



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA AMBIENTAL

GUSTAVO MARTINS ROCHA

**IMPACTOS ANTRÓPICOS E A DINÂMICA ZOOPLANCTÔNICA EM
DIFERENTES SISTEMAS COSTEIROS TROPICAIS.**

Vitória

2022

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA AMBIENTAL

GUSTAVO MARTINS ROCHA

**IMPACTOS ANTRÓPICOS E A DINÂMICA ZOOPLANCTÔNICA EM
DIFERENTES SISTEMAS COSTEIROS TROPICAIS.**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental (PPGOAm) da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para obtenção do título de doutor em oceanografia ambiental

Orientador: Prof. Dr. Luiz Fernando Loureiro Fernandes

Vitória

2022

*“Corina precisaria de algo
da importância de um plâncton: um
impulso, só isso.”*

Trecho retirado do romance “As águas-vivas
não sabem de si”, da Aline Valek

Agradecimentos

Qual a importância de um plâncton? No trecho citado na epígrafe, o plâncton é a representação de algo aparentemente singelo, como um impulso apenas, mas que salvaria a personagem principal e o equipamento que ela mergulhou fundo para resgatar. Faça essa mesma pergunta para um ecólogo e ele terá dificuldades em responder. A verdade é que ainda estamos longe de saber tudo sobre o grupo de animais mais abundante do planeta, mas sabemos que sem eles a vida na Terra não seria viável. Esta tese é uma tentativa de nos aproximar um pouco mais da resposta.

O processo de desenvolvimento deste doutorado envolveu empurrões e freios, ambos igualmente importantes e que me ajudaram a construir o caminho até este documento final. Por ambos eu agradeço ao professor Luiz Fernando.

O meu ingresso no doutorado foi o primeiro dos empurrões. Depois de anos afastado da vida acadêmica e uma semana antes da data limite para inscrição no processo seletivo, me foi ventilada a ideia (com ares de missão a ser cumprida). “Já viu o edital do processo seletivo para o doutorado? Já fez sua inscrição?”. A conversa foi curta e eu só argumentei que se fosse fazer doutorado gostaria que fosse com bioindicadores zooplanctônicos. Proposta prontamente aceita e “bora”. Sem isso este documento não teria sido escrito.

O freio veio no momento que o projeto estava ganhando dimensões maiores do que deveria para que o processo fosse mais tranquilo e mais viável. Focar no principal e deixar o restante para depois. Sem isso esse documento também não teria sido escrito, ou talvez tivesse, mas a um custo alto demais.

Também preciso dar um agradecimento especial ao Gustavo Kandler, nosso estagiário na época e que esteve comigo através dos cerca de 400 km percorridos de carro em uma semana para alcançar as oito lagoas amostradas durante o projeto em cada uma das campanhas de coleta.

Além disso, preciso agradecer ao pessoal do LabGam, especialmente à Renata, ao César e à Sarah, por me orientarem na parte teórica, à Kamilla que me ensinou e me ajudou demais na prática laboratorial e ao Fabian Sá e ao Renato Neto, que abriram as portas do laboratório e permitiram a realização de análises excensiais para nos ajudar a entender um pouco mais do que interfere na vida e na morte de um plâncton.

E à Jojo, a quem eu já dediquei um livro e esta tese, e a quem eu dedico a melhor parte da minha vida. Ela que tem para mim a importância de um plâncton e que um dia eu também pretendo ficar mais perto de compreender. Só sei o quanto me faz bem e, da mesma forma, torna a vida viável nesse planeta.

SUMÁRIO

Resumo	8
Objetivos	9
Hipótese	9
Estrutura da tese	9
Introdução geral	11
Área de estudo – Ambiente marinho	15
Área de estudo – Ambiente lacustre	18
Referências	26
CAPÍTULO 1: Response of marine zooplankton indicators after five years of a dam rupture in the Doce River, Southeastern Brazil.	31
Abstract	32
Introduction	33
Methods	34
Results and discussion	37
<i>Zooplankton – community indicators of impact</i>	37
<i>Zooplankton – specific indicators of impact</i>	45
<i>Zooplankton time of response</i>	49
Conclusion	50
References	52
CAPÍTULO 2: Microprotozooplâncton como bioindicador de eutrofização em lagoas costeiras tropicais.	60
Introdução	60
Material e Métodos	61
<i>Área de estudo</i>	61
<i>Amostragem</i>	61

<i>Análise das amostras de zooplâncton</i>	63
<i>Análise dos nutrientes na água</i>	63
<i>Índice de qualidade de água</i>	64
<i>Esteróis</i>	65
<i>Tabela de bioindicadores</i>	66
Resultados e Discussão	67
<i>Concentração de nutrientes e esteróis na água</i>	67
<i>Microprotozooplâncton como bioindicador – Padrões de comunidade</i>	69
<i>Microprotozooplâncton como bioindicador – Padrões populacionais</i>	72
Conclusão	79
Referências	79
CAPÍTULO 3: First record of Kelleridae in Brazilian Waters. A geographical range expansion and a new <i>Kelleria</i> (Gourney, 1927) morphotype.	87
References	93
Considerações finais	95

IMPACTOS ANTRÓPICOS E A DINÂMICA ZOOPLANCTÔNICA EM DIFERENTES SISTEMAS COSTEIROS TROPICAIS.

RESUMO

Analisamos a resposta da comunidade zooplanctônica em relação aos impactos antrópicos no ambiente costeiro em busca de padrões que pudessem ser utilizados como indicadores para auxiliar o diagnóstico ambiental.

No ambiente marinho, foram estudadas as respostas da comunidade zooplanctônica na foz do rio Doce, que recebeu em 2015 o rejeito de mineração após o rompimento da barragem de Fundão/MG. Foi possível demonstrar que tanto os métodos tradicionais, de abordagem de comunidade zooplânctônica, como métodos baseados nos padrões populacionais de determinadas espécies apresentam resposta congruente, apontando para uma maior fragilidade do ecossistema nos momentos de maior vazão do rio, associado às maiores concentrações de metais típicos do rejeito na água.

Já em relação ao ambiente continental, analisamos a comunidade zooplanctônica em lagoas costeiras com diferentes graus de impacto antrópico, principalmente em relação ao despejo de esgoto doméstico. Foi possível testar abordagens tradicionais de comunidade assim como sugerir novas abordagens que se mostraram mais eficientes neste tipo de ambiente. Por fim, sugerimos uma lista de bioindicadores de eutrofização em lagoas costeiras e uma sugestão metodológica para cálculo do índice de bioindicação de eutrofização baseado na lista de espécies indicadoras proposta.

Por fim, temos o primeiro registro da família de Copepoda Kelleridae para o Brasil, representada pelo achado de duas espécies do gênero *Kelleria* em lagoas costeiras da região de Campos dos Goytacazes/RJ. Este registro levanta a questão sobre outro importante impactante antrópico; a bioinvasão por água de lastro, uma vez que o local onde elas foram encontradas apresenta intensa atividade portuária.

OBJETIVOS

Objetivo geral:

Compreender os padrões de resposta do zooplâncton em relação ao impacto antrópico no ambiente marinho e em lagoas costeiras.

Objetivos específicos:

- Avaliar as respostas da comunidade zooplanctônica em ambiente marinho impactado por rejeito de mineração;
- Avaliar a relação da comunidade zooplanctônica com a concentração de nutrientes em lagoas costeiras com diferentes graus de salinização e de pressão antrópica;
- Propor metodologia para uso do zooplâncton como ferramenta adicional ao biomonitoramento de lagoas costeiras tropicais;
- Descrição da primeira ocorrência de Kelleridae para o Brasil.

HIPÓTESE

Hipótese 1: O zooplâncton responde aos impactos antrópicos de maneira consistente, tanto no ambiente marinho como continental.

Hipótese 2: A salinidade é um fator natural que influencia negativamente a comunidade zooplanctônica de lagoas costeiras, independente do grau de impacto antrópico.

ESTRUTURA DA TESE

Capítulo 1 – Responses of marine zooplankton indicators after five years of a dam rupture in the Doce River, southeastern Brazil.

O primeiro capítulo representa a avaliação de resposta da comunidade zooplanctônica na região da foz do rio Doce. As análises foram realizadas comparativamente entre os momentos de maior e menor vazão do rio e entre os momentos de maior e menor energia de ondas, ambos eventos causadores de ressuspensão do sedimento. As coletas foram realizadas cinco anos após o rompimento da barragem de Fundão, que despejou rejeito de mineração rico em metais como alumínio, cádmio, cobre, ferro e vanádio na calha do rio Doce e na região costeira adjacente. Foram avaliados os principais indicadores zooplanctônicos de comunidade

registrados na literatura (abundância geral e índices ecológicos) e sua relação com os fatores abióticos. Além disso, foram sugeridos indicadores específicos como a dinâmica populacional de *Paracalanus cf parvus*, *Temora turbinata* e *Oikopleura* spp, que se mostraram eficazes para evidenciar a maior fragilidade ecológica da comunidade zooplanctônica em momentos de maior vazão do rio Doce. O trabalho foi publicado na revista “Science of the Total Environment”, em fevereiro de 2022, no volume 806.

Capítulo 2 – Microprotozooplâncton como bioindicador de eutrofização em lagoas costeiras tropicais.

O segundo capítulo visa avaliar a estrutura da comunidade microprotozooplânctônica (Rotíferos e Protozoários) em oito lagoas costeiras tropicais com diferentes graus de influência salina e diferentes graus de pressão antrópica. O objetivo era propor um índice de bioindicação de eutrofização que auxilie o diagnóstico de qualidade da água nestes ambientes. Além disso, foram testados métodos tradicionalmente utilizados em monitoramentos biológicos, como os índices ecológicos e abundância total. As amostragens foram realizadas durante o período chuvoso e seco de 2020, com coletas para análise da comunidade zooplanctônica, amostras de água para análise dos nutrientes, clorofila-a e esteróis, além da medição de parâmetros abióticos com multiparâmetro. Os índices ecológicos se mostraram menos eficientes para diagnóstico ambiental em lagoas costeiras, uma vez que nesses ambientes a influência da salinidade também tem impacto determinante na comunidade zooplanctônica. Desta forma justifica-se a busca por bioindicadores mais específicos de eutrofização como o índice aqui proposto, além da densidade de ovos de resistência de *Brachionus* e da relação Tecamebas vivas/ tecas vazias. Com a proposta aqui apresentada, foi possível diferenciar os impactos causados naturalmente, pela maior ou menor influência salina, daqueles causados antropogenicamente, pelo maior grau de trofia derivado do despejo de esgoto.

Capítulo 3 - First record of Kelleridae in Brazilian waters. A geographical range expansion and a new Kellera (Gurney, 1927) morphotype

O terceiro capítulo trata do primeiro registro de Kelleridae (Copepoda) no Brasil. Foram identificadas duas espécies na lagoa do Açú; *K. reducta*, o que representa a expansão da sua abrangência geográfica da América Central e Colômbia para o Brasil, além de uma nova espécie de *Kellera* que ainda carece de descrição formal, a ser realizada nos próximos meses. Em adição, foram compilados resultados de ocorrências anteriores dos mesmos táxons na

região, mas que ainda não haviam sido publicados. Com isso, apresentamos um panorama das condições físico-químicas em que eles estão associados. Uma análise morfológica comparativa foi realizada para apontar qual população já registrada na literatura mais se assemelha com as espécies aqui descritas. O trabalho foi publicado na “Brazilian Journal of Biology”.

