo. Foram usadas câmaras de sedimentação de 2 até 25 mL, dependendo da densidade da amostra e da quantidade de material em suspensão. O tempo de sedimentação foi de 3h por centímetro de altura da câmara (LUND; KIPLING; LE CREN, 1958) e a contagem foi realizada em campos aleatorizados (UHELINGER, 1964).

Análises estatísticas

As análises estatísticas foram conduzidas com o auxílio dos softwares PAST v4.13 (HAMMER *et al.*, 2001) e RStudio v2024.12.1 (R Core Team, 2024). Foram realizados modelos de regressão lineares para comparação das variáveis bióticas e abióticas entre campanhas e anos. Para realizar a análise entre anos dos dados físico-químicos, as réplicas artificiais dos dados físico-químicos obtidos por sonda multiparâmetros foram removidas, e os resíduos das campanhas foram retirados a fim de isolar as diferenças atribuíveis exclusivamente ao fator ano. Com os dados qualitativos (8 amostras por ponto amostral) e quantitativos (16 amostras por ponto amostral) do fitoplâncton estimou-se a riqueza total de espécies encontradas e, com os dados quantitativos, calculou-se, no RStudio, com o pacote Vegan, os índices de diversidade (Shannon, Simpson, Abundância e Equitabilidade). Nessa etapa, as variáveis ambientais e os índices de diversidade foram novamente testados quanto à diferença entre as variáveis preditoras (campanha e ano), considerando $p < 0,05$. Para tanto submetemos as variáveis a diferentes famílias de distribuição (gaussian, Poisson, Gamma(link = "log"), scat), com o

objetivo de selecionar a distribuição mais adequada a cada parâmetro. Para as variáveis que apresentaram diferenças significativas, foi calculado o *d* de Cohen (Cohen, 1988) a fim de aferir o tamanho de efeito dessas variações. Em situações em que os dados não se ajustaram adequadamente a nenhuma família de distribuição, aplicou-se a transformação logarítmica e testou-se novamente entre as famílias de distribuição.

Por fim, com o objetivo de verificar quais fatores estão mais correlacionados com a variação observada na comunidade, foi conduzida uma Análise de Redundância (RDA) no RStudio, relacionando os anos e campanhas de amostragem com a abundância das espécies fitoplanctônicas. Foram excluídas as espécies consideradas raras a fim de reduzir o ruído nos dados e aumentar a robustez da análise, para isso, as densidades das espécies foram somadas em todas as amostras, e depois classificadas da maior densidade para a menor. Na sequência, somamos as densidades classificadas até obtermos 95% da densidade total, as espécies que não entraram nessa soma, ou seja, aquelas cujas densidades somadas nas amostras representaram menos que 5% da densidade total, foram consideradas raras.

RESULTADOS

Variáveis Abióticas

Não foram consideradas variações espaciais nesse estudo haja vista que não foram encontradas variações significativas entre pontos amostrais para nenhuma variável, à exceção do manganês. Algumas variáveis ultrapassaram os valores de referência estabelecidos pela Resolução Conama 357/2005 (classe 2). No período pré-enchimento, durante a retirada de rejeitos, o manganês ultrapassou os limites estabelecidos pelo CONAMA 357/2005 em 63% das amostras, no período após a retirada de rejeitos esse número caiu para 38%. O maior valor foi observado em janeiro de 2023, no ponto lótico, com a concentração de 558,02 µg/L ao passo que o menor valor foi observado em abril de 2024 (reservatório) com 10,27 µg/L. O alumínio dissolvido também ultrapassou os limites estabelecidos no CONAMA 357/2005 após o enchimento, em ambos os pontos de coleta na amostragem de abril de 2024 e no ponto do reservatório em outubro de 2024, com concentrações superiores a 108 µg/L. As concentrações de ferro dissolvido também ultrapassaram os limites do CONAMA 357/2005 nos dois períodos avaliados, com os valores máximos ocorrendo no ponto do reservatório em abril de 2022

(622,05 µg/L) e em outubro de 2024 (566,79 µg/L). Esse ponto também apresentou, valores de pH superiores ao limite do CONAMA 357/2005 em abril de 2022 e julho de 2024 atingindo valores mais alcalinos (Material Suplementar 1).

Os parâmetros precipitação, fósforo total e turbidez apresentaram variação sazonal, com valores mais elevados nas campanhas de janeiro. Para precipitação, os índices alcançaram 321,3 mm durante o pré-enchimento e 379,4 mm após o enchimento do reservatório, em média mensal. A turbidez também foi mais elevada nas campanhas do período chuvoso: 607 NTU (pré) e 264 NTU (pós), ultrapassando os valores de referência do CONAMA 357/2005 em ambos os períodos. Para o fósforo total, o valor de referência estabelecido pelo CONAMA 357/2005 foi ultrapassado em janeiro de 2023 (288,31 µg/L) e as concentrações foram estáveis nas demais campanhas (< 40 µg/L).

Seis parâmetros apresentaram variação significativa entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento: precipitação, turbidez, nitrato, nitrogênio total, fósforo total e cobre dissolvido (Tabela 1). A precipitação média foi maior no período pós-enchimento (175,7 mm) em detrimento do pré-enchimento (113,28 mm), com grande tamanho de efeito segundo d de Cohen ($d = -1,13$) (Figura 7a). Apesar do aumento da precipitação, observou-se redução da turbidez no pós-enchimento, com redução da média de 185,23 NTU para 78,9 NTU, indicando maior transparência da água ($d = 1,51$) (Figura 7d). O valor máximo registrado antes do enchimento foi de 607,0 NTU (ponto lótico), enquanto após o enchimento esse valor foi reduzido para 264,0 NTU (ponto lótico, ambos em janeiro).

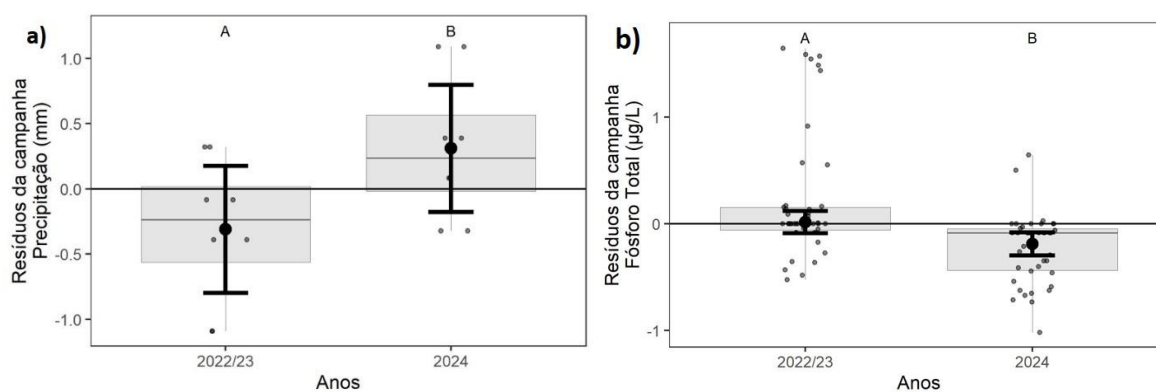
Tabela 1- Valores mínimos, médios, máximos, mediana, desvio padrão da precipitação e das variáveis limnológicas analisadas no reservatório de Candonga nos períodos pré-enchimento (2022/23) e pós-enchimento (2024).

	PRÉ-ENCHIMENTO					PÓS-ENCHIMENTO					CONAMA 357 (2005)*
	MIN	MÉDIA	MÁX	MEDIANA	DVPAD	MIN	MÉDIA	MÁX	MEDIANA	DVPAD	
Precipitação (mm)	0.76	113.28	321.3	65.5	139.1	0.4	175.7	379.4	161.5	167.1	-
Fósforo Total (µg/L)	11.93	56.19	288.3	22.7	94.5	11.9	21.4	39.9	15.8	11.6	**
Cobre (µg/L)	0.715	1.92	5.5	1.1	1.6	0.6	0.9	1.5	0.7	0.4	<9
Turbidez (NTU)	7.4	185.23	607.0	124.5	210.7	0.5	78.9	264.0	32.6	104.6	<100
Nitrato (µg/L)	1080.38	1569.11	2020.1	1580.9	428.1	1515.9	1906.0	2355.2	1969.2	305.2	<10.000
Nitrogênio Total (mg/L)	0.407	0.49	0.7	0.5	0.1	0.4	0.8	1.6	0.6	0.4	-

	PRÉ-ENCHIMENTO					PÓS-ENCHIMENTO					CONAMA 357 (2005)*
	MIN	MÉDIA	MÁX	MEDIANA	DVPAD	MIN	MÉDIA	MÁX	MEDIANA	DVPAD	
Manganês (µg/L)	42.17	156.68	558.0	124.7	167.7	10.3	153.3	320.4	143.2	128.7	<100
Alumínio (µg/L)	30.1	42.79	85.4	30.1	22.7	30.1	65.5	110.7	52.4	39.3	<100
Ferro (µg/L)	134.61	309.28	622.0	232.2	179.2	62.1	312.5	566.8	316.7	176.0	<300
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	8.22	8.01	10.6	9.0	3.3	8.3	9.4	11.8	8.8	1.3	>5
pH	6.15	7.27	9.5	7.1	1.0	7.0	7.6	9.2	7.4	0.7	6-9
Condutividade Elétrica (µS/cm)	3	58.24	110.0	66.2	37.1	40.4	49.8	58.6	50.4	6.1	-
Carbono Inorgânico Dissolvido (mg/L)	3.134	3.83	4.7	3.8	0.4	2.7	3.7	4.3	3.9	0.6	-

* Valores de referência para classe 2 (CONAMA 357/2005) **Ambientes Lóticos: <100(µg/L); Ambientes Intermediários: <50(µg/L). As variáveis que apresentaram diferenças significativas entre períodos amostrais estão em negrito.

Também se observou redução das concentrações médias de fósforo total (56,19 µg/L para 21,4 µg/L; $d=0,90$; Figura 7b) e cobre dissolvido (1,92 µg/L para 0,9 µg/L; $d = 0,86$; Figura 7c) entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento. No caso do cobre, antes do enchimento, os valores variaram de 0,71 µg/L (reservatório/outubro) a 5,5 µg/L (lótico/janeiro), enquanto no pós-enchimento o máximo foi 1,5 µg/L (lótico/julho), com muitas amostras abaixo do limite de detecção. Essa queda pode estar relacionada à deposição de partículas no sedimento.



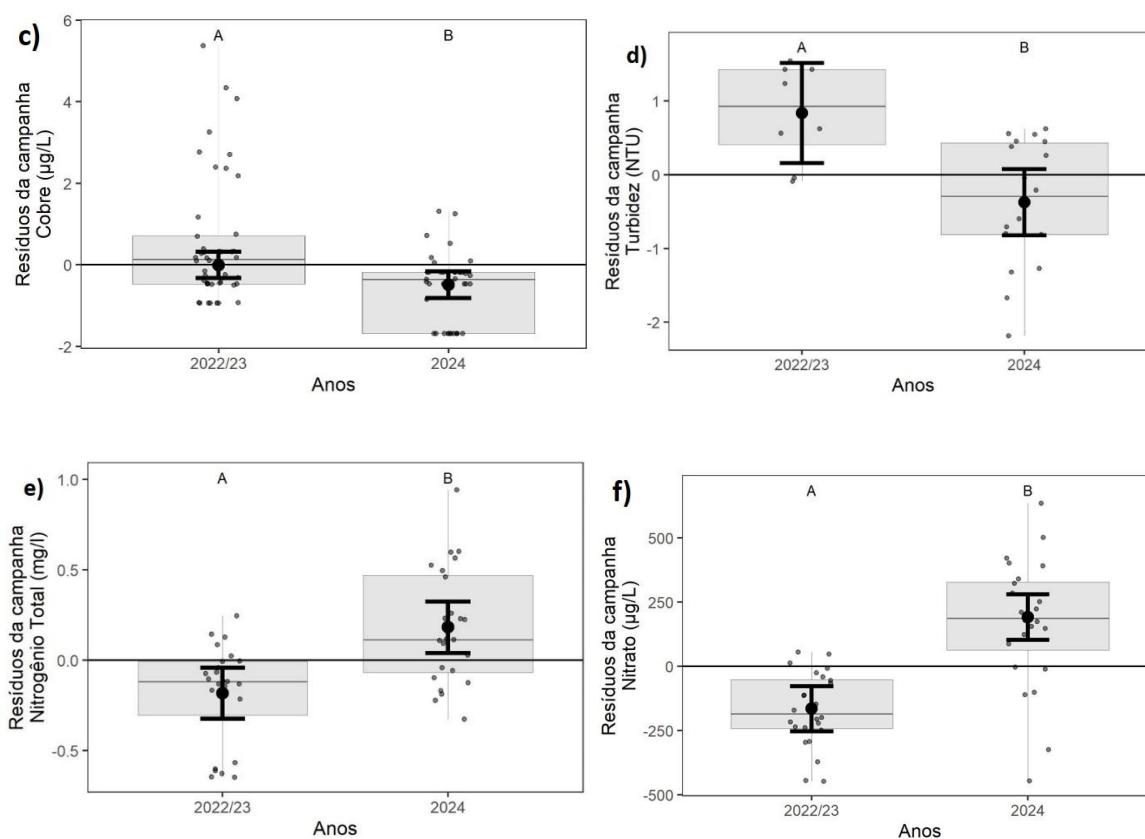


Figura 7 - Variação entre períodos amostrais obtidos a partir dos resíduos das campanhas para: a) precipitação, b) fósforo total, c) cobre, d) turbidez, e) nitrogênio total e f) nitrato. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os períodos ($p < 0,05$).

As concentrações de nitrogênio total e nitrato, por outro lado, aumentaram significativamente após o enchimento. A concentração média de nitrogênio total passou de 0,49 mg/L para 0,8 mg/L no pós-enchimento ($d = 1,22$). Antes do enchimento, os valores oscilaram entre 0,40 mg/L (reservatório/outubro) e 0,7 mg/L (reservatório/abril), enquanto no pós-enchimento variaram de 0,4 mg/L (reservatório/janeiro) a 1,6 mg/L (reservatório/outubro) (Figura 6e). O nitrato seguiu a mesma tendência (Figura 7f), com a média aumentando de 1569,11 µg/L no pré-enchimento para 1906 µg/L no pós-enchimento ($d = 1,66$). Os valores variaram de 1080,38 µg/L (lótico/janeiro) a 2020,09 µg/L (lótico/outubro) antes e de 1515,9 µg/L (reservatório/janeiro) a 2355,2 µg/L (lótico/julho) após o enchimento (figura 6).