INTRODUÇÃO GERAL

Entende-se por ecossistema costeiro o ambiente de transição entre o oceano e o continente. Fazem parte das suas feições ambientes aquáticos como: mar, rios, estuários, lagoas e lagoas.

O ambiente costeiro é especialmente afetado pelas pressões antrópicas devido à ampliação da malha urbana no litoral, causando impactos físicos, químicos e biológicos; fragilizando ecossistemas e desbalanceando relações ecológicas frágeis. Dentre os impactos antrópicos que mais afetam o ambiente costeiro temos: a sobrepesca (Möllmann et al., 2008; Loh et al., 2015), o descarte inadequado de lixo (La Daana et al., 2022) e substâncias químicas (Pereira et al., 2016), o vazamento de óleo em regiões extrativistas (Ite et al., 2013), o despejo de esgoto, que pode ser feito tanto em estuários e mar (Cunha et al., 2011; Valavanidis, 2018) como em rios e lagoas (Henriques-de-Oliveira, 2007; Froehner et al., 2010;), entre outros. Em episódios recentes, ainda temos o rompimento de barragens de mineração que, da mesma forma, afetam lagoas, rios, estuários e a região marinha adjacente (Santos et al., 2019), sendo os mais notórios o rompimento da barragem em Mariana, em 2015 e o rompimento da barragem em Brumadinho, em 2019 (Buch et al., 2020; Virgílio et al., 2020).

Desta forma, se faz necessário um acompanhamento periódico da evolução do habitat com o objetivo de diagnosticar a amplitude real desses impactos, tanto diretamente na água como nas comunidades biológicas expostas aos seus efeitos. Uma das ferramentas para esse diagnóstico é o biomonitoramento ambiental (Gavrilescu et al., 2015).

O biomonitoramento ambiental pode ser realizado a partir de ensaios de ecotoxicidade ou pela caracterização e acompanhamento da evolução de comunidades biológicas em locais afetados por um poluente, geralmente resultado da ação humana. O uso de bioindicadores, em adição à medição direta dos parâmetros físico-químicos na água, é importante ferramenta complementar ao monitoramento ambiental. Vantagens da abordagem biológica incluem o componente temporal, relativo ao tempo de vida dos organismos, que irão responder aos

pulsos de poluentes que podem não estar mais presentes no ambiente no momento da aferição físico-química. Além disso, o uso de bioindicadores pode permitir a detecção de consequências indiretas da presença de determinado poluente, funcionando como preditores dos seus efeitos no ecossistema (Holt & Miller, 2011). Para tal, é necessário conhecimento ecológico, comportamental e fisiológico das espécies que ali habitam, para a correta interpretação dos resultados e determinação das relações de causa e efeito entre as alterações na comunidade biológica e os pluentes resultantes da atividade humana instalada.

Um dos bioindicadores de mudanças ambientais é a comunidade zooplanctônica, definido como o conjunto de organismos aquáticos com limitada capacidade de natação para além dos movimentos das correntes. Esses organismos possuem ciclo de vida curto, que resulta em uma resposta rápida frente às alterações ambientais, o que os torna ferramentas importantes para o biomonitoramento de corpos d'água (Zannatul & Muktadir, 2009).

Apesar de possuir baixa capacidade de locomoção ativa, muitas espécies zooplanctônicas de água doce e salobra são cosmopolitas, o que, além de plasticidade adaptativa, indica o elevado potencial dispersivo desses organismos. Dentre as formas de dispersão passiva, destaca-se o transporte por animais voadores com hábito aquático, como espécies de aves e insetos (Proctor, 1964; Schlichting & Sides, 1969; Taylor et al., 1998; Havel & Shurin, 2004; Green & Figuerola, 2005; Frisch et al., 2007). Além disso, existe a dispersão por anemocoria (Havel & Shurin, 2004) e o transporte antrópico; que pode ser feito por água de lastro (Dibacco et al., 2012), tanques para maricultura (Medeiros et al. 2006), aquicultura (Sorensen & Sterner, 1992), entre outros, o que caracteriza o processo de introdução de espécies exóticas, podendo levar à bioinvasão (Bollens et al., 2002).

Ampla distribuição geográfica, resultado desta ampla capacidade de dispersão passiva, é importante quando se objetiva a identificação de bioindicadores (Holt & Miller, 2011), pois, assumindo a capacidade de colonização de determinado ambiente, a predominância ou ausência de certos táxons pode ser mais claramente correlacionada com questões ambientais e não com barreiras geográficas seletivas.

Diferentemente da abordagem utilizando outros grupos de organismos (e.g., fitoplâncton, bentos e meiofauna) (Kuhlmann et al., 2012; Lobo et al., 2016; Romero et al., 2017), não existe um índice métrico que torne mais objetivo o biomonitoramento ambiental a partir dos organismos que compõem o zooplâncton (Resh, 2008). Um bom índice para biomonitoramento deve levar em conta as diferentes respostas específicas de cada táxon

frente às variáveis ambientais para, assim, possibilitar uma correta interpretação dos resultados encontrados.

Apesar desta falta da objetividade que um índice para biomonitoramento proporcionaria, existe, no ambiente marinho, o conhecimento das espécies oportunistas, que prevalecem na comunidade em momentos de exposição a poluentes. Bons exemplos são o copépode *Paracalanus cf parvus*, que domina a comunidade em momentos de maior fragilidade ambiental (Turner, 1984; Uriarte and Villate, 2005; Benedetti et al., 2016) e *Temora turbinata*, espécie exótica que se disseminou pelo litoral brasileiro e hoje é encontrada por toda extensão costeira do país (Cunha, 2008). Além disso, organismos como Appendicularia apresentam mecanismo de seletividade alimentar que os permite manter taxa de alimentação, mesmo em regiões com elevada concentração de matéria inorgânica particulada (Lombard et al., 2011). Ainda existem indícios de espécies sensíveis, que apesar de muito comuns e abundantes, desaparecem de regiões sob forte pressão antrópica, como o cladocera *Penilia avirostris*. Porém ainda são necessários mais estudos para o melhor entendimento do seu complexo ciclo de vida, que envolve reprodução partenogênica sazonal e resulta em uma periodicidade natural da sua presença no plâncton ao longo do ano (Atienza et al., 2008).

No ambiente aquático continental, os estudos visando o desenvolvimento de um índice métrico que leve em conta as respostas específicas da comunidade são mais comuns, mas estão longe de encontrar um consenso de aplicação, principalmente devido à possibilidade de mudança de padrão de resposta das espécies em diferentes climas e condições físico-químicas. Dentre estes esforços podemos citar os realizados em países como Índia, que demonstram o potencial de uso dos índices ecológicos (riqueza, diversidade e Equitabilidade) e da relação de abundância dos principais componentes do zooplâncton (Ferdous and Muktadir, 2009). Na Nigéria, foram realizados estudos em rio recreacional onde se reforçou o seu bom status de preservação com base na ausência de espécies tipicamente associadas a condições eutróficas, como *Kerattela tropica*, *Brachionus angularis*, *Trichocerca pusilla*, *Filinia longiseta*, entre outras (Imoobe and Adeyinka, 2009). Na Espanha, foram testados índices baseados na classe de tamanho predominante entre as espécies de Cladocera e na relação entre a biomassa de zooplâncton e de fitoplâncton. Ambos tiveram a sua eficácia na determinação do nível de trofia do ambiente validadas (Montagud et al., 2019). Em Portugal demonstrou-se a relação da comunidade zooplânctônica, tanto no nível funcional como taxonômico, com o nível da água em reservatórios bem como com o grau de trofia e qualidade da água (Almeida et al., 2020). Na Rússia foram realizados estudos com baixa

especificidade taxonômica, que apresentaram resultados ambivalentes dependendo da escala temporal analisada (Ovaskainen et al., 2019), mostrando a necessidade de busca pelos padrões específicos de cada espécie, uma vez que zooplâncton é um grupo muito abrangente e com grande diversidade de relações com os parâmetros ambientais. No Brasil, também se testou índices tradicionais generalistas, como o índice Calanoida/Cyclopoida, reforçando o seu potencial como bioindicador de grau de trofia (Gazonato et al., 2014), mas também existe o esforço pela investigação das respostas específicas de determinadas espécies, buscando formas mais objetivas de interpretação dos resultados (De-Carli et al., 2019). Desta forma, destaca-se a necessidade de criação e reforço de métricas para cada região, pois é preciso levar em conta as diferenças adaptativas das espécies às diferentes condições físico-químicas e climáticas (Ferdous & Muktadir, 2009).

Visando o biomonitoramento, as lagoas costeiras representam um tipo de ambiente que possui diferenças importantes em relação ao ambiente marinho. Lagoas são ambientes relativamente fechados, tanto em relação ao tempo de residência dos poluentes ali depositados (Fernandes et al., 1994; Rapaglia et al., 2010), como para a emigração dos organismos planctônicos residentes. Isso dificulta seu deslocamento para longe dos efeitos do poluente e, desta forma, reduz a capacidade de recuperação da comunidade após um evento impactante (Santangelo et al., 2007). Esta recuperação muitas vezes depende de recomposição da comunidade a partir do banco de ovos de resistência depositados no sedimento ou da imigração a partir de regiões não afetadas (Santangelo et al., 2014) que, em geral, ocorre pelo transporte passivo de aves aquáticas (Frisch et al., 2007). Além disso, os efeitos do aumento periódico da salinidade, que pode ter causas naturais em lagoas costeiras, também representa um evento potencialmente impactante para a comunidade biológica de lagoas costeiras. A separação destes efeitos, que podem ser naturais, dos efeitos de impactos antrópicos, causado por eutrofização, por exemplo, podem ser desafiadores durante o monitoramento ambiental nesse tipo de ambiente.

Esta tese representa um esforço para o entendimento dos padrões de resposta da comunidade zooplanctônica frente às pressões antrópicas em diferentes ambientes costeiros, e como a variação natural de salinidade pode influenciar esses padrões, tanto em escala de comunidade como de resposta específica dos principais táxons bioindicadores.

AREA DE ESTUDO – AMBIENTE MARINHO

Região marinha adjacente ao Rio Doce

O Rio Doce é localizado na região sudeste do Brasil, sendo 86% de sua área de drenagem em Minas Gerais e 14% no Espírito Santo, onde ele deságua na cidade de Regência (Ecoplan Lume Consortium, 2010) (Fig. 1). Sua bacia de drenagem abrange 230 municípios e mais de 3,5 milhões de habitantes. Historicamente foi explorado para diferentes atividades antrópicas como agricultura, com consequente lixiviação de herbicidas e fertilizantes em suas porções (Gomes et al., 2022), além de servir de escoamento de esgoto para cidades ribeirinhas que não possuem saneamento básico (Serrano et al., 2020).

Esses impactos já seriam suficientes para justificar o biomonitoramento contínuo da região a fim de acompanhar tais efeitos no ambiente, mas essa necessidade somente foi sanada quando houve o rompimento da barragem de mineração de Fundão, em novembro de 2015, no maior acidente ambiental do Brasil e um dos maiores do mundo (Viana et al., 2020; Cordeiro et al., 2022) (Fig. 2).

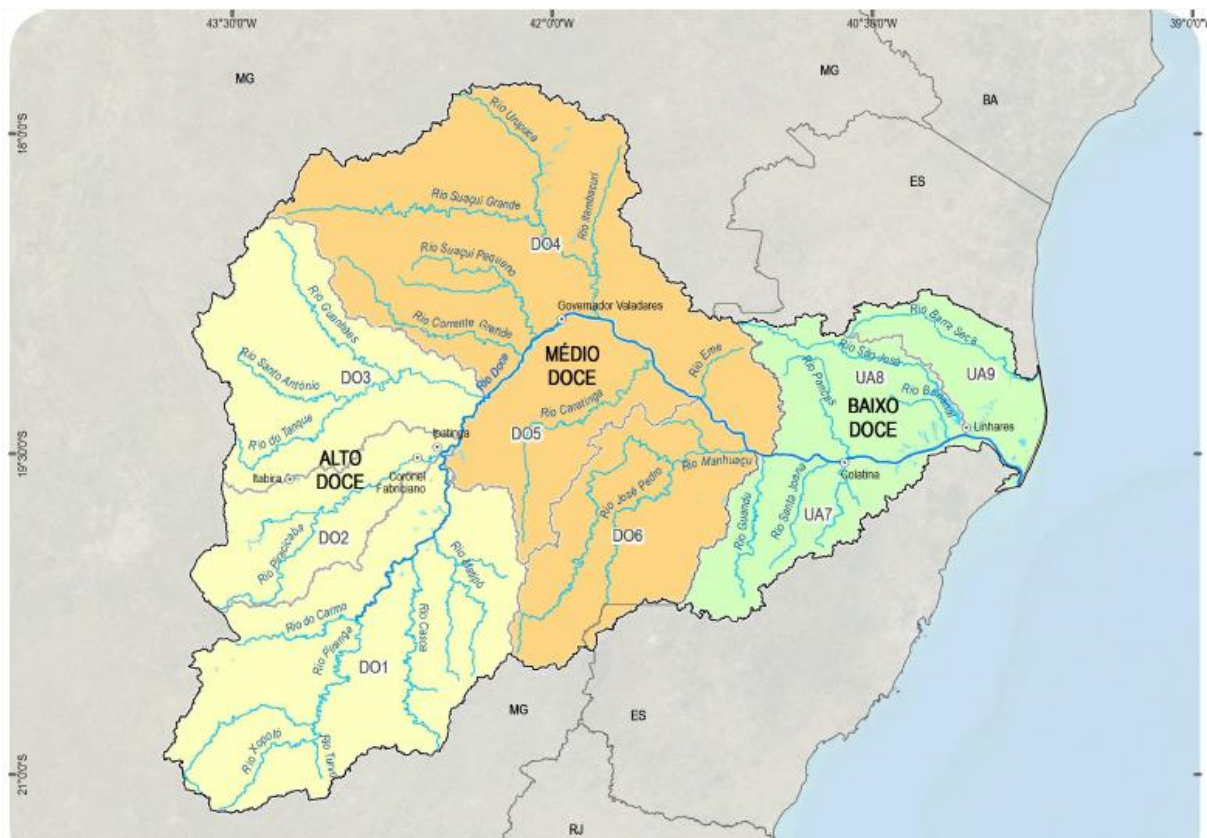


Figura 1 – Divisão territorial da Bacia do Rio Doce. Fonte: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA).

Com o rompimento, foram despejados 62 milhões de toneladas de rejeito de mineração rico em alumínio, arsênio, cádmio, cromo, cobre, ferro, vanádio e zinco, elementos utilizados como marcadores geoquímicos para a sua identificação ao longo da área afetada (Sá et al., 2021). Esse material lamoso percorreu toda a extensão do rio (Fig. 2) até alcançar a região costeira em Regência, no Espírito Santo (Fig. 3).

A partir da chegada da lama de rejeitos, alguns estudos foram desenvolvidos na região com o objetivo da melhor compreensão da amplitude do impacto ambiental, como o monitoramento remoto da pluma do rio (Rudorff et al., 2018), a aferição dos níveis de concentração de componentes tóxicos no solo (Guerra et al., 2017) e na água do rio Doce (de Carvalho et al., 2017), no tecido da biota local (Gomes et al., 2018) e também na água destinada às comunidades ribeirinhas (Carvalho et al., 2018).



Figura 2 - Foto aérea mostra a lama do Rio Doce após rompimento da barragem de Fundão – Fonte: Secom/ES.



Figura 3 - Foto aérea mostra o momento da chegada da lama de rejeitos de mineração na região marinha. Fonte: Google Imagens.

Em 2018 foi iniciado o monitoramento ambiental para aferir as consequências e o potencial de recuperação do ambiente fluvial e também da região marinha adjacente a sua foz. O monitoramento da comunidade zooplancônica faz parte destes estudos. Os organismos zooplancônicos apresentam diferentes níveis de tolerância aos metais presentes na composição da lama de rejeito (Zauke & Schmalenbach, 2006), inclusive podendo apresentar variação sazonal dessa tolerância, consequência de influência tanto ambiental quanto fisiológica (Zauke & Schmalenbach, 2006).

Em ambientes onde predominam espécies tolerantes, a interação do zooplâncton com os metais pode resultar em dois cenários. No primeiro deles, os organismos acumulam metais em seus tecidos e os transferem para os níveis tróficos superiores, exercendo papel de bioacumuladores de metais na cadeia trófica. No segundo cenário, as espécies tolerantes são capazes de excretar esses metais, retirando-os da cadeia trófica pelágica, atuando, portanto, como biointerruptores. De acordo com o registro na literatura, os metais com tendência de bioacumulação pelo zooplâncton são principalmente: zinco, mercúrio, manganês e ferro (Sydeman & Jarman, 1998; Wang, 2002). Em relação ao ferro, o zooplâncton exerce importante papel na disponibilização do nutriente por meio de suas pelotas fecais, encurtando o ciclo do nutriente e, desta forma, podendo atuar como potenciador do crescimento populacional do fitoplâncton, apesar da pressão por herbivoria, em locais onde o nutriente é limitante (Schmidt et al., 2016).

Dentre os metais que são biointerrompidos, tem-se registro de chumbo, arsênio, cádmio e cobre (Sydeman & Jarman, 1998, Wang, 2002). Porém, esses padrões devem ser avaliados de acordo com a especificidade de cada ambiente, uma vez que as respostas biológicas podem variar em relação aos padrões físico-químicos do ambiente e, da mesma forma, em relação à composição biológica da comunidade (Zauke & Schmalenbach, 2006).

A maior dificuldade do monitoramento zooplancctônico na região costeira adjacente a foz do rio Doce é a ausência de dados pretéritos ao rompimento da barragem, em função da não realização de monitoramentos ambientais na região antes de 2018. Porém, cinco dias após a chegada da lama, uma coleta emergencial foi realizada com duração de dez dias. Esse trabalho emergencial foi essencial para gerar dados de referência aos monitoramentos futuros e constatou a complexidade oceanográfica da região e como os organismos zooplancctônicos respondem rapidamente às suas variações ambientais (Fernandes et al., 2020).

Desde então, objetiva-se a identificação de bioindicadores que permitam não somente o monitoramento da comunidade zooplancctônica, mas também permitam indicação dos pulsos periódicos de impacto que a região está sujeita após episódios de ressuspensão da lama de rejeitos acumulada no leito do rio e no sedimento marinho. Essa ressuspensão pode ocorrer como consequência de eventos de intensa pluviosidade, típicos do verão, bem como de eventos de maior energia de ondas, típicos do inverno na região (Quaresma et al., 2015; Rudorff et al., 2018).

AREA DE ESTUDO – AMBIENTE LACUSTRE

Lagoa de Iquipari (LI)

Iquipari é uma lagoa costeira, localizada no município de São João da Barra/RJ, sob influência natural da salinidade por meio da infiltração da maré alta por entre os grãos de areia (Fig. 4). A lagoa de Iquipari está localizada sobre depósitos sedimentares flúvio-marinhos quaternários, indicativo que a sua influência marinha e continental remonta desde a sua formação. A formação da lagoa é relacionada à formação do delta do rio Paraíba do Sul, a partir de um “braço” abandonado do rio principal após perder sua conexão hídrica devido à abertura do canal Quitingute, além da realização de aterros para atividade agropecuária (Lamego, 1955; Corrêa et al., 2013).

A salinidade varia ao longo do ano, podendo apresentar água doce (Corrêa et al., 2013) e salobra, dependendo do ritmo de chuvas e dos episódios de aberturas artificiais da sua barra

arenosa com o objetivo de promover o incremento pesqueiro (Suzuki et al., 2002; Neuza et al., 2018). Tais aberturas da barra alteram o ambiente causando elevada mortalidade, inclusive da ictiofauna (Camara et al., 2018). Conseqüentemente à grande mortalidade, esses episódios de abertura da barra arenosa têm o potencial de elevar taxas de decomposição, o que pode explicar a sua característica eutrófica e com alta produtividade primária, mesmo sem despejo direto de nutrientes de origem antrópica, o que pôde ser atestado pela presença de coliformes termotolerantes em níveis considerados satisfatórios no local (Corrêa et al., 2013). Sua localização geográfica também contribui para o acúmulo natural de nutrientes em suas porções, por se tratar de uma lagoa tropical de baixa altitude, favorecendo o aporte de matéria orgânica da sua bacia de drenagem.

É considerada uma área de recreação, muito utilizada por banhistas da região, apesar de já terem sido identificadas *Mycrocistis*, cianobactérias produtoras de hepatotoxinas (Fraga et al., 2005), típicas de ambientes eutrofizados.

Encontra-se na área adjacente ao Complexo Logístico e Industrial do Porto do Açú, que intensificou a urbanização e o fluxo de pessoas para o local, aumentando a necessidade de monitoramento da lagoa para aferição das possíveis mudanças ambientes decorrentes do empreendimento e como elas afetam a comunidade biológica em uma região com interação biótica-abiótica já bastante complexa.



Figura 4 - Foto aérea da porção costeira da lagoa de Iquipari, onde é possível ver sua barra arenosa estreita e a presença de quiosques para atendimento de banhistas. Fonte: Google Imagens

Lagoa do Açú (LA)

A lagoa do Açú se localiza nos municípios de São João da Barra e Campos dos Goytacazes/RJ, possuindo uma área de 8.276 hectares (Fig. 5). A lagoa pertence ao Parque

Estadual Lagoa do Açu, criado em 2012 como política compensatória ambiental pela implementação do Complexo Portuário do Açu (MMA, 2010). Na época houve conflitos socioambientais na região devido à restrição da pesca irregular, do extrativismo vegetal e da caça ilegal, além das desapropriações realizadas no local (dos Santos et al., 2015). Apesar de se encontrar em um parque estadual, a qualidade da água, com base na análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, foi considerada moderada para o enquadramento de Classe 1 de água salobra da Resolução CONAMA 357 (dos Santos et al., 2015).