Fitoplâncton

A riqueza de espécies total encontrada, considerando ambos os pontos e todas as campanhas corresponderam a 249 *taxa* fitoplanctônicas distribuídos em 14 classes taxonômicas. A maior

contribuição foi de Bacillariophyceae, com 95 *taxa* representando 38% da riqueza, seguida por Chlorophyceae (47, 19%), Cyanophyceae (30) e Zygnematophyceae (29), representando 12%, cada (Figura 9). As classes Euglenophyceae (10), Trebouxiophyceae (9), representando 4% cada. Coscinodiscophyceae (7 – 3%), Dinophyceae (5), Mediophyceae (4), Ulvophyceae (4) e Cryptophyceae (4) representando 2% cada, Chrysophyceae (2) e Florideophyceae (2) e Klebsormidiophyceae (1) contribuíram, com 1% cada da composição de espécies (Material Suplementar 2).

No período pré-enchimento (2022/23), foram registrados 132 *taxa*, com variação de 34 (reservatório – jan/23) a 64 (lótico – jul/22) *taxa* - entre os pontos. Já no período pós-enchimento, a riqueza total foi de 192 *taxa*, variando entre 47 (reservatório – jan/24) a 103 (lótico – abr/24) (Figura 10a). As classes Cyanophyceae (8 para 28 *taxa*) e Bacillariophyceae (54 para 72) apresentaram aumento expressivo no número de *taxa* após o enchimento, enquanto Chlorophyceae variou pouco (29 para 31) e Zygnematophyceae manteve o número de representantes (18) (Material Suplementar S3).

Como consequência do aumento do número de *taxa* entre os períodos pré-enchimento e pós-enchimento, foi observado também um aumento do número de classes representadas, com maior riqueza de espécies no ponto lótico, à exceção da amostragem de outubro (Figura 8).

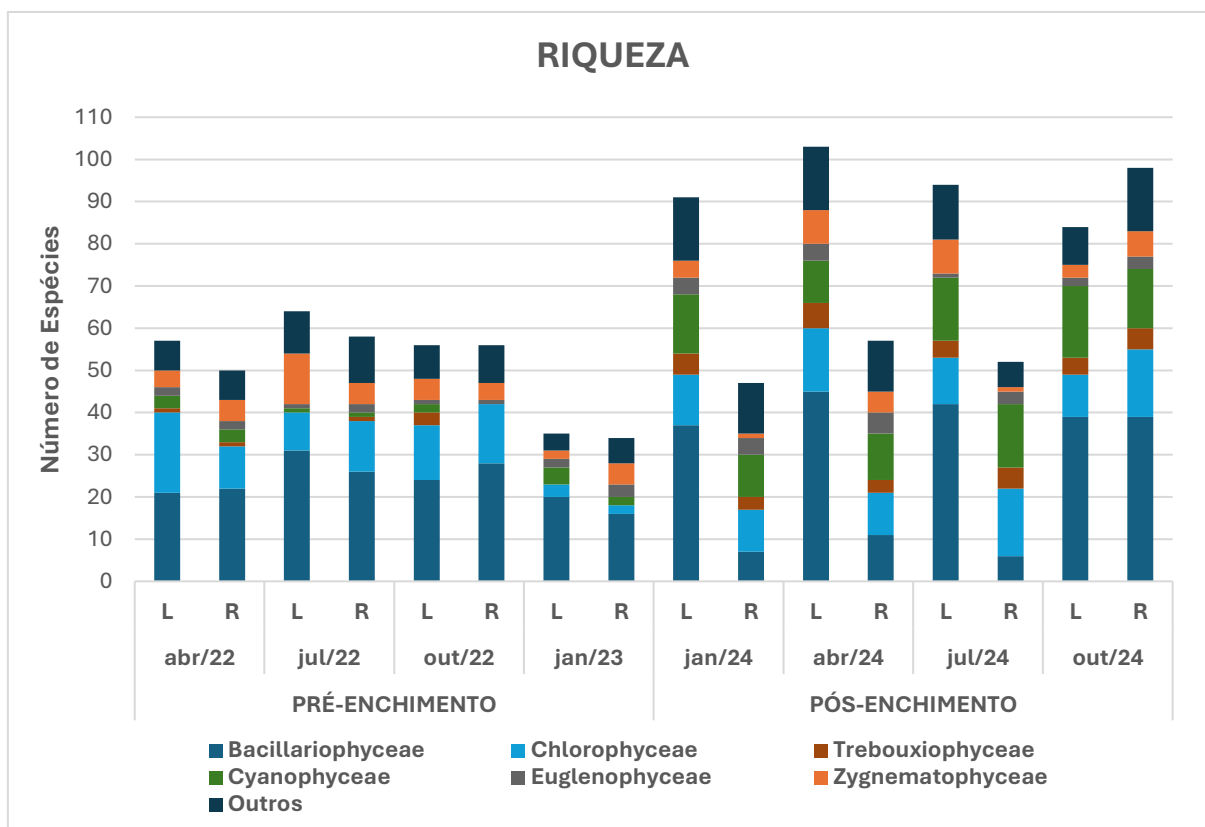


Figura 8 - Contribuição das diferentes classes para a riqueza fitoplanctônica nos pontos localizados no trecho lótico (L) e interior (R) do reservatório de Candonga, MG, entre abril de 2022 e outubro de 2024. *Outras: Coscinodiscophyceae, Mediophyceae, Ulvophyceae, Cryptophyceae, Chrysophyceae, Dinophyceae, Florideophyceae, Klebsormidiophyceae.

Quanto à frequência de ocorrência, as espécies que se destacaram foram *Cryptomonas* sp1 ocorrendo em 94% das amostras, *Ulnaria ulna* Compère (94%), *Cryptomonas* sp2 (88%) e *Nitzschia* sp1 (88%) (Material Suplementar S4). As demais espécies apresentaram frequência de ocorrência inferior a 80%. Dentre as espécies registradas, destaca-se a presença de *Ceratium* sp. em 19% das amostras (R Abr/24; L e R out/24).

A densidade total média da comunidade fitoplanctônica aumentou de 139,83 ind./mL para 5625,48 ind./mL, após a retirada dos rejeitos e o reenchimento do reservatório, com tamanho de efeito grande ($d = -5,29$) (Figura 10b). Além disso, observaram-se alterações na estrutura da comunidade (Figura 9). No período pré-enchimento, a maior contribuição foi da classe Cryptophyceae, com codominância de duas espécies de *Cryptomonas* (67% da densidade), enquanto no período pós-enchimento, Cyanophyceae, especialmente *Cyanobium* sp,

representou 32% na densidade total, enquanto as duas espécies de *Cryptomonas* contribuíram, juntas, com 20% da densidade total (Material Suplementar S5)

Antes do enchimento, a densidade média era de 139,83 ind./mL, com desvio padrão de 118,96, indicando uma distribuição relativamente homogênea dos dados. O valor máximo foi de 386,11 ind./mL (reservatório/janeiro) e mínimo de 30,9 ind./mL (lótico/outubro). A maior contribuição para esses valores foi do gênero *Cryptomonas*, que dominou em 75% das amostras analisadas, à exceção do ponto lótico em abril/22, no qual a dominância foi de *Peridinium* sp (Dinophyceae). No período pós-enchimento, houve aumento substancial da densidade fitoplanctônica, com média de 5.625,48 ind./mL e desvio padrão de 5571,25, indicando maior variabilidade nos dados. O valor máximo de 18.417,6 ind./mL (lótico/janeiro) e a menor densidade encontrada foi no ponto de reservatório, em outubro (1.032,7 ind./mL). Ainda no pós-enchimento, *Cyanobium* sp dominou em 38% das amostras e *Cryptomonas* sp1 foi abundante em 25% das amostras (<50% da densidade total).

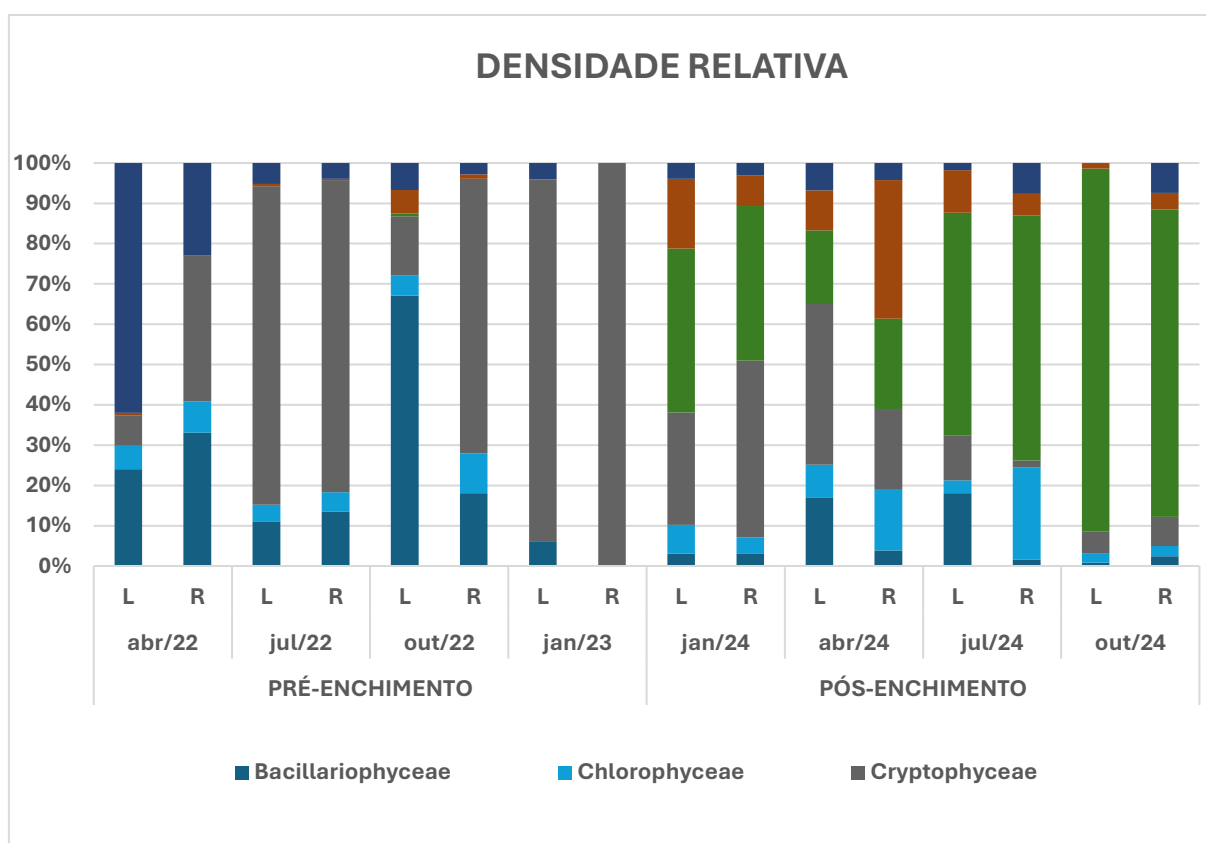


Figura 9 – Contribuição relativa das diferentes classes para a densidade fitoplanctônica no ponto lótico (L) e de reservatório (R) em Candonga, MG, entre abril de 2022 e outubro de 2024. *Outras: Chrysophyceae,

Coccinodiscophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Mediophyceae, Ulvophyceae, Zygnematophyceae, Klebsormidiophyceae, Florideophyceae.

Foi observado o mesmo padrão de aumento para o índice de Simpson (1-D) (Figura 9c). No período pré-enchimento, a média desse índice era de 0,51, sugerindo uma comunidade com predominância de algumas poucas espécies. No período pós-enchimento, observou-se redução da dominância, com média de 0,73. O tamanho de efeito dessa variação também foi considerado alto ($d = -1,70$). Também houve redução na variação do desvio padrão do índice após o enchimento (de 0,21 para 0,12) sugerindo que, além de redução na dominância, houve estabilização na estrutura da comunidade fitoplanctônica.

O índice de diversidade de Shannon (H') também apresentou aumento significativo após a retirada dos rejeitos e o reenchimento do reservatório, com tamanho de efeito grande ($d = -1,95$). No período pré-enchimento, a média desse índice era de 1,39, com desvio padrão de 0,70. Após o enchimento, houve um incremento na diversidade, com a média subindo para 2,06 e desvio padrão reduzido para 0,51 (Figura 10d). Esse aumento na diversidade, aliado à menor dispersão dos dados, corrobora a percepção de que a comunidade fitoplanctônica se tornou mais estável.