A lagoa do Açu foi formada a partir de obras de saneamento realizadas no antigo rio Iguçu, fazendo com que perdesse força de vazão de forma progressiva até dar origem a uma lagoa de restinga que já não possui força para abrir a sua barra arenosa. Apesar disso, ainda sofre influência costeira, o que pode ser atestado pelos seus valores de salinidade que apresentam variação gradual decrescente a partir da barra arenosa até suas porções mais interioranas (Bidegain et al., 2002; Chagas & Suzuki, 2005). Existem registros de hipersalinidade na lagoa do Açu, com valores que podem ultrapassar 72. Tais alterações drásticas tem o potencial de desbancar o equilíbrio ecológico uma vez que elimina espécies sensíveis, vagando nichos para espécies exóticas resistentes de copépoda que já foram registradas no local (Rocha et al., 2018).



Figura 5 - Foto aérea da lagoa do Açu, com vegetação de restinga preservada em suas margens. Ao fundo é possível ver a linha de costa, onde uma barra arenosa estreita separa a lagoa do mar. Fonte: Google Imagens

Lagoa de Grussaí (LG)

A lagoa de Grussaí é localizada no distrito de Grussaí, dentro do município de São João da Barra/RJ. É situada entre 21°41'56"S e 21°45'20"S de latitude e 41°01'42"E e 41°02'48"W

de longitude, no baixo curso do rio Paraíba do Sul (Fig. 6). A lagoa é relativamente rasa e se estende por aproximadamente 7 km a partir da costa, onde uma estreita barra arenosa a separa do mar. Apesar da influência do Paraíba do Sul em sua formação, a deposição de sedimentos é predominantemente marinha (Bidegain et al., 2002).

A lagoa de Grussaí é margeada pelo centro urbano, que se desenvolveu a partir de sua planície de inundação, que não possui rede de coleta de esgoto, sendo ele despejado de forma bruta em suas águas (Sousa et al., 2004).

Atrai grande público de banhistas na alta temporada, quando costuma ocorrer abertura de sua barra arenosa. Neste período do ano, entre os meses de dezembro e março, a abertura da barra arenosa tende a ser artificial, para evitar o alagamento das construções realizadas em sua planície de inundação após chuvas intensas e também para escoar os dejetos domésticos acumulados em suas porções, uma vez que a descarga na lagoa se intensifica no período de maior densidade populacional. Já entre os meses de abril e setembro, a lagoa está sujeita a abertura de barra natural, devido ao aumento da intensidade das ondas e ventos de tempestade que atuam na retirada da porção de areia que a separa do mar (Freixas et al., 2016).

O fechamento da barra ocorre por processos naturais envolvendo transporte e deposição de areia devido aos ciclos de maré, vento e corrente costeira. Durante os períodos em que a barra da lagoa se encontra fechada, o sistema fica sujeito aos efeitos da eutrofização, com registros de hipereutrofia (Suzuki et al., 1998).



Figura6 – Foto aérea da porção costeira da lagoa de Grussaí, onde é possível ver grande presença de banhistas, bem como a sua barra arenosa estreita. Acima vemos o município de São João da Barra, cujo centro urbano margeia a lagoa. Fonte: Google Imagens

Lagoa de Cima (LC)

A lagoa de Cima possui cerca de 15 km de extensão, localizada entre 22°05'S e 22°15'S de latitude e 42°15'W e 42°45'W de longitude. Faz parte do município de Campos dos Goytacazes/RJ, na Área de Proteção Ambiental do Imbé (MMA, 2010) (Fig. 7). A água da lagoa de Cima é doce, resultado da ausência de conexão direta com o mar.

Pertence a um complexo fluviolacustre, alternando sistemas lóticos e lênticos. A água da lagoa de Cima é proveniente de dois rios, o Imbé e o Urubu e seu agente de drenagem é o rio Ururá, com 48 km de extensão, que a conectando com a lagoa Feia, de menor altitude (Pedrosa et al., 1999; Primo et al., 2002).

A lagoa de Cima tem na recreação sua principal finalidade, sendo margeada por bares e quiosques e por um trecho de mata atlântica bem preservada, que fornece matéria orgânica drenada pelas chuvas.

Também é muito utilizada comercialmente para a produção de peixes e para a plantação de cana de açúcar nos seus arredores, o que resultou no acúmulo de mercúrio, oriundo de herbicidas, no seu sedimento (Sousa et al., 2004).



Figura 7- Foto da lagoa de Cima, com quiosques na sua margem para atendimento de banhistas.
Fonte: Google Imagens

Lagoa de Caraís (LCs)

A lagoa faz parte do Parque Estadual Paulo César Vinha/ES e é separada do mar por uma barra arenosa, que não impede a influência marinha na lagoa. Essa influência é mais evidente durante o verão, quando as chuvas são mais intensas e causam elevação do seu nível, podendo resultar no rompimento da barra que a separa do mar. Por consequência desse

processo a água da lagoa de Carais tem características salobras, principalmente em sua porção mais costeira (Fig. 8). Nessas condições, biota tipicamente marinha e estuarina pode ser observada nas suas porções internas (Dias e Barroso, 1998). Após episódios de abertura da barra a lagoa reduz muito a sua profundidade, expondo bancos de areia e permitindo atravessá-la caminhando.

Possui uma extensa bacia de drenagem dominada por vegetação de restinga com solo predominantemente pobre em nutrientes e com pouca matéria orgânica devido a sua alta porosidade (Barcelos et al., 2011).

Por estar dentro da Área de Proteção Ambiental de Setiba (MMA, 2010), o local possui pouca influência antrópica, sendo utilizada, em pequeno grau, apenas por banhistas.



Figura 8- Foto da porção costeira da lagoa de Carais, onde é possível ver sua barra arenosa estreita e a presença de alguns banhistas. Fonte: Google Imagens

Lagoa do Barco (LB)

A lagoa do Barco compõe a região da Lagoa Encantada, em Vila Velha/ES. O local é uma Área de Proteção Ambiental (MMA, 2010), com acesso humano restrito e servindo de refúgio para fauna (Fig. 9). Porém, apesar da proteção legal, a região sofre com a pressão imobiliária e com queimadas intencionais na vegetação que a margeia (Comunicação pessoal).

Não existe influência marinha na lagoa, o que resulta em suas características dulcícolas.

Trata-se de uma lagoa ainda pouco estudada, onde as ameaças antrópicas crescentes impõem urgência para o desenvolvimento de pesquisas de base. Ainda é preciso descrever a biodiversidade local e sua dinâmica natural na região para que possa servir de referência

comparativa para monitoramentos futuros que atestem as consequências da ação humana no local.



Figura 9- Foto da lagoa do Barco, com grande diversidade botânica em suas margens. Fonte: Google Imagens

Lagoa de Maringá (LM)

A lagoa de Maringá é uma lagoa artificial com cerca de 2 km², resultada do represamento do rio Maringá, no município de Serra/ES (Fig. 10). Trata-se de local de despejo de efluentes urbanos (de Aguiar et al, 1997), o que reflete em elevada concentração de nutrientes na água e no seu evidente processo de eutrofização.

Não possui influência marinha, resultando em suas características dulcícolas, como grande presença de macrófitas aquáticas (Machado et al., 2007), que precisam ser periodicamente removidas pela prefeitura local.

É margeada pela Antolini, empresa do ramo de pedras ornamentais, que criou uma pequena lagoa artificial ao lado da lagoa de Maringá, utilizada para decantação do seu efluente. Aparentemente, a conexão desta com a lagoa de Maringá ocorre em momentos de maior intensidade pluviométrica (observação pessoal).



Figura 10 - Foto da lagoa de Maringá completamente colonizada por macrófitas aquáticas. Acima a presença da Antolini, empresa do ramo de pedras ornamentais. Fonte: Google Imagens

Lagoa Juara (LJ)

A lagoa de Juara é localizada na bacia do rio Jacaraípe, no município da Serra (22°10'S e 40°13'W), a lagoa possui cerca de 6 km² (Fig. 11). O ambiente sofre pressão antrópica devido ao despejo de esgoto *in natura* (de Almeida & Fernandes, 2013), resultando em eutrofização e na presença de elevada densidade de cianobactérias em suas porções (De Almeida & Fernandes, 2013; Duarte et al., 2017). Além disso, a lagoa possui canal aberto que a conecta com o mar, possivelmente resultado de dragagens realizadas no rio Jacaraípe, dificultando a capacidade de colonização biológica de origem continental (Oliveira, 2013).

É intensamente explorada para piscicultura com tanques-rede, para criação de tilápia, como fonte de renda para famílias locais, o que também contribui para o processo de eutrofização devido aos resíduos da ração usada na alimentação dos peixes e de suas excretas ricas em nitrogênio e fósforo.

A supressão da mata nativa e substituição por *Eucalyptus* sp. contribui para o processo de assoreamento que também compromete a qualidade ecológica da lagoa de Juara.



Figura 11 - Foto da lagoa Juara. Local utilizado para pesca e aquicultura e com urbanização em suas margens. Fonte: Google Imagens

REFERÊNCIAS

- Atienza, D., Saiz, E., Skovgaard, A., Trepas, I., & Calbet, A. (2008). Life history and population dynamics of the marine cladoceran *Penilia avirostris* (Branchiopoda: Cladocera) in the Catalan Sea (NW Mediterranean). *Journal of Plankton Research*, 30(4), 345-357.
- Barcelos, M. E., Riguete, J. R., Silva, L. T., Silva, A. G., & Ferreira, P. (2011). Influência do solo e do lençol freático na distribuição das formações florísticas nas areias reliquias do Parque Estadual Paulo César Vinha, ES, Brasil. *Natureza on line*, 9, 134-143.
- Benedetti, F., Gasparini, S., Ayata, D. (2016). Identifying copepod functional groups from species functional traits. *Journal of Plankton Research*. 38, 159–166.
- Bidegain, P., Bizerril, C. R. S. F., & Soffiati, A. (2002). Lagoas do Norte Fluminense—perfil ambiental. Rio de Janeiro: Semads.
- Buch, A. C., Sautter, K. D., Marques, E. D., & Silva-Filho, E. V. (2020). Ecotoxicological assessment after the world's largest tailing dam collapse (Fundão dam, Mariana, Brazil): effects on oribatid mites. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(11), 3575-3595.
- Carvalho, G. O. D., Pinheiro, A. D. A., Sousa, D. M. D., Padilha, J. D. A., Souza, J. S., Galvão, P. M., ... & Torres, J. P. M. (2018). Metals and arsenic in water supply for riverine communities affected by the largest environmental disaster in Brazil: The dam collapse on Doce River. *Orbital: the electronic journal of chemistry*, 10(4), 299-307.
- Chagas, G. G., & Suzuki, M. S. (2005). Seasonal hydrochemical variation in a tropical coastal lagoon (Açu Lagoon, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 65(4), 597-607.
- Consórcio Ecoplan Lume (2010). Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio doce.
- Cordeiro, J., Gomes, A. R., Santos, C. H. B., Rigobelo, E. C., Baptista, M. B., Moura, P. M., & Scotti, M. R. (2022). Rehabilitation of the Doce River Basin after the Fundão dam collapse: What has been done, what can be done and what should be done?. *River Research and Applications*, 38(2), 194-208.