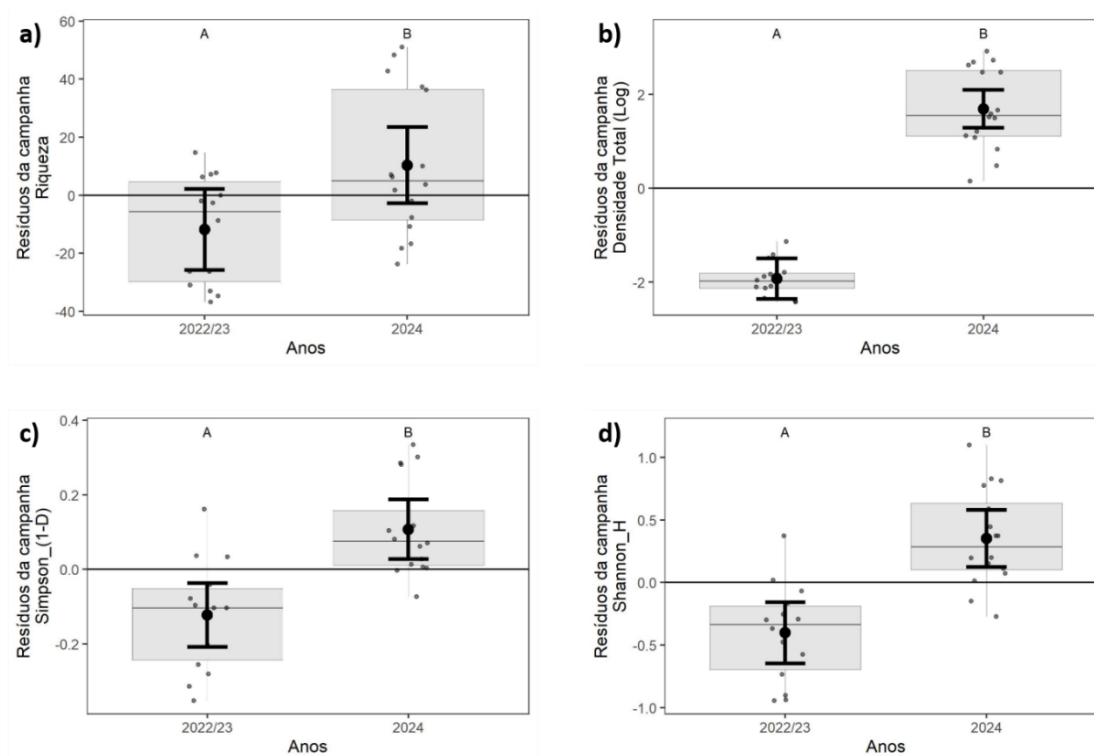


Figura 10 - Comparação entre períodos amostrais utilizando os resíduos da campanha para: a) Riqueza; b) Densidade Total (Log); c) Índice de Simpson (1-D); d) Índice de Shannon_H. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os períodos ($p < 0,05$).

Padrões distintos na estrutura do fitoplâncton foram observados entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento, associados às variações nos parâmetros ambientais. Os dois primeiros eixos extraídos na análise de redundância RDA foram responsáveis por explicar 57,74% da variação da comunidade fitoplanctônica. A análise de seleção progressiva identificou um conjunto de dez variáveis ambientais que explicaram, aproximadamente, 73,3% da variação, com um r^2 ajustado de 59,9%. O conjunto de variáveis que explicaram a variação na comunidade foram: cobre (14%), condutividade (10%), precipitação (9%), oxigênio dissolvido (8%), fósforo total (8%), nitrato (7%), turbidez (5%), ferro dissolvido (5%), carbono inorgânico dissolvido (5%) e alumínio dissolvido (2%).

O primeiro eixo canônico explicou 41,67% da variação na comunidade. As variáveis ambientais mais correlacionadas a esse eixo foram oxigênio dissolvido, positivamente e condutividade elétrica, negativamente. O segundo eixo explicou 16,07% da variação, com a maior parte das variáveis ambientais correlacionadas a esse eixo, com destaque para nitrato, negativamente, turbidez, cobre dissolvido e precipitação, positivamente. As variáveis que estão

significativamente associadas à ordenação, dentre as plotadas no biplot, foram turbidez, nitrato, cobre dissolvido, precipitação e fósforo total sendo estas, as que mais estruturam a variação da comunidade biológica ao longo do gradiente explicado pela RDA1 e RDA2.

A ordenação revelou que o primeiro eixo da RDA (RDA1) explicou a maior parte da variação na composição das espécies, evidenciada pelos maiores scores absolutos de algumas delas nesse gradiente. Por outro lado, observou-se que determinadas variáveis ambientais apresentaram correlações mais fortes com o segundo eixo (RDA2), como indicado pela direção e extensão dos vetores. Essa diferença na associação das espécies e variáveis com os eixos sugere que, embora as variáveis medidas expliquem parte dos padrões observados, elas não foram suficientes para, isoladamente, determinar a distribuição das abundâncias (Figura 11). Além disso, a curta extensão de alguns vetores indica baixa contribuição individual dessas variáveis para a estrutura da comunidade.

Contudo, é possível inferir que no período pré-enchimento, a abundância das espécies, principalmente diatomáceas, dinoflagelados e criptófitas, estiveram negativamente correlacionadas com precipitação e oxigênio dissolvido, e positivamente relacionadas a maiores concentrações de carbono inorgânico e ferro dissolvidos e maior condutividade elétrica. Destaca-se a forte associação entre *Cryptomonas* sp1 com as variáveis cobre, fósforo total e turbidez. No período após o enchimento, verificam-se alterações na composição das espécies mais abundantes, com contribuições de cianófitas, clorófitas e euglenófitas, associadas a um ambiente mais oxigenado, menos turvo e com menor condutividade elétrica.

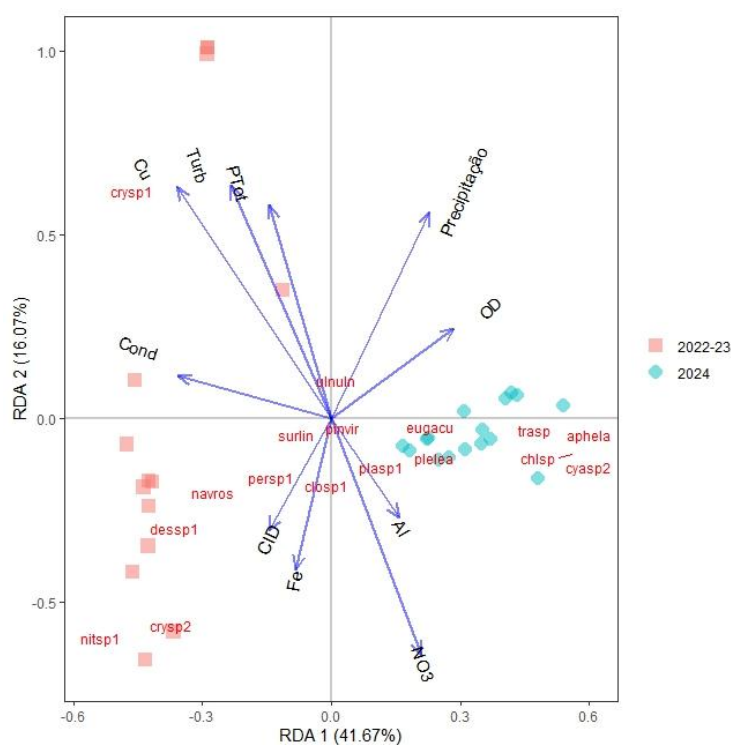


Figura 11 - Análise de Redundância (RDA) representando a relação entre a estrutura da comunidade fitoplancônica e as variáveis ambientais no reservatório de Candonga, considerando os períodos de 2022–2023 (quadrados rosa) e 2024 (losangos azuis). As setas azuis indicam as variáveis ambientais, enquanto os códigos em vermelho correspondem as espécies fitoplancônicas. Cu (Cobre Dissolvido), Turb (Turbidez), PTot (Fósforo Total), OD (Oxigênio Dissolvido), Al (Alumínio Dissolvido), NO₃ (Nitrato), Fe (Ferro), CID (Carbono Inorgânico Dissolvido), Cond (Condutividade Elétrica), crysp1 (Cryptomonas sp1), ulnuln (Ulnaria ulna), pinvir (Pinnularia viridis), surlin (Surirella linearis), persp1 (Peridinium sp1), closp1 (Closterium sp1), navros (Navicula rostellata), dssp1 (Desmodesmus sp1), crysp2 (Cryptomonas sp2), nitsp1 (Nitzschia sp1), plasp1 (Placoneis sp1), eugacu (Lepocinclis acus), plelea (Pleurosira leavis), trasp (Trachelomonas sp), chlsp (Chlorella sp), aphela (Aphanocapsa elachista), cyasp2 (Cyanobium sp2)

Em 2024, observou-se um aumento expressivo nas abundâncias de *Aphanocapsa elachista* (aphela), *Chlorella* sp.(chlsp1) e *Cyanobium* sp2. (cyasp2), todas associadas ao lado positivo do eixo RDA1 e a condições de maiores concentrações de oxigênio dissolvido e maior precipitação. Por outro lado, *Cryptomonas* spp. (crysp1 e crysp2), *Navicula rostellata* e *Nitzschia* sp1. apresentaram menores abundâncias nesse período e foram associadas a condições de maior condutividade elétrica, concentrações elevadas de cobre, turbidez e fósforo total, predominantes em 2022–2023.

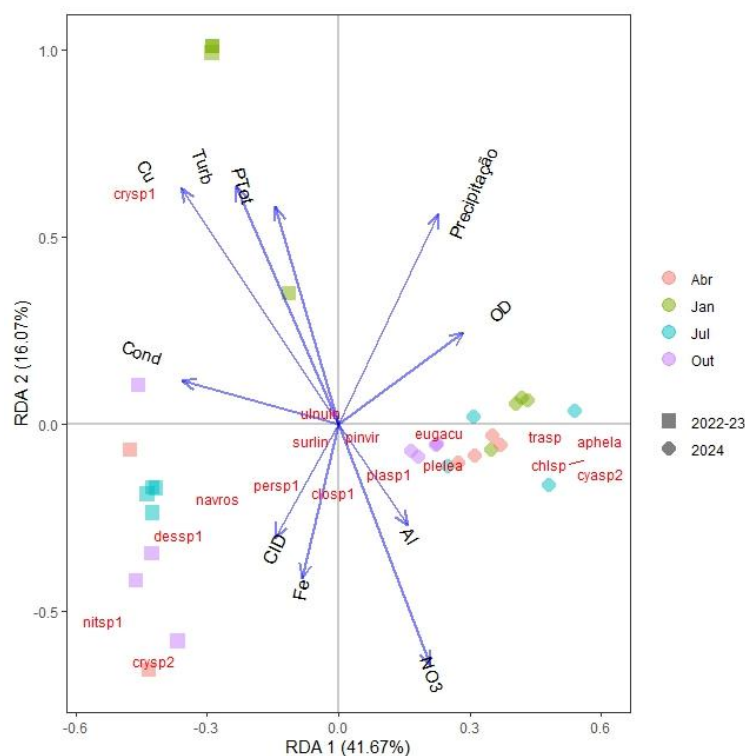


Figura 12 - Análise de Redundância (RDA) representando a relação entre a estrutura da comunidade fitoplantônica e as variáveis ambientais no reservatório de Candonga, considerando as diferentes campanhas dos períodos de 2022–2023 (quadrados) e 2024 (losangos). As setas azuis indicam as variáveis ambientais, enquanto os códigos em vermelho correspondem as espécies fitoplantônicas. Cu (Cobre Dissolvido), Turb (Turbidez), PTot (Fósforo Total), OD (Oxigênio Dissolvido), Al (Alumínio Dissolvido), NO₃ (Nitrato), Fe (Ferro), CID (Carbono Inorgânico Dissolvido), Cond (Condutividade Elétrica), crysp1 (*Cryptomonas* sp1), ulnuln (*Ulnaria ulna*), pinvir (*Pinnularia viridis*), surlin (*Surirella linearis*), persp1 (*Peridinium* sp1), closp1 (*Closterium* sp1), navros (*Navicula rostellata*), dessp1 (*Desmodesmus* sp1), crysp2 (*Cryptomonas* sp2), nitsp1 (*Nitzschia* sp1), plasp1 (*Placoneis* sp1), eugacu (*Lepocinlis acus*), plelea (*Pleurosira leavis*), trasp (*Trachelomonas* sp), chlsp (*Chlorella* sp), aphela (*Aphanocapsa elachista*), cyasp2 (*Cyanobium* sp2)

A análise de redundância realizada entre anos e entre campanhas amostrais, evidenciou que a sazonalidade foi um fator de grande importância para modular as variáveis ambientais e, ainda, que sua influência foi maior em 2022-23, apesar do maior volume de chuvas ter ocorrido em 2024. Esse resultado aponta para a importância de outro fator, possivelmente a presença do grande volume de rejeitos, que potencializou os efeitos da sazonalidade no período pré-enchimento, limitando a ocorrência de algumas espécies, à exceção de *Cryptomonas* sp1 (crysp1) (Figura 12). O efeito da sazonalidade sobre a distribuição espacial na estrutura do fitoplâncton também foi mais evidente no período pré-enchimento, com menor dispersão das amostras coletadas nos períodos de seca (abril e julho).

DISCUSSÃO

Os resultados indicaram que as alterações observadas para as variáveis abióticas sofreram influência de um processo rápido, como a sazonalidade potencializada pela intervenção realizada no reservatório, enquanto a comunidade fitoplanctônica respondeu a um processo mais lento de restabelecimento das condições de reservatório. Não excluimos o efeito da sazonalidade em 2024, principalmente pela variação da turbidez entre campanhas de seca e chuva, contudo, seu efeito sobre a comunidade foi menor, possivelmente pelo maior volume d'água que garante maior estabilidade térmica e menor susceptibilidade às variações sazonais (ESTEVES, 2011). Isso corrobora a hipótese de que a intervenção exerceu efeito sob a comunidade fitoplanctônica e sob as variáveis ambientais, mas não a partir de uma relação causal direta entre elas, e sim com as variáveis físicas e químicas atuando como um indicador de um evento maior, nesse caso, a retirada de rejeitos e o reenchimento do reservatório.

Dessa forma, ainda que a precipitação tenha mantido seu papel relevante no carreamento de nutrientes e matéria particulada, ocasionando em aumento de turbidez na estação chuvosa mesmo dentro dos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento, os resultados destacam a importância da retirada dos rejeitos nas variáveis indicadoras de qualidade da água, com efeitos diferenciados sobre as diversas frações de nutrientes e metais, corroborando o forte efeito da dragagem sobre a qualidade da água (LOCH; BRENTANO, 2019).

É conhecido que a dragagem causa efeitos negativos na qualidade de água e que tais efeitos diminuem conforme as ações param, e a água tende a apresentar condições similares ao estado inicial, antes da intervenção (FURTADO; PEREIRA, 2021). Para além das variações sazonais, os resultados deste estudo indicam alterações evidentes nas condições físicas e químicas da água, como consequência do processo da retirada de rejeitos e posterior reenchimento do reservatório. A redução expressiva da turbidez, do fósforo total e do cobre dissolvido após a retirada dos rejeitos, mesmo com o aumento da precipitação nesse período, exemplifica bem essas alterações. Esses dados podem estar associados com a menor disponibilidade de sedimentos em suspensão nesse período, já que durante a dragagem, a liberação de elementos

para a coluna d'água, bem como a quantidade de partículas e nutrientes em suspensão é comumente maior (CABRITA, 2014).

É válido ressaltar que o cobre é frequentemente encontrado em ambientes com agricultura forte, devido ao uso de fertilizantes que contêm esse elemento (DIAS et al., 2018). No caso do Rio Doce, esse elemento não era comum, tornando-se disponível após o rompimento da barragem de Fundão, dessa forma, podendo ser associado com a liberação de rejeitos (DIAS et al., 2018). Esse fato justifica a diminuição das concentrações de cobre após a interrupção do revolvimento de sedimentos ricos em rejeitos (aprox. 9,5 milhões m³ após a intervenção) bem como sua concentração mais elevada durante o processo de dragagem. Contudo, mesmo com concentrações dissolvidas na água maiores no pré-enchimento, seus valores não ultrapassaram os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357-2005.

Outro achado que corrobora as alterações decorrentes da intervenção, é o aumento nos teores de nitrogênio total e nitrato, evidenciando um possível desequilíbrio na relação N:P. Estudos mostram que a dragagem é utilizada para controlar cargas de nitrogênio e fósforo em ecossistemas aquáticos, e corroboram os resultados encontrados no presente trabalho em relação à redução do fósforo total, e o aumento nas concentrações de nitrogênio total (LIU et al., 2015; LIU et al., 2016).

A atividade de dragagem remove grande parte da matéria orgânica do corpo d'água, bem como o nitrogênio e o fósforo presentes no sedimento, em suas diferentes formas (LIU et al., 2024). Dessa forma, seria esperado que o N-Total apresentasse padrão semelhante ao observado para P-Total. O aumento na concentração de N-Total pode estar relacionado aos próprios detritos de plâncton, uma vez que as densidades fitoplanctônicas aumentaram e esses detritos contribuem para o cálculo do nutriente (LIU et al., 2017). Além disso, a entrada de águas superficiais ricas em compostos nitrogenados durante a fase de reenchimento, associada ao maior tempo de retenção proporcionado pelo barramento, pode favorecer o aumento das concentrações. O processo de carga interna também pode ter contribuído para esse incremento (FRANÇA, 2022).

As alterações observadas para as concentrações nutrientes podem ser explicadas pelo menor volume de água no reservatório em 2022/2023, uma vez que, com profundidades menores, a água sofre mais mistura ocasionada pela própria ação dos ventos, aumentando o revolvimento do sedimento, mas pela própria ação dos ventos (ESTEVES, 2011). Em águas rasas, o

movimento dos ventos alcança o fundo, diminuindo a resistência à mistura vertical, assim, impactando na disponibilidade de nutrientes (XUE et al, 2024). Uma vez cheio, essa disponibilização de nutrientes no reservatório é menor, sendo esta, uma possível explicação para a diminuição nas concentrações de P-Total e cobre dissolvido. Além disso, com a maior profundidade e maior penetração de luz no reservatório, infere-se que a água estava melhor oxigenada, favorecendo processos de nitrificação, convertendo amônio em nitrato (FRANZEN, 2009).

Os efeitos deletérios da descarga de sedimentos sobre o fitoplâncton, em resposta ao aumento dos sólidos suspensos, turbidez, carbono dissolvido e metais e à diminuição do oxigênio dissolvido, já foram identificados em reservatórios tropicais (SILVA et al., 2020). Apesar das diferenças em relação às bacias hidrográficas consideradas e dos impactos ambientais geradores das mudanças nos ecossistemas envolvidos, este estudo evidenciou um padrão de resposta semelhante dessa comunidade, contribuindo para o entendimento dos impactos e estratégias de manejo e recuperação adotadas na (re)estruturação da biota em reservatórios.

No período pré-enchimento, as maiores contribuições para as densidades foram das classes Dinophyceae e Cryptophyceae. Nesse período, observa-se tendência de aumento nos valores de turbidez e P-Total, além do cobre dissolvido, bem como nota-se uma relação próxima entre esses parâmetros e a espécie *Cryptomonas sp1* (crisp1) (Figura 12).

A elevada turbidez reduz a penetração de luz, limitando a fotossíntese e favorecendo espécies tolerantes a condições de baixa luminosidade (NUNES et al., 2022). Representantes de Cryptophyta, como *Cryptomonas*, são considerados oportunistas devido à sua alta taxa de crescimento, pequenas dimensões e capacidade de migração, o que lhes permite otimizar o acesso à luz e nutrientes frente a mudanças nas condições do habitat (MENDES, 2023; REYNOLDS, 1997). Essas características, somadas à presença de flagelos que facilitam a mobilidade em busca de zonas mais favoráveis, conferem a essas espécies uma notável eficiência competitiva na utilização de recursos (DEVERCELLI, 2010).

A habilidade do gênero *Cryptomonas* em prosperar em ambientes com alta turbidez e concentrações elevadas de nutrientes refletiu-se na sua dominância em 75% das amostras no período pré-enchimento, assim como na estação chuvosa do período pós-enchimento, quando as águas permaneciam turvas, como evidenciado pelo índice de dominância (Figura 9c)

(KNAPP, 2003). A redução dessa dominância no período pós-enchimento indica uma resposta às mudanças ambientais decorrentes da retirada de rejeitos e do reenchimento do reservatório, associada ao aumento da diversidade fitoplanctônica.

Dentre os representantes de Dinophyceae encontrados nesse estudo, as densidades estão distribuídas entre *Gymnodinium sp.* e *Peridinium sp.* *Peridinium* é um gênero de dinoflagelados com ampla tolerância ambiental graças a sua capacidade de prosperar tanto em águas oligotróficas quanto em ambientes mais ricos em nutrientes (OLIVEIRA et al., 2008). Outro fator importante é sua capacidade de migrar verticalmente, movendo-se para camadas mais iluminadas durante o dia para realizar fotossíntese e descem para camadas mais ricas em nutrientes à noite (INOUE et al, 2012). *Gymnodinium* é comumente encontrado em ambientes estratificados e também possui estratégias adaptativas relevantes, como assimilação rápida de fósforo e capacidade de migração vertical (LIEBERMAN, 1994).

O gênero *Ceratium* foi identificado nas análises qualitativas. Esse gênero é considerado um táxon exótico *para a bacia*, com comportamento potencialmente invasor e tem sido reportado em diversos ecossistemas aquáticos continentais (RORIZ et.al., 2019). Estudos anteriores relatam que espécies desse gênero podem formar florações devido à depleção de oxigênio causada pelo consumo bacteriano em células colapsadas, contudo, não apresentam toxicidade. Em reservatórios, após o enchimento, é comum encontrar concentrações elevadas de turbidez e de nutrientes, com a luz atuando como fator limitante e essas condições podem favorecer a ocorrência desse gênero, já que são comumente mixotróficos (CASTILLO et.al., 2023).

Após o enchimento, percebeu-se o aumento da densidade, indicando condições mais favoráveis ao desenvolvimento do fitoplâncton. Observa-se também alteração na contribuição das classes para a densidade, com o destaque de Chlorophyceae, Cyanophyceae e Trebouxiophyceae em termos de abundância (Figura 9). Essas classes possuem representantes que se beneficiam diretamente das novas condições limnológicas do reservatório, caracterizadas nesse período por maior transparência, ampliando a disponibilidade de luz para a fotossíntese.

Chlorophyceae estão presentes em diversos habitats, preferencialmente ambientes eutróficos ou mesotróficos, e, devido à sua alta diversidade, possuem estratégias variadas de sobrevivência (ALENCAR et al, 2019). Essas algas verdes possuem alta eficiência fotossintética bem como rápida capacidade de crescimento, devido à sua alta tolerância ambiental, o que as torna boas

competidoras em ambientes mais iluminados (SILVA et al., 2021). A relação inversa entre clorofíceas e turbidez foi previamente relatada por estudos anteriores (GOGOI et al., 2019; KUMAR et al., 2020).

A classe Trebouxiophyceae, assim como Chlorophyceae, é comumente encontrada em ambientes de água doce ou salobra, em regiões influenciadas por barramentos de usinas hidrelétricas. Esses locais favorecem o aparecimento dessas classes, haja vista que apresentam menor quantidade de habitats, devido a alterações no sedimento e cargas de nutrientes (SILVA et al, 2023). *Chlorella*, gênero que se destacou nesse período, prospera em ambientes com nutrientes limitados, haja vista que conseguem remover nitrogênio e/ou fósforo do ambiente mesmo quando um está em baixas concentrações (GONCU et al, 2025). Além disso, alguns estudos consideram esse gênero como um bom indicador de qualidade de água, devido a sua ocorrência em ambientes eutrofizados bem como a sua adaptação a alterações nas concentrações de nutrientes e disponibilidade de luz, ocorrendo mais em ambientes com alta transparência e mais rica em nutrientes, diferente do observado nesse estudo (MENG et al, 2021).

Dessa forma, a redução da turbidez e o aumento de nitrato, que poderiam inibir processos fisiológicos, permitem que o gênero *Cyanobium* obtenha sucesso ao explorar esse novo ambiente. *Cyanobium sp.* foi dominante em 38% das amostras e abundante nas demais ao longo de todo o período pós-enchimento, possui rápida aclimação cromática a diversas condições de luz, o que lhes permite explorar diferentes espectros luminosos, indicando grande flexibilidade de adaptação às mudanças nas condições de crescimento (PAGELS et al, 2020).

As cianobactérias são conhecidas por sua capacidade de aclimação cromática que possibilita a modulação da composição de pigmentos de acordo com as condições de luminosidade (PAGELS et al, 2020). O estudo de Ferraz (2012), mostrou que, em situações de picos de cianobactérias, a turbidez era menor, assim como, as concentrações de nitrato eram maiores.

Vale destacar que gêneros de cianobactérias como o *Cyanobium*, contribuinte mais representativo no período pós-enchimento, *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Leptolyngbya* e *Arthrospira*, todos encontrados nesse estudo, atuam na remoção eficaz de cobre na coluna d'água devido ao processo de bioacumulação realizado por tais organismos, o mesmo pode ser

observado em algumas algas verdes (DUDEJA et al, 2025). Em sistemas de água doce, a picocianobactéria do gênero *Cyanobium* está entre as mais abundantes (CHEN, 2025).

A disponibilidade de nichos ecológicos bem como o tipo de ambiente são fatores determinantes para o estabelecimento e diversidade fitoplanctônica. No período pré-enchimento, o reservatório apresentava características de um ambiente lótico e raso devido à retirada de rejeitos, bem como estava com as comportas abertas, o que limitava a formação de nichos ecológicos e dificultava a colonização de espécies (ABONY et al., 2012). Ademais, a sazonalidade potencializada pela intervenção, embora natural e menos intensa, atuou como um distúrbio adicional em uma comunidade já fragilizada pelo rompimento e intervenções subsequentes, diminuindo, assim, a diversidade no pré-enchimento (REYNOLDS, 1994). A hipótese do distúrbio intermediário estabelece que a diversidade tende a ser baixa em ambientes submetidos a perturbações intensas e/ou frequentes, como observado nesse período (TOWNSEND, 1997). Dessa forma, a comunidade fitoplanctônica, ainda pouco resiliente, pode não ter conseguido se reorganizar diante das constantes alterações físico-químicas, limitando-se a um estado de baixa riqueza e densidade.

Já no período pós-enchimento, com a profundidade restabelecida, maior volume de água e aumento no tempo de retenção da água, o sistema passou a funcionar como um ambiente mais lêntico e estável, com menor influência da sazonalidade (ESTEVES, 2011). Essas condições favoreceram a entrada de novos compostos e propágulos, permitindo o estabelecimento de diferentes espécies, provavelmente em decorrência da formação de novos nichos ecológicos (LENGYEL et al., 2020). Assim, enquanto a retirada de rejeitos teve papel pontual nas alterações das variáveis abióticas, o reenchimento do reservatório representou um evento-chave na reorganização da comunidade fitoplanctônica.

No presente estudo, a combinação do aumento do volume de água, maior penetração de luz (redução da turbidez), e redução da concentração de cobre e fósforo, além do aumento de nitrato, parece ter constituído um ambiente propício para a diversificação e incremento das densidades fitoplanctônicas após a retirada dos rejeitos e reenchimento do reservatório.

A separação clara entre os períodos pré-enchimento e pós-enchimento observada em ambas as análises de redundância, evidencia que a comunidade se modificou completamente, reforçando a existência de um gradiente temporal, potencializado por ações antrópicas, na composição das

espécies. Contudo, não houve uma única variável responsável por tal mudança. A intervenção influenciou o conjunto de dez variáveis físico-químicas que, por sua vez, influenciaram a comunidade fitoplanctônica. Todavia, é importante considerar que pode haver alguma variável ambiental não mensurada nesse estudo (velocidade da água, heterogeneidade ambiental) ou limitações na resolução das variáveis utilizadas.

CONCLUSÃO

Os resultados indicam que a ação da retirada dos rejeitos, e o posterior fechamento das comportas e reenchimento do reservatório, alteraram o sistema, associando-se a condições limnológicas mais favoráveis (turbidez, P-total e Cu-dissolvido) e a uma mudança na composição do fitoplâncton, com aumento de diversidade e redução de dominância. Parece haver um efeito multifatorial das variáveis analisadas sobre o aumento da diversidade, uma vez que não foi possível determinar qual delas foi a mais importante para a resposta da comunidade. Nesse contexto, diferentes grupos fitoplanctônicos demonstraram seu potencial como bioindicadores da recuperação ambiental: *Cryptomonas* refletindo condições de alta turbidez e instabilidade da coluna d'água, *Cyanobium* e *Aphanocapsa* indicando águas mais oxigenadas e transparentes, reforçando a utilidade do fitoplâncton no acompanhamento da restauração ecológica. Os dados sugerem que o reenchimento foi o gatilho ecossistêmico para a resposta do fitoplâncton, enquanto a retirada de rejeitos modulou mais diretamente os indicadores físico-químicos. Todavia, é importante a continuidade do monitoramento de parâmetros biológicos nessas situações, a fim de prever processos intensivos de eutrofização e de dominância. Ademais, indicam-se novos estudos da comunidade fitoplanctônica nesse ambiente, haja vista sua elevada capacidade de indicar a saúde ambiental bem como o potencial de recuperação de ecossistemas aquáticos impactados.