- Corrêa, B., Nunes, T., Simões, T., De Oliveira, V. D. P. S., Da Silva, I. R., Maciel, C., & De Souza, T. N. (2013). Monitoramento de parâmetros físico-químicos e microbiológicos em quatro lagoas do município de São João da Barra, RJ. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego, Campos dos Goytacazes/RJ*, 7(1), 69-78.
- Cunha, D. R. (2008). Estudo comparativo dos copépodes *Temora stylifera* e *T. turbinata* na plataforma continental sudeste do Brasil no verão e inverno de 2002 (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).
- de Almeida, S. Z., & de Oliveira Fernandes, V. (2013). Effects of intensive fish-farming and domestic wastewater on the periphytic algal community in a tropical coastal lagoon (Juara, Brazil). *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 35(3), 335-342.
- de Carvalho, M. S., Ribeiro, K. D., Moreira, R. M., & de Almeida, A. M. (2017). Concentração de metais no rio Doce em Mariana, Minas Gerais, Brasil. *Acta Brasiliensis*, 1(3), 37-41.
- de L. da N. Cunha, C., Scudelari, A. C., Gonçalves, J. E., & Mercuri, E. G. F. (2011). Assessment of sanitary sewage pollution in the Paranaguá estuarine complex of Paranaguá, Brazil using environmental modeling. *Journal of Coastal Research*, 912-916.
- dos Santos, K. P., de Oliveira V. P. S., Freitas, L. N., Batista, S. L. G., Menezes, G. G. (2015). Determinação dos Parâmetros Físico-Químicos e Microbiológicos da Lagoa do Açú, RJ. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego, Campos dos Goytacazes/RJ*, v.9 n.2, p. 7-16.
- dos Santos, K. P., Junior, L. D. P. Q., & de Oliveira, V. D. P. S. (2015). Análise dos conflitos socioambientais do Parque Estadual da Lagoa do Açú/RJ. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego, Campos dos Goytacazes/RJ*, v.9 n.2, p. 91-105.
- Duarte, I. D., Silva, N. H. V. F., da Costa Souza, I., de Oliveira, L. B., Rocha, L. D., Morozesk, M., ... & Matsumoto, S. T. (2017). Water quality of a coastal lagoon (ES, Brazil): abiotic aspects, cytogenetic damage, and phytoplankton dynamics. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(11), 10855-10868.
- Fernandes, H. M., Bidone, E. D., Veiga, L. H. S., & Patchineelam, S. R. (1994). Heavy-metal pollution assessment in the coastal lagoons of Jacarepaguá, Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Pollution*, 85(3), 259-264.
- Fernandes, L. F. L., Paiva, T. R. M., Longhini, C. M., Pereira, J. B., Ghisolfi, R. D., Lázaro, G. C. S., ... & Rocha, G. M. (2020). Marine zooplankton dynamics after a major mining dam rupture in the Doce River, southeastern Brazil: Rapid response to a changing environment. *Science of The Total Environment*, 736, 139621.
- Fraga, E. S., Silva, T. A., Rangel, A. L. S., Silva, J. T., Schripsema, J., Jacinto, T., & Dagnino, D. (2005). Identification of microcystin producing strains of cyanobacteria by MALDI-TOF mass spectrometry.
- Freixas, S. S., Cidade, C. A. S., Paes, R. D. S., & Miro, J. M. R. (2016). Elementos que influenciam na dinâmica de abertura de barra da lagoa de Grussaí/RJ. *Variabilidade e susceptibilidade climática: implicações ecossistêmicas e sociais*. p. 1-11.
- Frisch, D., Green, A. J., & Figuerola, J. (2007). High dispersal capacity of a broad spectrum of aquatic invertebrates via waterbirds. *Aquatic Sciences*, 69(4), 568-574.

- Froehner, S., Maceno, M., & Martins, R. F. (2010). Sediments as a potential tool for assessment of sewage pollution in Barigüi River, Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 170(1), 261-272.
- Gavrilescu, M., Demnerová, K., Aamand, J., Agathos, S., & Fava, F. (2015). Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. *New biotechnology*, 32(1), 147-156.
- Gomes, L. C., Chippari-Gomes, A. R., Miranda, T. O., Pereira, T. M., Merçon, J., Davel, V. C., ... & Ramos, J. P. L. (2018). Genotoxicity effects on *Geophagus brasiliensis* fish exposed to Doce River water after the environmental disaster in the city of Mariana, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 79, 659-664.
- Gomes, M. P., Brito, J. C. M., Vieira, F., Kitamura, R., & Juneau, P. (2022). Emerging contaminants in streams of Doce river watershed, Minas Gerais, Brazil. *Frontiers in Environmental Science*. 9, 801599.
- Guerra, M. B. B., Teaney, B. T., Mount, B. J., Asunskis, D. J., Jordan, B. T., Barker, R. J., ... & Schaefer, C. E. G. (2017). Post-catastrophe analysis of the Fundão Tailings dam failure in the Doce River system, Southeast Brazil: Potentially toxic elements in affected soils. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(7), 1-12.
- Henriques-de-Oliveira, C., Baptista, D. F., & Nessimian, J. L. (2007). Sewage input effects on the macroinvertebrate community associated to *Typha domingensis* Pers in a coastal lagoon in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(1), 73-80.
- Ite, A. E., Ibok, U. J., Ite, M. U., & Petters, S. W. (2013). Petroleum exploration and production: Past and present environmental issues in the Nigeria's Niger Delta. *American Journal of Environmental Protection*, 1(4), 78-90.
- La Daana, K. K., Asmath, H., & Gobin, J. F. (2022). The status of marine debris/litter and plastic pollution in the Caribbean Large Marine Ecosystem (CLME): 1980–2020. *Environmental Pollution*, 118919.
- Loh, T. L., McMurray, S. E., Henkel, T. P., Vicente, J., & Pawlik, J. R. (2015). Indirect effects of overfishing on Caribbean reefs: sponges overgrow reef-building corals. *PeerJ*, 3, e901.
- Lombard, F., Selander, E., Kiørboe, T. (2011). Active prey rejection in the filter-feeding appendicularian *Oikopleura dioica*. *Limnology and Oceanography* 56 (4), 1504–1512. <https://doi.org/10.4319/lo.2011.56.4.1504>.
- Möllmann, C., Müller-Karulis, B., Kornilovs, G., & St John, M. A. (2008). Effects of climate and overfishing on zooplankton dynamics and ecosystem structure: regime shifts, trophic cascade, and feedback loops in a simple ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, 65(3), 302-310.
- Neuza, L. I. M. A., Bizerril, C., Caniçali, M., Suzuki, M., & Assumpção, J. (2018). Atividade de pesca durante a abertura da barra da Lagoa de Iquipari, São João da Barra, RJ. *Boletim do Instituto de Pesca*, 27(2), 191-200.
- Pedrosa, P.; Calasans, C.V.; Rezende, C.E. (1999). Particulate and dissolved phases as indicators of limnological and ecophysiological spatial variation in Cima lake system, Brazil: a case study. *Hydrobiology*, 411: 89-101.

- Pereira, C. D. S., Maranhão, L. A., Cortez, F. S., Pusceddu, F. H., Santos, A. R., Ribeiro, D. A., ... & Guimarães, L. L. (2016). Occurrence of pharmaceuticals and cocaine in a Brazilian coastal zone. *Science of the Total Environment*, 548, 148-154.
- Primo, P.B.S.; Bizerril, C.R.S.F.; Soffiati, A. (2002). Lagoas do Norte Fluminense. Rio de Janeiro: FEMAR-SEMADS/GTZ. 148p.
- Quaresma, V. D. S., Catabriga, G., Bourguignon, S. N., Godinho, E., & Bastos, A. C. (2015). Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. *Brazilian Journal of Geology*, 45(4), 635-644.
- Rapaglia, J., Ferrarin, C., Zaggia, L., Moore, W. S., Umgieser, G., Garcia-Solsona, E., ... & Masqué, P. (2010). Investigation of residence time and groundwater flux in Venice Lagoon: comparing radium isotope and hydrodynamical models. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101(7), 571-581.
- Rudorff, N., Rudorff, C. M., Kampel, M., & Ortiz, G. (2018). Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 145, 349-361.
- Rudorff, N., Rudorff, C. M., Kampel, M., & Ortiz, G. (2018). Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 145, 349-361.
- Sá, F., Longhini, C. M., Costa, E. S., da Silva, C. A., Cagnin, R. C., de Oliveira Gomes, L. E., ... & Neto, R. R. (2021). Time-sequence development of metal (loid) s following the 2015 dam failure in the Doce river estuary, Brazil. *Science of The Total Environment*, 769, 144532.
- Santangelo, J. M., de A Esteves, F., Manca, M., & Bozelli, R. L. (2014). Disturbances due to increased salinity and the resilience of zooplankton communities: the potential role of the resting egg bank. *Hydrobiologia*, 722(1), 103-113.
- Santangelo, J. M., Rocha, A. D. M., Bozelli, R. L., Carneiro, L. S., & Esteves, F. D. A. (2007). Zooplankton responses to sandbar opening in a tropical eutrophic coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(3-4), 657-668.
- Santos, O. S. H., Avellar, F. C., Alves, M., Trindade, R. C., Menezes, M. B., Ferreira, M. C., ... & Scotti, M. R. (2019). Understanding the environmental impact of a mine dam rupture in Brazil: Prospects for remediation. *journal of environmental quality*, 48(2), 439-449.
- Schmidt, K., Schlosser, C., Atkinson, A., Fielding, S., Venables, H. J., Waluda, C. M., & Achterberg, E. P. (2016). Zooplankton gut passage mobilizes lithogenic iron for ocean productivity. *Current Biology*, 26(19), 2667-2673.
- Secretaria do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.
- Serrano, L. D. O., Borges, A. C., Pruski, F. F., & Melo, M. C. D. (2020). A new approach to use load duration curves to evaluate water quality: A study in the Doce river basin, Brazil. *Water*, 12(3), 811.
- Sousa, W. P. D., Carvalho, C. E. V. D., Carvalho, C. C. V. D., & Suzuki, M. S. (2004). Mercury and organic carbon distribution in six lakes from the North of Rio de Janeiro State. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47, 139-145.