PERSPECTIVAS FUTURAS

Sugerimos a continuidade do monitoramento dos parâmetros abióticos bem como da comunidade fitoplanctônica a fim de abranger um gradiente temporal maior que permita avaliar tais mudanças a longo prazo. É válido também ampliar os esforços amostrais a fim de acompanhar o desenvolvimento da população de *Cyanobium* e *Chlorella* no reservatório, devido à possibilidade de formarem florações. Além disso, a inclusão de outras avaliações pode ser eficiente para medir os impactos (positivos ou não) no sistema, tais como: avaliar os níveis de fosfato disponível, verificar sobre o uso do solo na região (para identificar possíveis fontes de nutrientes), entre outras. Ademais, concluímos que a intervenção pode ter auxiliado na

recuperação da comunidade fitoplanctônica, contudo é preciso a continuidade das amostragens para verificar se, de fato, há um novo estado de estabilidade, com maior resiliência e resistência conferida pelo aumento da diversidade.

REFERÊNCIAS

A GAZETA. Usina da Vale soterrada pela lama da Samarco recebeu mais de R\$ 500 milhões. A Gazeta, 7 abr. 2021. Disponível em: [link original]. Acesso em: 31 jul. 2025.

ABONY, A., LEITÃO, M., LANCON, AM et al. Grupos funcionais do fitoplâncton como indicadores de impactos humanos ao longo do Rio Loire (França). *Hydrobiologia* 698 , 233–249 (2012). <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1130-0>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. 2016. Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce Rompimento da Barragem em Mariana/MG. Disponível em: https://arquivos.ana.gov.br/RioDoce/EncarteRioDoce_22_03_2016v2.pdf. (Último acesso em: 04/jun/2021).

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. 2016. Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce Rompimento da Barragem em Mariana/MG. Disponível em: https://arquivos.ana.gov.br/RioDoce/EncarteRioDoce_22_03_2016v2.pdf. (Último acesso em: Setembro de 2024).

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA. 2023. Boletim Mensal de Monitoramento dos Reservatórios do Rio Doce. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/sala-de-situacao/rio-doce/rio-doce-boletim-mensal> .(Último acesso em: Setembro/2024).

ALBUQUERQUE, D. P. et al. Caracterização qualitativa do fitoplâncton em dois pontos do Igarapé Goiabarana no município de Capitão Poço, Pará. **Ver. Braz. J. Anim. Environ. Res.**, Curitiba, v. 2, n. 4, p. 1264-1272, jul./set. 2019

ALVES DE ALENCAR, S. et al. MICROALGAS PLANCTÔNICAS (CLOROFÍCEAS) COMO BIOINDICADORAS DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO CEARENSE. *Cad. Cult. Cien.* v.18, n.1,p. 41-51, Jul, 2019. Disponível em: <<https://core.ac.uk/download/pdf/327693588.pdf>>.

APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23. ed. [S. l.: s. n.], 2017.

bacia hidrográfica na dinâmica do fitoplâncton. **Revista Eng. Sanit Ambient**, v. 21, n. 1: p. 95-108,

BICUDO, Carlos Eduardo de Mattos; MARIÂNGELA MENEZES. Gêneros de algas de águas continentais: chave para identificação e descrições. São Carlos: Rima, v. 3a Edição, 2017.

BONECKER, A. C. T. et al. An integrated study of the plankton community after four years of Fundão dam disaster. **Science of the total environment**, v. 810, p. 1-15, 2021.

BONECKER, A. C. T., MENEZES, B. S., JUNIOR, C. D., DA SILVA, C. A., ANCONA, C. M., DE OLIVEIRA DIAS, C., ... & BONECKER, S. L. C. 2022. An integrated study of the plankton community after four years of Fundão dam disaster. *Science of The Total Environment*, 806, 150613.

BRASIL – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Brasília: MMA, 2007.

BRASIL – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Brasília: MMA, 2007.

BRASIL. Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). Ofício nº 262/2016-SFG/ANEEL. Brasília, 2016.

BRASIL. Retomada das condições operativas da Usina Hidrelétrica (UHE) Risoleta Neves, outorgada à Vale S. A. e à Aliança Geração de Energia S.A., localizada nos municípios de Santa Cruz do Escalvado e Rio Doce, estado de Minas Gerais. Aneel, 2020. Disponível em: https://www2.aneel.gov.br/cedoc/adsp20203556_1.pdf. Acesso em: 05/2024.

BRASIL. Retomada das condições operativas da Usina Hidrelétrica (UHE) Risoleta Neves, outorgada à Vale S. A. e à Aliança Geração de Energia S.A., localizada nos municípios de Santa

Cruz do Escalvado e Rio Doce, estado de Minas Gerais. Aneel, 2020. Disponível em: https://www2.aneel.gov.br/cedoc/adsp20203556_1.pdf. Acesso em: 05/2024.

CABRITA, M. T. Phytoplankton community indicators of changes associated with dredging in the Tagus estuary (Portugal). *Environmental Pollution*, v. 191, p. 17–24, ago. 2014.

CARDOSO, A.S. et al. Análise da presença do fitoplâncton em bacia integrante do Projeto de Integração do Rio São Francisco, região semiárida, Nordeste brasileiro. **Revista Eng. Sanit Ambient**, v. 22, n. 2: p. 261-269, mar/abr, 2017.

CARNEIRO, G. A. et al. A Lama de Rejeitos de Mineração e os seus Efeitos sobre a Recarga dos Aquíferos Aluvionares do Rio Gualaxo do Norte após o Rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 03, p. 1213-1230, 2020.

CARVALHO, MARLON SANTOS et al. Concentração de metais no Rio Doce em Mariana, Minas Gerais Brasil. *Acta Brasiliensis*, v.1, n.3, p. 37-41, 2017.

CHAPMAN, Deborah (Ed.). *Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2. ed. London: E & FN Spon, 1996. (Publicado em associação com a UNESCO, WHO e UNEP).

CHEN, F. Picocyanobacteria na Baía de Chesapeake: isolamento, diversidade e adaptação. *Mar Life Sci Technol* (2025).

COHEN, J. *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. 2. ed. Hillsdale: Lawrence Erlbaum Associates, 1988.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA do RIO DOCE. A BACIA. Disponível em: <https://www.cbhdoce.org.br/institucional/a-bacia>. Acesso em: abril de 2024.

COMPÈRE, P. *Ulnaria (Kützing) Compère*. In: JOHN, D. M.; WHITTON, B. A.; BROOK, A. J. (ed.). *The freshwater algal flora of the British Isles: an identification guide to freshwater and terrestrial algae*. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. p. 444–445.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 58–63, 18 mar. 2005.

COSTA, V., DE HOLANDA, A., COSTA, M., & DA SILVA, A, L, N. (2022). Estrutura da vegetação como indicador de perturbação e resiliência em unidade de conservação na Mata Atlântica. *Scientia Forestalis* . <https://doi.org/10.18671/scifor.v50.14> .

De PAULA J. A. et al. (org.) Biodiversidade, população e economia: uma região de Mata Atlântica. Belo Horizonte: UFMG/Cedeplar; ECMVS; PADCT/CIAMB, 1997.

DEVERCELLI, MELINA. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná River (Argentina). *Hydrobiologia*, v. 639, n. 1, p. 5–19, 1 fev. 2010. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0020-6>.

DIAS, C. A., Costa, A. S. V. da, Guedes, G. R., Umbelino, G. J. de M., Sousa, L. G. de, Alves, J. H., & Silva, T. G. M. (2018). Impactos do rompimento da barragem de Mariana na qualidade da água do rio Doce. *Revista Espinhaço*, 7(1). <https://doi.org/10.5281/zenodo.3952940>. Disponível em em: <https://revistas.ufvjm.edu.br/revista-espinhaco/article/view/113/124>

DIAS, C. A.; COSTA, A. S. V.; GUEDES, G. R.; UMBELINO, G. J. M.; SOUZA, L. G.; ALVES, J. H.; SILVA, T. G. M. Impactos do rompimento da barragem de Mariana na qualidade da água do rio Doce. *Revista Espinhaço*, Diamantina, v. 12, p. 21–35, 2018

DOS SANTOS, VALDECI FERREIRA et al. Catástrofes na indústria de mineração: comportamentos executivos e a relação de poder entre mineradoras, o estado e a sociedade como fatores disruptivos do caos. *Brazilian Journal of Development*, 2020.

DOS SANTOS, Valdeci Ferreira et al. Catástrofes na indústria de mineração: comportamentos executivos e a relação de poder entre mineradoras, o estado e a sociedade como fatores disruptivos do caos. **Brazilian Journal of Development**, 2020.

DUDEJA, C., Masroor, S., Mishra, V. et al. Cyanobacteria-based bioremediation of environmental contaminants: advances and computational insights. *Discov Agric* 3, 42 (2025). <https://doi.org/10.1007/s44279-025-00193-9>

DUNCK, Bárbara; NOGUEIRA, Ina De Souza; SOUZA, Maria Das Graças Machado. *Stenopterobia* e *Surirella* (Bacillariophyceae, Surirellaceae) do Sistema Lago dos 65 Tigres, Britânia, Goiás. *Rodriguésia*, v. 63, n. 3, p. 525–539, set. 2012. <https://doi.org/10.1590/S2175-78602012000300004>.

ESTEVES, Francisco de Assis. *Fundamentos de limnologia*. 3. Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

ESTEVES, Francisco de Assis. *Fundamentos de limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FERREZ, HANNA DUARTE ALMEIDA. Associação da ocorrência de cianobactérias às variações de parâmetros de qualidade da água em quatro bacias hidrográficas de Minas Gerais. 2012. 133 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012

FONSECA FILHO, Elson & Melo, Edson & Souza, Gabriela & Junior, Antonio. (2019). Inserção de sedimentos na qualidade da água e a interferência na taxa fotossintética do fitoplâncton em açudes/barragens. 2. 1. [10.29327/multi.20190022](https://doi.org/10.29327/multi.20190022). Disponível em:

FÖRSTER, Kurl. *Amazonische Desmidiaceen* 1. Teil : Areal Santarém. , p. 5–232, 1969

FRANÇA, Josefa Marciana Barbosa de; SILVA, Samíria Maria Oliveira da; MONTEIRO, Cláudio Maurício Gesteira; PAULINO, Walt Disney; CAPELO NETO, José. Qualidade da água em um sistema de reservatórios em cascata – um estudo de caso no semiárido brasileiro. *Engenharia Sanitária e Ambiental, Fortaleza*, v. 27, n. 1, p. 113–123, jan./fev. 2022. Disponível em: . Acesso em: 11 jun. 2025

FRANZEN, MELISSA. Dinâmica do fósforo na interface água-sedimento em reservatórios. 2009. 244 f. Tese (Doutorado) – Programa de PósGraduação em Recursos Hídricos e

Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

Frémion, F., Courtin-Nomade, A., Bordas, F., Lenain, J., Jugé, P., Kestens, T., & Mourier, B. (2016). Impacto da ressuspensão de sedimentos na solubilização de metais e na qualidade da água durante o manejo recorrente de eclusas de reservatórios. *The Science of the total environment*, 562, 201-215. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.178>.

FUNDAÇÃO RENOVA. (2019). Relatório Trimestral Simplificado - Programa de Monitoramento QualiQuantitativo Sistemático de Água e Sedimentos – PMQQS, (31), 36420.

FUNDAÇÃO RENOVA. Portal da Transparência – Recuperação do Reservatório da UHE Risoleta Neves. Disponível em: <https://gis.fundacaorenova.org/portaltransparenciaapp/programas/pg9>. Acesso em: Setembro de 2024.

FUNDAÇÃO RENOVA. Relatório Anual de Atividades – PG009. Referência: 2022/2023. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/relatorios-anuais/>. Acesso em: Setembro de 2024.

FUNDAÇÃO RENOVA. Relatório Anual de Atividades – PG009. Referência: 2022/2023. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/relatorios-anuais/>. Acesso em: Setembro de 2024.

FURTADO, A. P. F. V.; PEREIRA, A. L. T. AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO DESASSOREAMENTO EM PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DA LAGOA DA PAMPULHA. Disponível em: <<https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=12903>>.

GOGOI, P., SINHA, A., DAS SARKAR, S., CHANU, T.N., YADAV, A.K., KOUSHLESH, S.K., BORAH, S., DAS, S.K. & DAS, B.K. 2019. Seasonal influence of physicochemical parameters on phytoplankton diversity and assemblage pattern in Kailash Khal, a tropical wetland, Sundarbans, India. *Appl. Water. Sci.* 9:156.

Gonçalves, J., Carneiro, G., & Carneiro, G. (2020). A Lama de Rejeitos de Mineração e os seus Efeitos sobre a Recarga dos Aquíferos Aluvionares do Rio Gualaxo do Norte após o Rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG.. *Revista Brasileira de Geografia Física* . <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.3.p1213-1230> .

GONCU, S., ŞİMSEK U., B. & ATAKAN, S. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuais utilizando microalgas *Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus quadricauda* com um biorreator em batelada. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* (2025).

GOOGLE EARTH. Imagens de satélite de junho/22 e agosto/24. Disponível em: <https://earth.google.com>. Acesso em: abril/25. artins, D., Da Costa, N., Terra, M., & Marchi, S. (2008). Caracterização da comunidade de plantas aquáticas de dezoito reservatórios pertencentes às cinco bacias hidrográficas do Estado de São Paulo. *Planta Daninha* , 26, 17-32. <https://doi.org/10.1590/S0100-83582008000100003> .

GUIRY, M.D.; GUIRY, G.M. AlgaeBase. 2023. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Disponível em: <https://www.algaebase.org>. Acesso em: 31 ago. 2023.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, n. 1, p. 1–9, 2001.

HERNANDEZ, F.M. (2023). Usinas hidrelétricas, represas, aninhamento e fragilização do licenciamento ambiental e da escolha racional. *Cadernos De História Da Ciência*, 17.

HINO, KOZO. Atlas de algas da represa do Broa. [S. l.]: Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Ciências Biológicas, 1977.

INOUE, T., & Iseri, Y. (2012). Migração vertical diária e transporte de nutrientes do dinoflagelado *Peridinium bipes* f. *occultatum* em um reservatório termicamente estratificado. *Ciência e tecnologia da água: um periódico da Associação Internacional de Pesquisa sobre Poluição da Água* , 66 6, 1212-9. .

JUSTIÇA FEDERAL. Eixo Prioritário 5 - Retorno Operacional da Hidrelétrica Risoleta Neves. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/aceso-a->

informacao/institucional/cif/eixo-prioritario-no-5-retorno-operacional-da-usina-hidreletrica-risoleta-neves-candongua.

KNAPP, C., Denoyelles, F., Graham, D., & Bergin, S. (2003). Condições físicas e químicas que circundam a migração vertical diurna de *Cryptomonas* SPP. (Cryptophyceae) em um reservatório sazonalmente estratificado do Centro-Oeste (EUA). *Journal of Phycology*, 39. .

KOMAREK J; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota, 1. Teil : Chroococcales. *SuBwasserflora von Mitteleuropa*, v. 19, p. 1–548, 1999.

KOMÁREK, Jiří; ANAGNOSTIDIS, Konstantinos. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4 - Nostocales. *Algological Studies*, , p. 247–345, 1 jan. 1989.

KOSSOFF, D; et al. Barragens de rejeitos de minas: características, falhas, impactos ambientais e remediação. *Geoquímica Aplicada*, v. 51, pág. 229-245, 2014.

KOSSOFF, W.E. Dubbin, M. Alfredsson, S.J. Edwards, M.G. Macklin, K.A. Hudson-Edwards, Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation, *Applied Geochemistry*, Volume 51, 2014, Pages 229-245, ISSN 0883-2927, <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.09.010>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0883292714002212>. Acesso: Janeiro/24.

KUMAR, R., KUMARI, R., PRASAD, C. TIWARI, V., SINGH, N., MOHAPATRA, S., MERUGU, R., NAMTAK, S. & DEEP, A. 2020. Phytoplankton diversity in relation to physicochemical attributes and water quality of Mandakini River, Garhwal Himalaya. *Environ. Monit. Assess.* 192:799.

LACAZ, F. A. de C., PORTO, M. F. de S., & PINHEIRO, T. M. M.. (2017). Tragédias brasileiras contemporâneas: o caso do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão/Samarco. *Revista Brasileira De Saúde Ocupacional*, 42, e9. <https://doi.org/10.1590/2317-6369000016016>

LENGYEL, E., Szabó, B., & Stenger-Kovács, C. (2020). Padrões de ocupação-abundância baseados em nicho ecológico realizados para características de diatomáceas bentônicas. *Hydrobiologia* , 847, 3115-3127. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04324-9> .

LIEBERMAN, O., Shilo, M., & Rijn, J. (1994). A ecologia fisiológica de uma população de floração de dinossauros de água doce: migração vertical, limitação de nitrogênio e cinética de absorção de nutrientes 1, 2. *Journal of Phycology* , 30. .

LIU, C., Shao, S., Shen, Q. et al. Uso de dragagem multiobjetivo para remediação de sedimentos contaminados: um estudo de caso de uma área de confluência típica e altamente poluída na China. *Environ Sci Pollut Res* 22 , 17839–17849 (2015).

LIU, C.; CHEN, K.; WANG, Z.; FAN, C.; GU, X.; HUANG, W. Nitrogen exchange across the sedimentwater interface after dredging: The influence of contaminated riverine suspended particulate matter. *Environmental Pollution*, v. 229, p. 879–886, out. 2017. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.07.054

LIU, C.; ZHONG, J.; WANG, J.; ZHANG, L.; FAN, C. Fifteenyear study of environmental dredging effect on variation of nitrogen and phosphorus exchange across the sedimentwater interface of an urban lake. *Environmental Pollution*, v. 219, p. 639–648, 2016. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.06.040.

LIU, M.; YANG, Y.; SHAO, Z.; LIU, Y.; WANG, Z.; CHEN, Z.; CHEN, M.; JIAO, L.; SONG, D.; LI, J.; WANG, J. Effects of Dredging on Nitrogen and Phosphorus Storage Patterns and Retention Mechanisms in Column Core Sediments in the Caohai Region of Dianchi Lake. *Water*, Basel, vol. 16, n. 3, art. 449, 2024. DOI: 10.3390/w16030449

LOAIZA-RESTANO, Ana Margarita; BICUDO, Carlos Eduardo De Mattos. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil. *Algas* 40: Chlorophyceae (Hydrodictyaceae). *Hoehnea*, v. 41, n. 3, p. 353–364, set. 2014. <https://doi.org/10.1590/S2236-89062014000300004>.

LOCH, J.; BRENTANO, D. M. Influência da precipitação na turbidez das águas dos rios Cubatão do Sul e Vargem do Braço/SC: Uma análise para gestão de Estação de Tratamento de Água. *Geosul*, v. 35, n. 76, p. 277–297, 27 out. 2020. Disponível em:

LUND, John Walter Guerrier; KIPLING, C; LE CREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting | SpringerLink. *Hydrobiologia*, v. 11, p. 143–170, 1958.

LUZIA, Anna Paula. Estrutura organizacional do fitoplâncton nos sistemas lóticos e lênticos da bacia do Tietê-Jacaré (UGRHi-Tietê-Jacaré) em relação à qualidade da água e estado trófico. 2009. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009

MACÊDO, Indira Maria Estolano et al. Relação Fitoplâncton-Zooplâncton em Ambiente Oligotrófico. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 05, p. 1368-1376, 2017.

MARGALEF, Ramón. *Limnología*. Barcelona: Ediciones Omega, 1983.

MARQUES, J. A. et al. Biochemical response and metals bioaccumulation in planktonic communities from marine areas impacted by the Fundão mine dam rupture (southeast Brazil). *Science of The Total Environment*, v. 808, art. 151023, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.151023.

MARTINAGO, D. C. Uso do fitoplâncton como bioindicador de qualidade da água da Lagoa Mangueira, Rio Grande do Sul, Brasil. Orientadora: Luciene Crosseti. 2019. 34f. TCC (Graduação) – Bacharelado em Ciências Biológicas, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2019. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/234293>.

MARTINAGO, D. C. Uso do fitoplâncton como bioindicador de qualidade da água da Lagoa Mangueira, Rio Grande do Sul, Brasil. Orientadora: Luciene Crosseti. 2019. 34f. TCC (Graduação) – Bacharelado em Ciências Biológicas, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2019. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/234293>.

MELO, R. R. C.; BARBOSA, I. M. B. R.; FERREIRA, A. A.; FIRMO, A. L. B.; SILVA, S. R.; CIRILO, J. A.; AQUINO, R. R. B. Influence of Extreme Strength in Water Quality of the Jucazinho Reservoir, Northeastern Brazil, PE. *Water*, v. 9, p. 1-11, 955, 2017.

MENDES, C., Costa, R., Ferreira, A., Jesus, B., Tavano, V., Dotto, T., Leal, M., Kerr, R., Islabão, C., Franco, A., Mata, M., Garcia, C., & Secchi, E. (2023). Criptófitas: um grupo de algas emergente nos ambientes marinhos da Península Antártica em rápida transformação. *Global Change Biology*, 29, 1791-1808. <https://doi.org/10.1111/gcb.16602>.

MENG, Shun Long; CHEN, Xi; WANG, Jing; FAN, Li Min; QIU, Li Ping; ZHENG, Yao; CHEN, Jia Zhang; XU, Pao. Interaction effects of temperature, light, nutrients, and pH on growth and competition of *Chlorella vulgaris* and *Anabaena* sp. strain PCC. *Frontiers in Environmental Science*, [S.l.], v. 9, p. 690191, 16 jul. 2021. Disponível em: . Acesso em: 11 jun. 2025.

MILANI, G. M. A contaminação por Al, As, Cr, Cu, Pb, Cd e Zn na bacia do Taiaçupeba Açú, SP: Estudo da biomagnificação dos elementos. Tese de Doutorado – Universidade de São Paulo (USP). São Paulo, 2004. Disponível em: https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/USP_bd4a8a575f529e07f4bbf7613bae4dd6

MILANI, G. M. A contaminação por Al, As, Cr, Cu, Pb, Cd e Zn na bacia do Taiaçupeba Açú, SP: Estudo da biomagnificação dos elementos. Tese de Doutorado – Universidade de São Paulo (USP). São Paulo, 2004. Disponível em: https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/USP_bd4a8a575f529e07f4bbf7613bae4dd6

MULLER, C., Cybis, L. e Rodriguez, M. (2012). Monitoramento do Fitoplâncton para a Qualidade da Água de Abastecimento Público ? Estudo de Caso de Mananciais do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 17, 203-211. <https://doi.org/10.21168/RBRH.V17N2.P203-211>.

NAIME, R. IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS DE HIDRELÉTRICAS E RESERVATÓRIOS NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS BRASILEIRAS. *Informativo Técnico Do Semiárido*, 2011, 4(1), 56–64. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/INTESA/article/view/619>

NUNES, P., Roland, F., Amado, A., Resende, N., & Cardoso, S. (2022). Respostas da composição fitoplanctônica de clorofila-a à turbidez inorgânica causada por rejeitos de mineração., 9. .

NUNES, Patrícia; ROLAND, Fábio; AMADO, André M.; RESENDE, Nathália da Silva; CARDOSO, Simone Jaqueline. Responses of phytoplanktonic chlorophyll a composition to inorganic turbidity caused by mine tailings. *Frontiers in Environmental Science*, v. 9, art. 605838, 2021. DOI: 10.3389/fenvs.2021.605838.

ODUM, Eugene P. *Fundamentos de ecologia*. 6. ed. Cengage Learning, 2004.

OLIVEIRA, Adna da Silva Santos. Controle físico químico e microbiológico da água de três creches da cidade de Itacoatiara-AM. 2019. 37 f. Trabalho de conclusão de curso de graduação (Bacharelado em Farmácia) - Universidade Federal do Amazonas, Itacoatiara-AM, 2019.

OLIVEIRA, E. C. C. de, Fernandes, U. L., Ferreira, V. M., Aquino, E. P. de, & Lacerda, S. R. (2008). ESTUDO DAS MICROALGAS: UM DOS PRINCIPAIS DESAFIOS PARA AÇÕES DE MONITORAMENTO DA ÁGUA. *Águas Subterrâneas*.

OLIVEIRA, N. Desastre em Mariana é o maior acidente mundial com barragens em 100 anos. 2016.

Disponível em: [Desastre em Mariana é o maior acidente muncial com barragens em 100 anos](#). Acesso em: 17 ago 2022.

OLSZEWSKA J. P. et al. Assessing the role of bed sediments in the persistence of red mud pollution in a shallow lake (Kinghorn Loch, UK). *Water Research*, v. 123, p. 569-577, 2017.

OLSZEWSKA J. P. et al. Assessing the role of bed sediments in the persistence of red mud pollution in a shallow lake (Kinghorn Loch, UK). *Water Research*, v. 123, p. 569-577, 2017.

Oscar Alberto Rojas-Castillo, Leonel Pereira, Patrícia Buffon, Luciana de Souza Cardoso. Drivers and ecology of *Ceratium furcoides* invasion of a Brazilian subtropical reservoir and its

interaction with the phytoplankton Community. *Limnologia*, Volume 101, 2023, 126080, ISSN 0075-9511, <https://doi.org/10.1016/j.limno.2023.126080>.

PADISÁK, Judit; CROSSETTI, Luciane O.; NASELLIFLORES, Luigi. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, [S.l.], v. 621, n. 1, p. 1–19, mar. 2009. DOI: 10.1007/s10750-008-9645-0

PAGELS, F., Bonomi-Barufi, J., Vega, J. et al. A qualidade da luz desencadeia a modulação bioquímica de *Cyanobium* sp. — fotobiologia como ferramenta para otimização biotecnológica. *J Appl Phycol* 32 , 2851–2861 (2020).

PALU, MARCOS C. ATUALIZAÇÃO QUANTO AO ASSOREAMENTO DE RESERVATÓRIOS NO BRASIL. XV Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, 2022

PALU, Marcos C. ATUALIZAÇÃO QUANTO AO ASSOREAMENTO DE RESERVATÓRIOS NO BRASIL. XV Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, 2022

PARMAR, T. K., Rawtani, D., Agrawal, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, v. 9, n. 2, p. 110–118, 2016

PAULY, G, F, E. Além das medições convencionais: avaliação de efeitos tóxicos em dano rio e corbícula fluminea associados a águas e sedimentos contaminados por rejeitos de mineração liberados após o acidente com a barragem de fundão no rio doce (ES-MG). 2023.

PAULY, G, F, E. Além das medições convencionais: avaliação de efeitos tóxicos em dano rio e corbícula fluminea associados a águas e sedimentos contaminados por rejeitos de mineração liberados após o acidente com a barragem de fundão no rio doce (ES-MG). 2023.

PEETERS V. & L. Atlas des diatomées des cours d'eau du territoire bourguignon. Volume 2: Monoraphidées, Brachyraphidées. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Bourgogne-Franche-Comté, Dijon. 271 pages. Ector (2018).

PIRES, PAOLA VITÓRIA BRITO. O fitoplâncton como bioindicador da qualidade da água do sistema de abastecimento público de água da Região Metropolitana de Belém (Pará, Brasil). 2021. 147 f. Orientador: Nuno Filipe Alves Correia de Melo. Dissertação (Mestrado em

Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais) - Universidade Federal da Amazônia, Belém, 2021. Disponível em: <http://repositorio.ufra.edu.br/jspui/handle/123456789/1424>. Acesso em: Maio/2025.

PRESCOTT, G.W.; CROASDALE, H.T.; VINYARD, W.C. A Synopsis of North American Desmids. Part II. Desmideaceae; Placodermae Section 3. USA, University of Nebraska Press.: Taylor & Francis, 1977. Disponível em: <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-22-2-215a.1>. Acesso em: 31 ago. 2023.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 31 jul. 2025.