- Suzuki, M. S., Ovalle, A. R. C., & Pereira, E. A. (1998). Effects of sand bar openings on some limnological variables in a hypertrophic tropical coastal lagoon of Brazil. *Hydrobiologia*, 368(1), 111-122.
- Sydeman, W. J., & Jarman, W. M. (1998). Trace metals in seabirds, Steller sea lion, and forage fish and zooplankton from central California. *Marine Pollution Bulletin*, 36(10), 828-832.
- Turner, J.T., (1984). Zooplankton feeding ecology: contents of fecal pellets of the copepods *Eucalanus pileatus* and *Paracalanus quasimodo* from continental shelf waters of the Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*. 15 (1), 27–46.
- Uriarte, I., Villate, F. (2005). Differences in the abundance and distribution of copepods in two estuaries of the Basque coast (Bay of iscaya) in relation to pollution. *Journal of Plankton Research*. 27 (9), 863–874.
- Valavanidis, A. (2018). Environmental Pollution of Marine and Costal Areas in Greece. Review on marine pollution, monitoring and quality of seawater. WEBSITE: www.chem-tox-ecotox.org.
- Vergilio, C. D. S., Lacerda, D., Oliveira, B. C. V. D., Sartori, E., Campos, G. M., Pereira, A. L. D. S., ... & Rezende, C. E. D. (2020). Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). *Scientific reports*, 10(1), 1-12.
- Viana, L. M. D. S., Pestana, I. A., Carvalho, C. E. V. D., & Salomão, M. S. M. D. B. (2020). Doce River estuary: geochemical changes following the largest tailing spill in South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 79(3), 343-353.
- Wang, W. X. (2002). Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series*, 243, 295-309.
- Zauke, G. P., & Schmalenbach, I. (2006) Heavy metals in zooplankton and decapod crustaceans from the Barents Sea. *Science of the total environment*, 359(1-3), 283-294.



Responses of marine zooplankton indicators after five years of a dam rupture in the Doce River, Southeastern Brazil

Gustavo Martins Rocha ^{a,*}, Bianca Salvador ^a, Pedro de Souza Laino ^a, Gabriel Harley Costa Santos ^a, Lilian Elisa Demoner ^a, Laura Rodrigues da Conceição ^a, Priscila Teixeira-Amaral ^a, Guilherme Nogueira Mill ^a, Renato David Ghisolfi ^a, Eduardo Schettini Costa ^a, Cybelle Menolli Longhini ^a, Cesar Alexandro da Silva ^a, Renata Caiado Cagnin ^a, Fabian Sá ^a, Renato Rodrigues Neto ^a, Camilo Dias Junior ^{a,†}, Kyssyanne Samihra Oliveira ^a, Caroline Fiório Grilo ^a, Valéria da Silva Quaresma ^a, Sérgio Luiz Costa Bonecker ^b, Luiz Fernando Loureiro Fernandes ^a

^a Universidade Federal do Espírito Santo, Departamento de Oceanografia e Ecologia, Av. Fernando Ferrari 514, Vitória, Espírito Santo, Brazil

^b Universidade Federal do Rio de Janeiro, Departamento de Zoologia, Av. Carlos Chagas Filho, 373 - CCS, bloco A, sala A0-0850 Cid. Universitário, Ilha do Fundão 21941-902, Brazil

HIGHLIGHTS

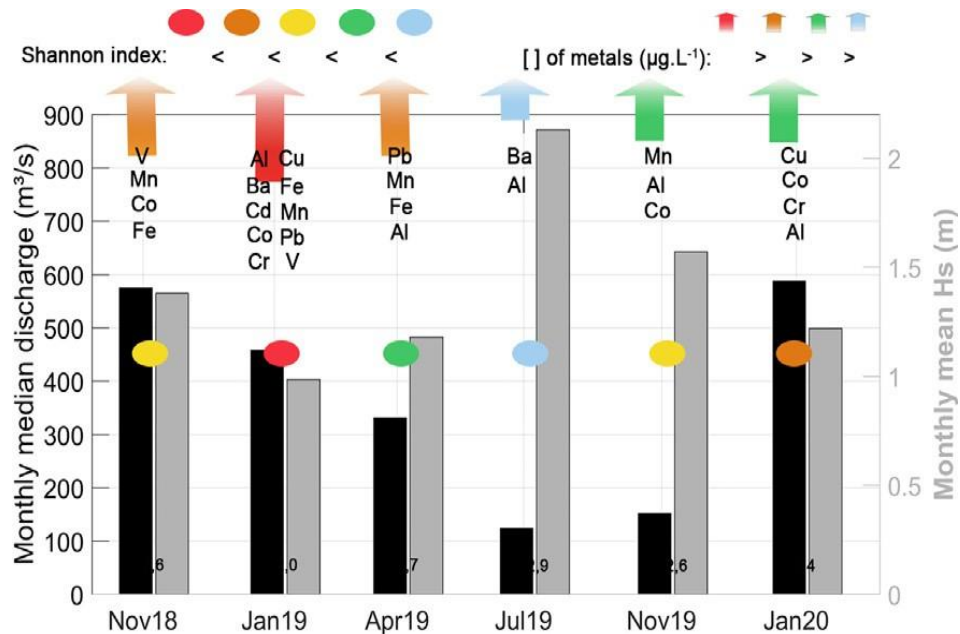
- Dam rupture in 2015 disposed ore tail-ings into the Doce River, reaching the coast.
- Five years later, environmental distur- bance is still detected at the region.
- Metal concentrations are correlated with zooplankton distribution at the coast.
- Zooplankton community and biondicators show impact signs during high river flow.

Article info

Article history: Received 19 April 2021/ Received in revised form 24 September 2021 Accepted 22 October 2021

Keywords: Plankton; Bioindicator; Heavy metal; Fundão; Coastal pollution

GRAPHICAL ABSTRACT



Abstract

Since November of 2015, when ore tailings from a dam rupture reached the Atlantic Ocean, researchers are trying to assess the degree of impact across the Doce River and adjacent coastal area. This study aims to use the zooplankton dynamics as a tool to evaluate the environmental impact in the coastal region, five years after the rupture, during periods of low and high river flow. Doce River flow varied from 49 to 5179 m³/s and structured the zooplankton community between periods of low and high river flow, but salinity and chlorophyll-*a* had stronger correlation with depth ($r= 0.40$ and -0.40 respectively) than with the Doce River discharge variation along the sampling period ($r < 0.2$). On the other hand, inorganic particles in the water and total metal concentration (dissolved + particulate), used as tracers of the iron enriched tailing (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, V), were correlated with fluvial discharge and showed to be the main factor driving the zooplankton community dynamics. For assessing the degree of environmental impact, we tested the ecological indexes for the zooplankton community. Margalef Richness, Pielou Evenness and Shannon-Wiener Diversity varied from 2.52, 0.40 and 1.39 (all registered during high river flow period) to 9.02, 0.85 and 3.44 (all registered during low river flow period), respectively. Along with those community indicators, we evaluated the response of representative taxonomical genera such as *Paracalanus*, *Oikopleura* and *Temora*, regarding the

Doce River flow, and found population patterns that established a baseline for future monitoring in the region. Our results showed that the zooplankton community is more fragile when the river discharge is stronger, and this pattern is confirmed by all indicators tested.

1. Introduction

On November 5th of 2015, Brazil's largest environmental disaster took place in Mariana, Minas Gerais State, when a dam rupture disposed around 60 mi m³ of iron ore tailings into the Doce River, which reached the coast 17 days later, where the riverine plume dispersed for hundreds of kilometers (Marta-Almeida et al., 2016). Coastal impacts include metal contamination (Guerra et al., 2017; Hatje et al., 2017; Queiroz et al., 2018; Sá et al., 2021), changes in fine sediment processes (Grilo et al., 2018; Grilo et al., 2020; Quaresma et al., 2020) and biota damage on different trophic levels (Frainer et al., 2016; Matthews- Cascon et al., 2018; Bernardino et al., 2019; Bonecker et al., 2019; Fernandes et al., 2020).

Zooplankton is at the base of the marine trophic chain, and community composition tends to respond fast to environmental changes (Hoover et al., 2006). At the time the tailings reached the coast, zooplankton community had an abrupt diversity loss and abundance increase of few species, mainly near the Doce River mouth (Fernandes et al., 2020).

Five years later, sediment at the river and the adjacent coastal environment is still muddy, dominated by fine orange grains at the top layers, susceptible to resuspension and carriage (Bastos et al., 2017; Quaresma et al., 2020), presenting inhibited flocculation (Grilo et al., 2020) and its metal composition altered from what was observed before the dam break (Carvalho Aguiar et al., 2020; Sá et al., 2021).

The elemental tracers for the iron enriched tailings have been Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, V and Zn (Sá et al., 2021) which present different toxicity levels for zooplankton organisms (Havens and Heath, 1989; Havens, 1990), depending on water column concentration (Baudouin and Scoppa, 1974; Stockdale et al., 2014) and its bioavailability, which can increase over time due to vegetation and microbes' metabolic processes (Queiroz et al., 2018). Furthermore, events of sediment resuspension have shown an increase on metal levels due to its disaggregation from (re)suspended particulate matter (SPM) (Hatje et al., 2017) and can cause direct impacts on the zooplankton community, including poor nutrient quality and death by burial and asphyxia (David et al., 2005).

Those resuspension events can be caused by two different forces: intense riverine discharge and high wave energy at the coast, periodically pumping the sediment back to the water column (Oliveira and Quaresma, 2017), making metals and previously deposited SPM available again for the planktonic community. Intense riverine discharge typically has its peak during summer (Oliveira and Quaresma, 2017) while wave energy is higher in the winter (Beserra et al., 2007), which allows for the analysis of their main effects independently along the year.

In this scenario, it is important to understand how a fast-changing planktonic community responds to repetitive pulses of impact that can be imposed to the coastal environment for an undefined period of time. These episodes of resuspension potentially impose alternate cycles of disturbance and recovery, affecting the zooplankton community composition throughout the year, similarly to what was observed by the time of the disaster (Fernandes et al., 2020).

This study presents how the zooplankton community composition can be used to address the degree of impact imposed to the ecosystem in different environmental conditions. Understanding how the zooplankton community responds to different levels of impact could lead to their application as bioindicators not only for the Doce River coastal environment, but also serving as a baseline for similar conditions world-wide.

2. Methods

Samples were taken at 11 stations in the coastal area adjacent to the Doce River mouth between October 2018 and January 2020, comprising two low flow periods (October 2018, and from April to October 2019) and two high flow periods (from November to March 2018/2019 and 2019/2020). The river flow data was obtained from the Brazilian Water Agency (Agência Nacional de Águas - ANA).

Vertical profiles of potential temperature and salinity were collected simultaneously with the seawater sampling using a Conductivity, Temperature, and Depth (CTD) profiler SBE 19Splus (©Sea-Bird Electronics, USA) at the 11 stations. The CTD data were processed following standard procedures (e.g., McTaggart et al., 2010).

We measured wave parameters at one-hour intervals during the entire sampling period (significant wave height, peak period, and peak direction) by a bottom-mounted Nortek Signature 1000 kHz placed approximately 12 km from the Doce River mouth (18 m deep). Gaps associated with equipment malfunction represented less than 4% of

the data and were linearly interpolated when smaller than 6 h.

Samples from surface sediments were collected using a 10 L Van Veen grab sampler (Husky Duck©, Brazil). Aliquots for metal(loid) analyses were acquired in the 2 cm surface layer with a plastic spatula and stored in sterilized LDPE containers and kept frozen until sample processing.

For metal(*oid*)s extraction in sediment, the method EPA 3051A for partial extraction was used (U.S. EPA, 2007b). Before quantification by ICP-MS, the metal(loid) extracts from sediment samples were diluted by 1:30 using HNO₃–2% solution.