RAMOS, Geraldo José Peixoto; BICUDO, Carlos Eduardo De Mattos; GÓES NETO, Aristóteles; MOURA, Carlos Wallace Do Nascimento. Monoraphidium and Ankistrodesmus (Chlorophyceae, Chlorophyta) from Pantanal dos Marimbus, Chapada Diamantina, Bahia State, Brazil. *Hoehnea*, v. 39, n. 3, p. 421–434, set. 2012. .

REIS, Paola Ramos Coutinho. Efeitos da lama de rejeito de mineração da Samarco sobre o crescimento e composição mineral de braquiárias. 2023. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Ciências Exatas, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2023. Disponível em: <https://repositorio.ufjf.br/jspui/handle/ufjf/16745>. Acesso em: 7 jul. 2025.

REYNOLDS, C. S. The ecological basis for the successful biomanipulation of aquatic communities. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 130, n. 1, p. 1–33, 1994

REYNOLDS, COLIN S. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. Oldendorf/Luhe, Germany: Ecology Institute, 1997(Excellence in ecology, 9).

RIVERA, C. A.; ZAPATA, A.; VILLAMIL, W.; LEÓN-LÓPEZ, N. Trophic assessment of four tropical reservoirs using phytoplankton genera. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 34, e26, 2022. Disponível em: . Acesso em: 27 de fevereiro de 2025

ROCHA, H. M.; CABRAL, J. B. P.; MARCUZZO, F. F. N. Qualidade das águas em resposta aos efeitos do uso da terra na área de influência direta de reservatório pelo emprego da análise multivariada: WATER QUALITY IN RESPONSE TO THE EFFECTS OF LAND USE IN THE DIRECT INFLUENCE AREA OF A RESERVOIR BY EMPLOYING MULTIVARIATE ANALYSIS. **Boletim Goiano de Geografia**, Goiânia, v. 40, n. 01, p. 1–26, 2020. DOI: 10.5216/bgg.v40i01.62750. Disponível em: <https://revistas.ufg.br/bgg/article/view/62750>. Acesso em: 23 set. 2024.

RORIZ, P. D. R. C.; BATISTA, B. D.; FONSECA, B. M. Primeiro registro da espécie invasora *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 (Dinophyceae) no Lago Paranoá, Distrito Federal. *Oecologia Australis*, v. 23, p. 620–635, 2019. DOI: 10.4257/oeco.2019.2303.18

SAMARCO. Projeto Candonga. 2023. Disponível em: <https://www.samarco.com/projeto-candonga/>. Acesso em: Setembro de 2023.

SÁNCHEZ CASTILLO, P. M. (1988). Algas de las lagunas de alta montaña de Sierra Nevada. *Acta Botanica Malacitana*, 13, 21–52. <https://doi.org/10.24310/Actabotanicaabmabm.v13i.9408>

SILVA, M. J. L. da., Pilatti, M. C., Bortolini, J. C., Baumgartner, G., & Bueno, N. C.. (2023). Chlorophyceae e Trebouxiophyceae (Chlorophyta) em rios da área de influência da Usina Hidrelétrica do Baixo Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil. *Hoehnea*, 50, e472022. <https://doi.org/10.1590/2236-8906e472022>

SILVA, S. M., Magalhães Silva, T., Dantas Filho, J. V., Alonso, N. B., Pontuschka, R. B., & Santana, S. R. (2021). Análise limnológica e levantamento de clorofíceas planctônicas na represa de abastecimento e em um efluente do centro de piscicultura Carlos Eduardo Matiazze em Presidente Médici, RO, Brasil. *Revista Ibero-Americana De Ciências Ambientais*, 12(5), 348–368.

SILVA, T.F.G. et.al. Modelagem da Lagoa da Pampulha: uma ferramenta para avaliar o impacto da

SILVA, T; CALLADO, N; SOUZA, V; VASCONCELOS, M. (2020). Respostas da qualidade da água e fitoplânctons à redução de vazão e recepção de cargas de sedimentos no reservatório de Xingó/AL. *Revista de Gestão de Água da América Latina*. 17. 15. 10.21168/rega.v17e15.

SILVA, T; CALLADO, N; SOUZA, V; VASCONCELOS, M. (2020). Respostas da qualidade da água e fitoplânctons à redução de vazão e recepção de cargas de sedimentos no reservatório de Xingó/AL. *Revista de Gestão de Água da América Latina*. 17. 15. 10.21168/rega.v17e15.

TOWNSEND, C., Scarsbrook, M., & Dolédec, S. (1997). A hipótese da perturbação intermediária, refúgios e biodiversidade em riachos. *Limnologia e Oceanografia*, 42. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.5.0938>.

UHELINGER, VERENA. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Arch Science*, v. 17, p. 121–123, 1964.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, v. 9, p. 1–38, 1958.

VANELI, Bruno Peterle; ARAÚJO, Eliane Meire de Souza; OLIVEIRA, Daniel Ben-Hur Silva de; SPAGNOL, Izabela Tavares; TEIXEIRA, Edmilson Costa. Conceptual model to analyze the effects caused by technological disaster on the physical-chemical state of the lower Doce River waters, Brazil. *Science of The Total Environment*, v. 799, p. 152168, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152168>. Acesso em: [27/02/2025].

VIEIRA, VALKIRIA CHAVES. Composição e riqueza de espécies de fitoplâncton de um trecho do baixo Rio Jari, sul do Amapá, Brasil. 2023. 50 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Ciências Biológicas) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amapá, Laranjal do Jari, 2023. Disponível em: . Acesso em: [27/02/2025].

WETZEL, CARLOS EDUARDO. Biodiversidade e distribuição espacial de diatomáceas (Bacillariophyceae) na bacia hidrográfica do Rio Negro, Amazonas, Brasil. 2011. Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) – Instituto de Botânica de São Paulo, São Paulo, 2011. Disponível em:

<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/pgibt/dissertacoesteses/2011-carlos-eduardo-wetzel/>. Acesso em: [05/12/2024].

XUE, Z., Zhu, W., Cheng, L. et al. Características hidrodinâmicas induzidas pelo vento no Lago Taihu, um grande lago raso na China. *Environ Sci Pollut Res* 31 , 26123–26140 (2024).

YAMAMOTO, FY; et al. Biomarcadores anteriores em peixes evidenciando respostas de estresse à poluição metálica e orgânica ao longo da Bacia do Rio Doce. **Poluição Ambiental** , v. 329, 2023.

YUSUF, Z. H.. (2020). Phytoplankton as bioindicators of water quality in Nasarawa reservoir, Katsina State Nigeria. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32, e4. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X3319>

MATERIAL SUPLEMENTAR

MATERIAL SUPLEMENTAR 1 – Dados abióticos brutos por ponto, campanha e período de amostragem. *Valores que excederam os limites para a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005. OD – Oxigênio Dissolvido; CE – Condutividade Elétrica; NT – Nitrogênio Total; CID – Carbono Inorgânico Dissolvido.

	PRÉ-ENCHIMENTO								PÓS-ENCHIMENTO								CONAMA 357/2005
	PL1Abr 22	PL2Abr 22	PL1Jul 22	PL2Jul 22	PL1Out 22	PL2Out 22	PL1Jan 23	PL2Jan 23	PL1Jan 24	PL2Jan 24	PL1Abr 24	PL2Abr 24	PL1Jul 24	PL2Jul 24	PL1Out 24	PL2Out 24	
Precipitação (mm)	5.58	5.58	0.76	0.76	125.48	125.48	321.31	321.31	379.40	379.40	49.40	49.40	0.40	0.40	273.60	273.60	-
Manganês (µg/L)	66.00	126.36*	47.02	42.18	140.37*	123.11*	558.02*	150.40*	251.05*	51.62	58.44	10.27	-	-	320.43*	227.89*	<100
Fósforo Total (µg/L)	14.58	15.94	36.31	29.55	11.93	11.93	288.31*	40.96	39.88	30.69	11.93	11.93	19.76	33.45	11.93	11.93	Lót <100 Inter <50
Alumínio (µg/L)	30.10	33.56	30.10	30.10	85.42	72.84	30.10	30.10	30.10	30.10	110.70*	108.77*	31.17	30.10	73.62	109.24*	<100
Cobre (µg/L)	0.94	1.05	0.99	1.20	2.56	0.72	5.54	2.40	0.60	0.60	0.69	0.60	1.46	0.64	1.33	1.09	<9
Ferro (µg/L)	532.66*	622.05*	219.75	244.57	351.32*	211.65	157.67	134.61	305.57*	157.95	391.59*	327.75*	175.14	62.09	512.87*	566.79*	<300
Turbidez (NTU)	46.00	24.00	7.40	7.40	276.00*	203.00*	607.00*	311.00*	264.00*	223.00*	36.00	7.00	2.83	0.50	29.17	68.37	<100
OD (mg/L)	-	8.96	9.34	10.57	9.04	8.22	9.02	8.89	8.71	8.47	9.15	8.97	10.90	11.80	8.62	8.26	>5.0
pH	6.15	9.51*	6.81	7.08	7.34	7.15	6.98	7.11	8.23	7.09	7.11	7.02	7.52	9.17*	7.26	7.73	Entre 6 e 9
CE (µS/cm)	3.00	4.00	110.00	85.00	65.80	66.60	67.20	64.30	43.80	40.40	49.50	51.30	53.80	55.20	58.60	46.00	-
Nitrato (µg/L)	1346.22	1199.46	1815.49	1997.89	2020.09	1998.67	1080.39	1094.66	1546.68	1515.93	2005.32	1933.02	2355.20	1668.54	2204.79	2018.72	<10.000
NT (mg/L)	0.58	0.66	0.47	0.46	0.41	0.41	0.43	0.51	0.54	0.43	0.61	0.52	0.70	0.58	1.29	1.56	-

	PRÉ-ENCHIMENTO								PÓS-ENCHIMENTO								CONAMA 357/2005
	PL1Abr 22	PL2Abr 22	PL1Jul 22	PL2Jul 22	PL1Out 22	PL2Out 22	PL1Jan 23	PL2Jan 23	PL1Jan 24	PL2Jan 24	PL1Abr 24	PL2Abr 24	PL1Jul 24	PL2Jul 24	PL1Out 24	PL2Out 24	
CID (mg/L)	3.96	4.66	3.96	4.05	3.71	3.55	3.13	3.66	2.69	2.93	4.16	4.16	4.33	4.03	3.79	3.83	-

MATERIAL SUPLEMENTAR 2 – Lista de Espécies

	PRÉ-ENCHIMENTO								PÓS-ENCHIMENTO							
	Abril/ 22		Julho/ 22		Outubro /22		Janeiro /23		Janeiro /24		Abril/ 24		Julho/ 24		Outubro /24	
CLASSE	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R
BACILLARIOPHYCEAE																
<i>Achnanthydium cf exiguum</i>		X	X	X							X		X			X
<i>Achnanthydium cf minutissimum</i>									X							
<i>Achnanthydium sp</i>									X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Achnanthydium sp2</i>									X							
<i>Achnanthydium sp3</i>																X
<i>Achnanthydium sp4</i>																X
<i>Amphipleura cf lindheimer</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X		X	X
<i>Amphipleura sp</i>									X							
<i>Amphora sp</i>																X
<i>Capartogramma crucicula</i>										X			X		X	
<i>Capartogramma sp</i>																X
<i>Cocconeis cf placentula</i>			X	X		X			X				X		X	
<i>Cocconeis sp</i>									X				X	X	X	X
<i>Cocconeis sp2</i>													X			
<i>Cymbopleura sp</i>											X		X		X	
<i>Brachysira sp</i>									X		X	X	X	X		X
<i>Craticula sp2</i>			X				X				X				X	X
<i>Cymbella sp 1</i>	X				X	X		X			X				X	
<i>Cymbella sp 2</i>	X	X	X	X	X	X	X		X		X		X		X	
<i>Cymbella sp 3</i>			X													
<i>Cymbella sp4</i>									X		X		X		X	X
<i>Diadesmis cf confervacea</i>			X	X					X		X		X		X	X
<i>Encyonema cf neomesianum</i>									X		X		X		X	X
<i>Encyonema sp1</i>	X	X	X	X	X	X										
<i>Encyonema sp2</i>							X									
<i>Eunotia cf pseudosudetica</i>									X	X	X		X		X	X
<i>Eunotia sp</i>				X		X	X									
<i>Eunotia sp1</i>	X			X					X		X		X		X	X
<i>Eunotia sp2</i>							X	X								
<i>Eunotia sp3</i>	X	X	X													X
<i>Eunotia sp4</i>	X		X													
<i>Eunotia sp5</i>				X												X
<i>Eunotia sp6</i>			X													
<i>Eunotia sp7</i>						X	X	X	X						X	
<i>Eunotia sp8</i>									X				X			

	PRÉ-ENCHIMENTO								PÓS-ENCHIMENTO							
	Abril/ 22		Julho/ 22		Outubro /22		Janeiro /23		Janeiro /24		Abril/ 24		Julho/ 24		Outubro /24	
CLASSE	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R
<i>Fragilaria tenera</i>											X		X	X	X	X
<i>Gomphonema cf lagenula</i>		X	X			X									X	
<i>Gomphonema cf parvulum</i>									X							
<i>Gomphonema turris</i>																X
<i>Gomphonema sp</i>	X	X	X	X		X			X		X		X			X
<i>Gomphonema sp2</i>			X		X	X	X		X		X	X	X		X	X
<i>Gyrosigma cf acuminatum</i>											X		X		X	X
<i>Gyrosigma scalproides</i>											X					
<i>Gyrosigma sp1</i>	X	X	X		X			X	X		X					
<i>Gyrosigma sp2</i>									X		X		X		X	X
<i>Luticula sp1</i>			X	X	X	X				X					X	X
<i>Hantzschia sp</i>									X		X		X			
<i>Navicula cf rostellata</i>	X	X	X	X	X	X	X		X				X		X	X
<i>Navicula cf symmetrica</i>									X						X	X
<i>Navicula cf cryptocephala</i>									X		X	X	X		X	X
<i>Navicula cf cryptotnella</i>											X		X			X
<i>Navicula cf rostrata</i>									X		X		X			
<i>Navicula sp</i>	X	X	X	X	X	X	X									
<i>Navicula sp2</i>		X		X	X	X										
<i>Navicula sp3</i>											X				X	X
<i>Naviculadicta sp</i>									X	X	X	X	X			X
<i>Naviculadicta sp2</i>									X		X		X		X	
<i>Neidium sp</i>					X				X	X	X	X				
<i>Neidium sp2</i>													X			
<i>Nitzschia palea</i>											X		X			
<i>Nitzschia cf vermicularis</i>											X					
<i>Nitzschia sp1</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X		X	X
<i>Nitzschia sp2</i>									X		X	X	X		X	X
<i>Nupela sp1</i>					X											
<i>Nupela sp2</i>	X			X												
<i>Nupela sp3</i>											X				X	X
<i>Pinnularia cf divergens</i>					X				X		X					
<i>Pinnularia sp1</i>							X									
<i>Pinnularia sp2</i>			X		X											
<i>Pinnularia sp3</i>	X					X	X									
<i>Pinnularia sp4</i>			X			X										
<i>Pinnularia sp5</i>					X											
<i>Pinnularia sp7</i>			X	X			X						X			