Water samples were collected monthly with a Niskin bottle at each station in three different layers: surface (0.5 m deep), middle (median layer between surface and bottom) and bottom (1 m above sea floor). Samples were kept onboard under refrigeration and afterwards filtered in laboratory for suspended particulate matter (SPM) analysis using a previously weighed glass fiber filter (GF/F), 0.45 µm, with a low-pressure vacuum pump. Filters were dried for 48 h at 40 °C and weighed again. Total SPM was determined by comparing filter weights before and after drying up.

We conducted metal analyses in each station (1000 mL, unfiltered) every three months (October-18, January, April, July and November-19 and January-20), which were acidified immediately after sampling using distilled HNO₃–65% until pH < 2 and kept at <4 °C until analysis. The extraction was performed by adding distilled HNO₃–65% and heating in a microwave digester (CEM Mars 5 X-press; 10 min ramp time; kept at 170 °C for 10 min), according to the EPA 3015A method (U.S. EPA, 2007). For elements quantification by ICP-MS, the metal(loid) extracts in the water were previously diluted (1:5) using HNO₃–2% solution and a final volume of 5 mL was used for injection.

The elements (Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and V) were analyzed by Inductively Coupled Plasma – Mass Spectroscopy (7500cx ICP-MS, Agilent Technologies), according to the EPA 6020A method (U.S. EPA, 1998). Replicates were not made, but the accuracy of the method for metal determination was checked by analyzing fortified samples (spiked with 10 µgL⁻¹), showing recovery from 85 to 117%. Metal concentrations were tested for multicollinearity with Draftsman Plot analysis on Primer 6 & Permanova ($r > 0.9$).

To evaluate the phytoplankton community (chlorophyll-*a*), water was sampled in

October-18, January, April, July and November-19 and January-20, filtered and frozen in situ.

Zooplankton was sampled simultaneously by stratified vertical tows, using a Hydro-Bios WP-2 net (200 μm mesh size), every 15 m of the water column, with a maximum of three samples per station. Samples were preserved in formalin 4%.

Zooplankton samples were fractionated using a Folsom Plankton Splitter up to a minimum of 500 individuals and then transferred to a Bogorov Counting Chamber, where they were identified, under a stereoscopic microscope and an optic microscope, to the lowest possible taxonomic level using specialized bibliography (Boltovskoy, 1981; Bradford-Grieve et al., 1999; Boltovskoy, 1999; Bonecker, 2006). Ecological indexes (Abundance, Shannon-Wiener diversity (H'), Pielou Evenness and Margalef Richness (S)) were calculated for all samples.

We examined the zooplankton community using regression analysis (ANOVA) and multivariate techniques (PRIMER-E and PERMANOVA software packages) to evaluate significant changes in the zooplankton community and its relationship with environmental parameters. Data were squaredroot transformed, while only taxa that accounted for more than 1% of the total zooplankton abundance were included in the analysis. All procedures were performed using the Bray-Curtis dissimilarity index.

A permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) was applied to test significant differences between the zooplankton assemblages considering sampling season (low and high river discharge) and spatial subsectors (Doce River North - DRN, Doce River Central - DRC and Doce River South – DRS), according to Fig. 1. The permutation dispersion analysis (PERMDISP) was applied to test for significant dispersion effects between spatial and temporal groups.

A canonical analysis of principal coordinates (CAP) was used to investigate the relationship between the environmental parameters and the biological community (explained matrix). Analysis were done with three different sets of data: 1 – temperature ($^{\circ}\text{C}$), salinity (psu), SPM (mgL^{-1}) and chlorophyll-*a* (μgL^{-1}); 2 – Depth (m), mean wave height (m) and mean river flow (m^3s^{-1}) for three and 15 days prior to each sampling campaigns; 3 – total metal concentration (μgL^{-1}) on the water. The relative abundance of representative taxa was also used to identify species that characterized the zooplankton assemblages.

3. Results and discussion

a) Zooplankton - community indicators of impact

Doce River flow rate near the mouth had its peak during summer, with over $2500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ in January 2019 and over $5190 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ in January 2020 (Fig. 2). Some studies suggest that the riverine influence can result in nutrient inputs to the estuary and coastal area (Coale et al., 1996; Mallin et al., 1993), increasing zooplankton abundance (Grange et al., 2000; Schlacher et al., 2009; Skreslet, 2013). Despite that, during our study, total zooplankton abundance was lower than other coastal areas with similar oceanographic conditions (Vega-Pérez, 1993; Eskinazi-Sant'Anna and Björnberg, 2006; Dias et al., 2015; Melo Júnior et al., 2016) and it had no positive correlation with river flow (ANOVA - $R^2 = 0.02$ and 0.0015 for river flow values from 3 and 15 days prior to zooplankton sampling, respectively), with abundance fluctuations during both periods (Fig. 3).

Coastal environments near river mouths tend to have greater species diversity in the wet season, due to the presence of estuarine species (Lansac Tôha and Lima, 1993; Sterza and Fernandes, 2006). During the study period, all ecological indexes tested (diversity, evenness and richness) at the Doce River coastal area varied between high and low river flow periods ($p = 0.1\%$), with the highest values in July 2019, during winter's low river flow, and the lowest values in January 2019, associated with the summer's high river flow (Fig. 4). At that time, samples were taken 15 days after the discharge peak at the Doce River, which is the approximate time for response of the zooplankton community under an environmental stress (Hoover et al., 2006).

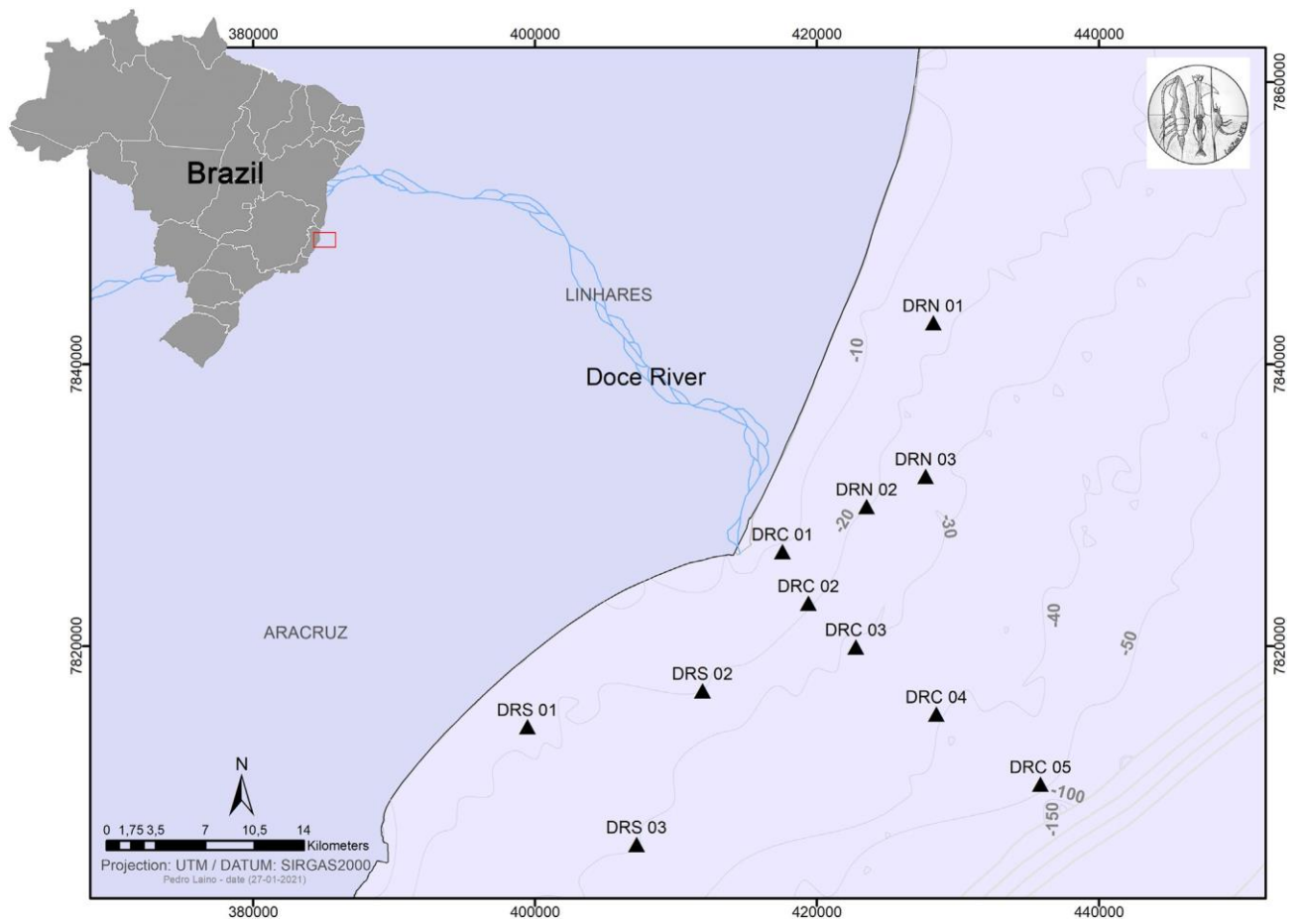


Fig. 1. Sampling map - Map of the sampling area at the Doce River, southeastern Brazil. DRS, DRC and DRN corresponds to Doce River South, Central and North sectors, respectively.

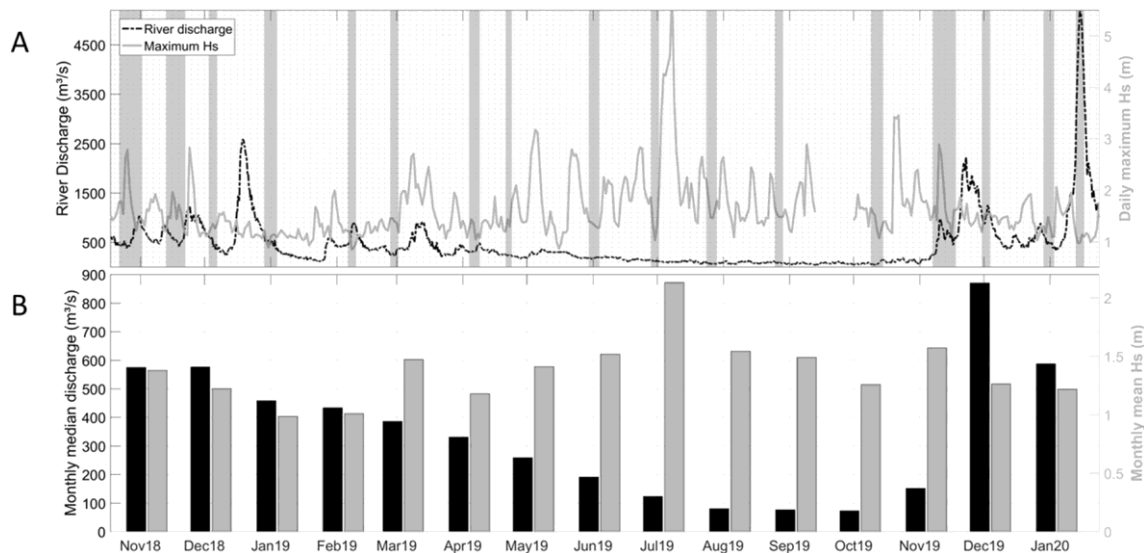


Fig. 2. Daily (A) and monthly (B) values of Doce River flow (black) and waves Hs (grey) at the sampling area. In Fig. 2A, grey columns represent sampling periods.