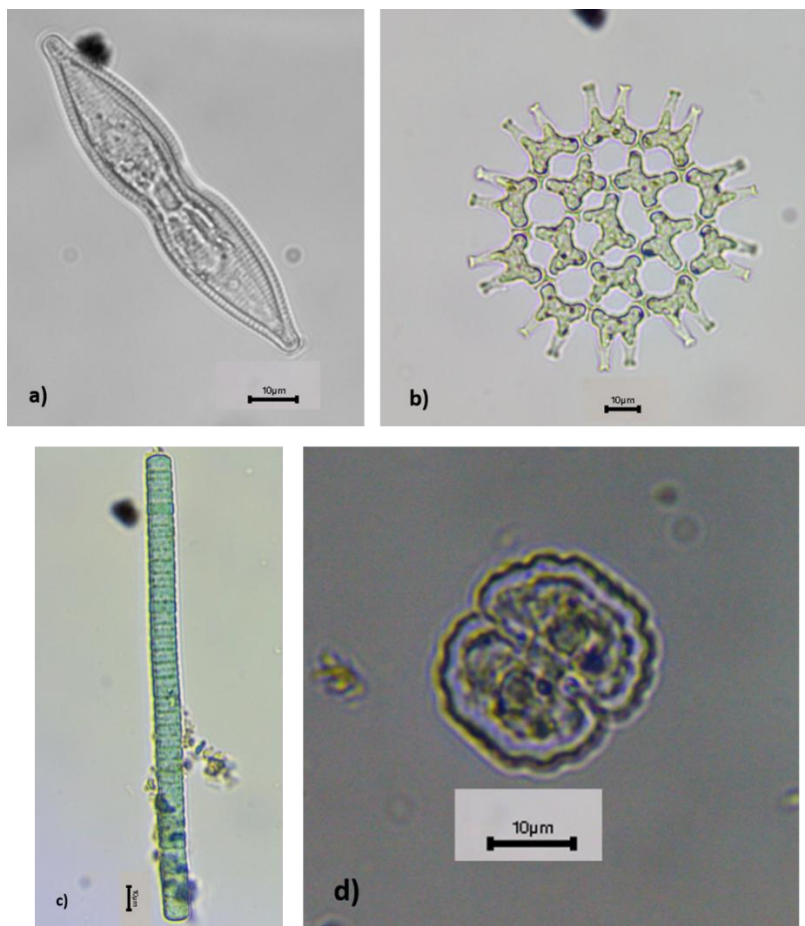
	PRÉ-ENCHIMENTO								PÓS-ENCHIMENTO							
	Abril/ 22		Julho/ 22		Outubro /22		Janeiro /23		Janeiro /24		Abril/ 24		Julho/ 24		Outubro /24	
CLASSE	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R
<i>Scenedesmus</i> sp1					X	X										
<i>Sphaerocystis</i> sp1									X		X	X			X	X
<i>Sphaerocystis</i> sp2	X				X					X	X		X	X	X	X
<i>Stauridium tetras</i>		X	X													
<i>Tetrallantos lagerheimii</i>	X															
<i>Tetraedron</i> sp									X	X	X	X	X	X		X
<i>Treubaria</i> sp													X			X
<i>Tetranephris</i> sp									X	X	X	X	X	X	X	X
TREBOUXIOPHYCEAE																
<i>Botryococcus</i> sp											X					
<i>Chlorella</i> sp				X	X				X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Closteriopsis</i> sp1									X		X	X	X	X	X	X
<i>Closteriopsis</i> sp2																X
<i>Crucigenia fenestrata</i>		X			X										X	
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> cf									X	X	X					
<i>Micractinium</i> sp													X			
<i>Oocystis</i> sp1					X				X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Oocystis</i> sp2	X								X		X		X	X		X
ULVOPHYCEAE																
<i>Binuclearia</i> sp												X				
<i>Cladophorales</i> NI1	X	X		X	X	X					X				X	X
<i>Cladophorales</i> NI2	X															
<i>Cladophorales</i> NI3			X	X							X					X
CYANOPHYCEAE																
<i>Arthrospira</i> sp									X	X				X		X
<i>Aphanocapsa incerta</i>	X								X	X		X	X	X	X	X
<i>Aphanocapsa elachista</i>									X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Aphanothece</i> sp									X	X	X		X		X	
<i>Chroococcales</i> NI					X											
<i>Chroococcales</i> NI2												X				
<i>Chroococcales</i> NI3													X			
<i>Chroococcales</i> NI4													X			
<i>Chroococcus</i> sp									X	X	X	X	X	X		X
<i>Cyanobium</i> sp1													X	X	X	X
<i>Cyanobium</i> sp2									X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Coelomoron</i> sp									X		X		X			
<i>Dolichospermum</i> sp												X		X		
<i>Komvophoron</i> sp2									X	X	X	X		X		X

	PRÉ-ENCHIMENTO								PÓS-ENCHIMENTO							
	Abril/ 22		Julho/ 22		Outubro /22		Janeiro /23		Janeiro /24		Abril/ 24		Julho/ 24		Outubro /24	
CLASSE	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R
<i>Leptolyngbyaceae</i> NI															X	X
<i>Leptolyngbya</i> sp												X			X	X
<i>Lyngbya</i> sp1	X	X	X	X			X		X		X	X	X	X		
<i>Microcystis</i> sp	X															
<i>Microcystis</i> sp2															X	
<i>Merismopedia</i> sp1									X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Merismopedia</i> sp2									X							
<i>Merismopedia glauca</i>												X				
<i>Oscillatoria</i> sp		X							X	X	X		X	X	X	X
<i>Oscillatoriales</i> NI							X				X	X	X		X	
<i>Oscillatoriales</i> NI2															X	X
<i>Planktolyngbya</i> sp															X	
<i>Phormidium</i> sp		X					X	X	X						X	X
<i>Pseudoanabaenaceae</i> NI														X	X	
<i>Pseudanabaena</i> sp					X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Synechococcus</i> sp											X					
CRYPTOPHYCEAE																
<i>Cryptomonas cf marsonii</i>									X	X	X	X	X	X		X
<i>Cryptomonas</i> sp1		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cryptomonas</i> sp2	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cryptomonas</i> sp3							X	X								
CHRYSOPHYCEAE																
<i>Dinobryon</i> sp					X	X				X						
<i>Synura</i> sp1			X	X												
DINOPHYCEAE																
<i>Ceratium</i> sp											X				X	X
<i>Dinophyceae</i> NI2									X							
<i>Gymnodinium</i> sp	X	X							X		X	X				X
<i>Peridinium</i> sp1			X	X	X	X		X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Peridinium</i> sp2									X							
EUGLENOPHYCEAE																
<i>Leponcinclis acus</i>	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X		X		
<i>Leponcinclis</i> sp				X							X					
<i>Leponcinclis</i> sp2									X	X	X				X	
<i>Phacus longicauda</i>								X								
<i>Phacus</i> sp																X
<i>Trachelomonas</i> sp									X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Trachelomonas</i> sp2									X	X	X	X		X		

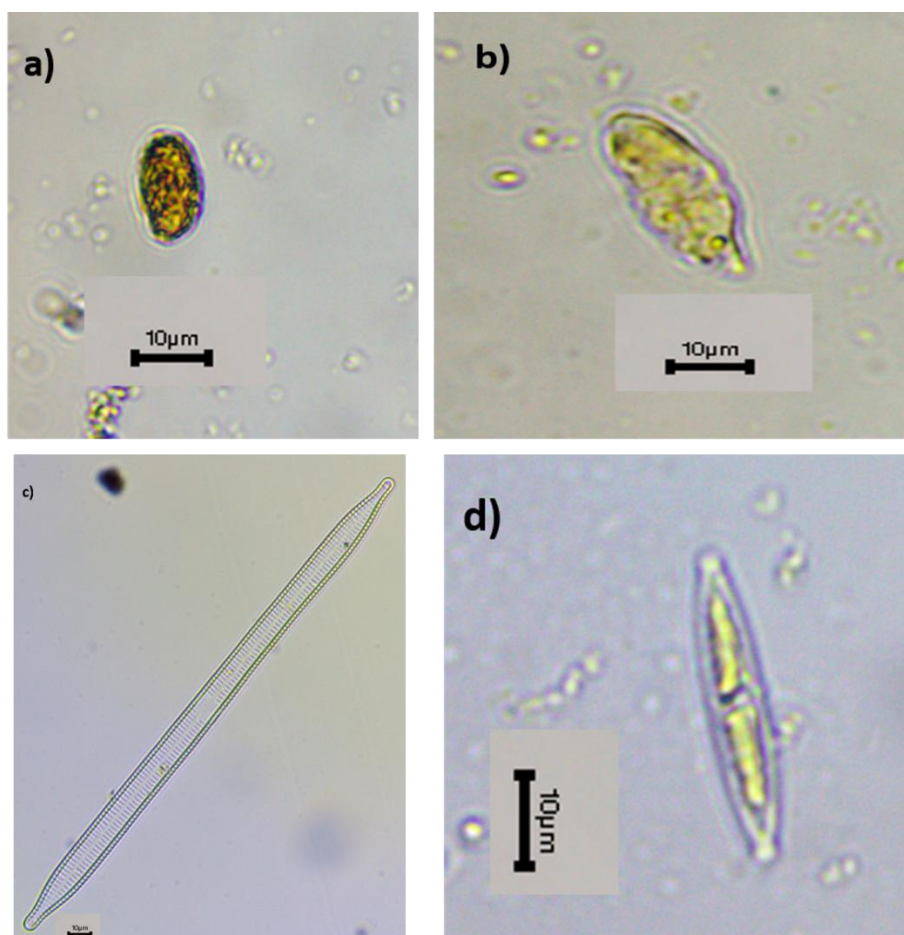
	PRÉ-ENCHIMENTO								PÓS-ENCHIMENTO							
	Abril/ 22		Julho/ 22		Outubro /22		Janeiro /23		Janeiro /24		Abril/ 24		Julho/ 24		Outubro /24	
CLASSE	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R
<i>Trachelomonas</i> sp3																X
<i>Trachelomonas</i> sp4	X	X	X	X			X	X								
<i>Trachelomonas</i> sp6											X					
ZYGNEMATOPHYCEAE																
<i>Actinotaenium</i> sp								X			X					
<i>Closterium kuetzingii</i>	X	X	X	X			X	X						X	X	
<i>Closterium</i> sp1		X														
<i>Closterium</i> sp2																
<i>Closterium</i> sp3	X	X	X	X				X	X		X					
<i>Closterium</i> sp4			X		X		X	X								
<i>Closterium</i> sp5	X	X	X		X											
<i>Closterium</i> sp6													X			
<i>Cosmarium</i> sp1									X		X	X	X	X		
<i>Cosmarium</i> sp2			X	X	X	X				X		X	X			X
<i>Cosmarium</i> sp3			X	X	X						X	X				
<i>Cosmarium</i> sp5			X													
<i>Cosmarium</i> sp7								X								
<i>Cosmarium</i> sp8	X															
<i>Cylindrocystis cf brebissonii</i>													X			
<i>Desmidium aptogonum</i> f. <i>quinguagulare</i>			X													
<i>Euastrum bidentatum</i>		X	X	X					X		X					
<i>Euastrum binale</i>						X										
<i>Gonatozygon</i> sp											X					
<i>Micrasterias denticulata</i>					X	X							X			
<i>Mougeotia</i> sp1									X		X	X	X		X	X
<i>Mougeotia</i> sp2												X				
<i>Spirogyra</i> sp1											X		X			
<i>Staurastrum margaritaceum</i>			X													
<i>Staurastrum</i> sp1														X		
<i>Staurastrum</i> sp2											X				X	
<i>Staurastrum</i> sp3			X			X									X	
<i>Staurastrum</i> sp5			X													
Zygnematophyceae NI																X
Florideophyceae																
Florideophyceae NI2									X							
<i>Batrachospermum</i> sp									X	X	X					
Klebsormidiophyceae																

	PRÉ-ENCHIMENTO								PÓS-ENCHIMENTO							
	Abril/ 22		Julho/ 22		Outubro /22		Janeiro /23		Janeiro /24		Abril/ 24		Julho/ 24		Outubro /24	
CLASSE	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R	L	R
<i>Elakatothrix</i> sp									X		X					X

MATERIAL SUPLEMENTAR 3 - Representantes das principais classes em termos de riqueza taxonômica: a) *Synedra goulardii* (600x – Bacillariophyceae); b) *Pediastrum duplex* (400x – Chlorophyceae); c) *Oscillatoria sp* (400x – Cyanophyceae); d) *Cosmarium sp1* (600x – Zygnematophyceae).



MATERIAL SUPLEMENTAR 4 – Espécies mais frequentes com ocorrência superior a 80% das amostragens: a) *Cryptomonas sp1* (400x – Cryptophyceae); b) *Cryptomonas sp2* (400x – Cryptophyceae); c) *Ulnaria ulna* (400x – Bacillariophyceae); d) *Nitzschia sp1* (400x - Bacillariophyceae).



MATERIAL SUPLEMENTAR 5 – Imagens de microscopia sob aumento de 1000x do táxon *Cyanobium sp*, abundante nas densidades do período pós-enchimento do reservatório de Candonga.