Two years before the Fundão dam rupture, in 2013, zooplankton community at the Doce River mouth had the highest diversity values among all Espírito Santo's coastal region (Petrobras, 2015). Although the diversity values were relatively high, they cannot be compared to the current study due to differences in taxonomic resolution. With the arrival of tailings in the coastal area, in November 2015, the zooplankton community suffered an acute disturbance, represented by an abundance peak and low diversity near the Doce River mouth, with the dominance of few opportunistic species (Fernandes et al., 2020). In the present study, the occurrence of the lowest ecological indexes associated with high river flow ($p = 0.1\%$) (Fig. 4) indicates a long-term environmental disturbance driven by the river input five years after the dam rupture.

During austral winter, wave measurements showed a progressive increase in Hs, and hourly measurements reached a peak of 6 m in July 2019, with a monthly average value greater than 2 m (Fig. 2B). On the other hand, monthly median river discharge was lower than $100 \text{ m}^3/\text{s}$ in the same period (Fig. 2B – black bars). At that time, we registered the highest values for all the ecological indexes (Fig. 4) along with a massive presence of *Calanoides carinatus*, found throughout the region in July 2019, reaching 922 ind. m^{-3} at DRC 02. *C. carinatus* is known to be a bioindicator of the South Atlantic Central Water (SACW) (Lopes et al., 1999; Sywula et al., 2002), which tends to improve the zooplankton ecological indexes during upwelling events (Fernandes et al., 2020; Conceição et al., 2021). SACW winter upwelling has never been registered in the region

and its presence in July 2019 still needs further confirmation, even though zooplankton data, as well as salinity and temperature values (Supplementary Material 3) supports it. This subject is currently being investigated by the physical oceanography group.

Significant differences on the zooplankton community were observed by comparing high and low river flow, which corresponds to the wet and dry seasons, respectively (Fig. 5), with no significant dispersion effects detected (PERMANOVA, $p < 0.05$; PERMDIPS, $p > 0.05$; (Supplementary Material 1). The analysis did not identify global differences between the north (DRN), central (DRC) and south (DRS) subsectors (PERMANOVA, $p > 0.05$; PERMDISP, $p > 0.05$), but the community showed higher variability during high river flow, when the DRS sector differed significantly from the DRC and DRN assemblages (PERMANOVA, $p < 0.01$; Supplementary Material 1). During the wet period the river flow is stronger, thus the Doce River plume is most likely to affect the zooplankton community in the continental shelf near the river mouth. Moreover, the plume tends also to move southward, to the DRS sector, due to the intense summer northeastern winds (Rudorff et al., 2018; Fernandes et al., 2020) resulting on the patterns observed between the subsectors.

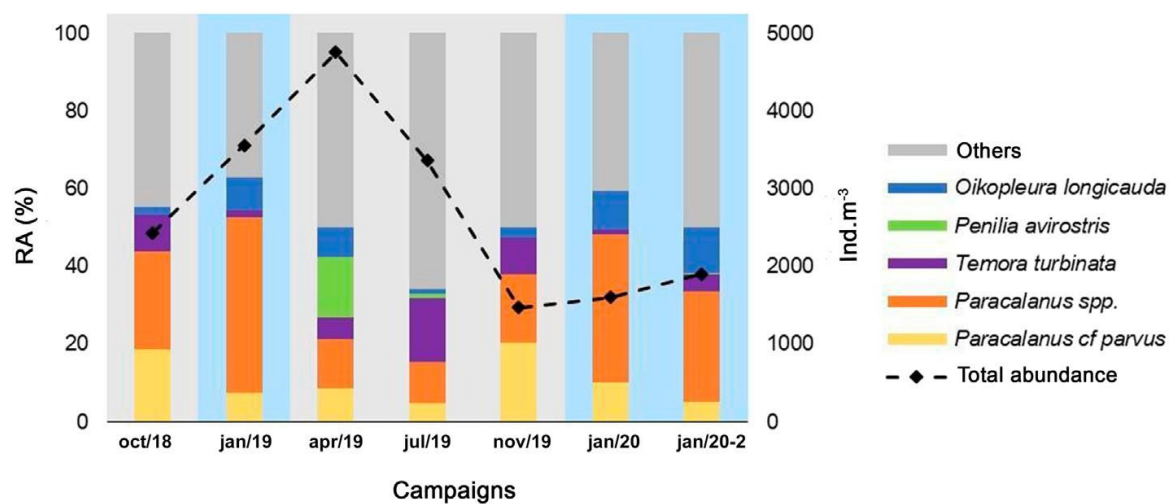


Fig. 3. Total Abundance (ind.m⁻³) and Relative Abundance - RA (%) of the main zooplankton groups. Grey and blue shades correspond to periods of low river discharge and high river discharge, respectively.

Temperature, salinity, phytoplankton biomass (Chlorophyll-*a*) and SPM concentrations also tend to affect the zooplankton community (Naylor, 2006; Modéran et al., 2010; Jia et al., 2019). Canonical analysis showed a strong correlation between those variables and

the zooplankton data, but chlorophyll-*a* values were not correlated with high river flow, being higher during low river flow periods (Fig. 5A and B). Primary production could have been negatively affected by metal concentration on the water during a high Doce River flow (Bonecker et al., 2022). SPM peaked mainly during our second high river flow period (Fig. 6), when the lowest organic matter contents were found, as a result of an increase on the SPM inorganic fraction (Supplementary Material 2).

Although rivers tend to influence salinity values in coastal waters (Uncles et al., 2000; Frigstad et al., 2020) and salinity was correlated with the zooplankton community based on our data (Fig. 5A and B), salinity values varied only between 35 and 37 psu along the sampling period (Supplementary Material 3), which is under the tolerance range for marine zooplankton (Hopper, 1960; Xu and Zhang, 2010). Salinity also had a direct correlation with depth ($r = 0.40$) and zooplankton assemblages tend to vary with depth, due to the variation on primary productivity, (Platt et al., 1991; Stock and Dunne, 2010) even at regions with no river direct discharge (Hernández-León et al., 2020). In that matter, the observed correlation between salinity and the zooplankton community is more likely to be a natural effect of the distance from the shore, independently of the Doce River effect.

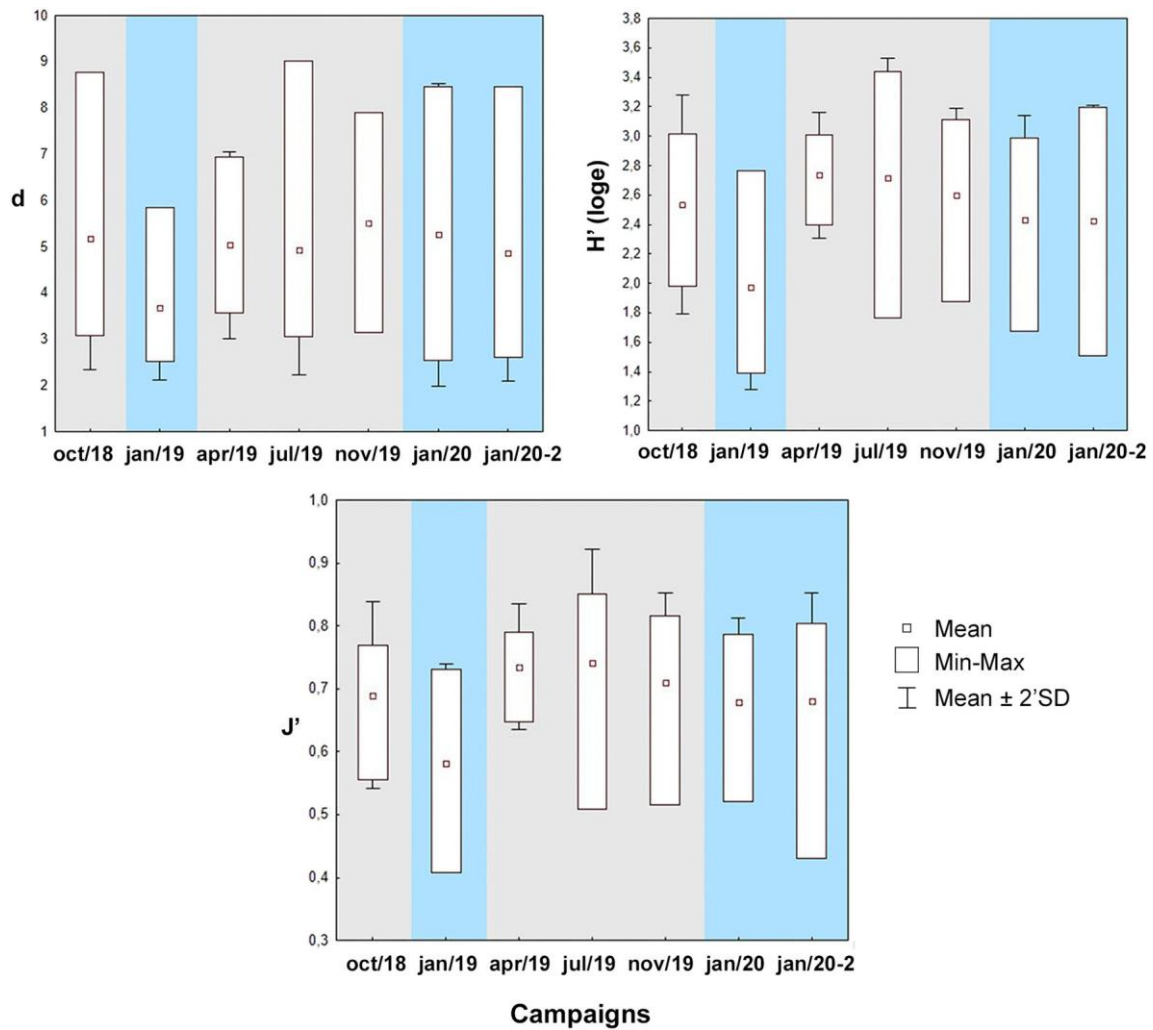


Fig. 4. Evenness (J'), Shannon Diversity (H') and Margalef Richness (d). Light grey and light blue shades correspond to the period of low river flow and the period of high river flow, respectively.

The canonical analysis also detected significant correlations between the indicator zooplankton species, oceanographic parameters (river flow and wave-heights) ($p < 0.05$, Fig. 5C and D) and total metal concentration in the water ($p < 0.05$, Fig. 5E and F). River flow negative effects were predominant during the wet season campaigns (15-day mean river flow: CAP2, $r = -0.51$). Metal concentrations were not collinear and were also related to the high river flow period: Cr (CAP2, $r = -0.47$), Co (CAP1, $r = 0.56$), Al (CAP2, $r = -0.20$), Fe (CAP1, $r = 0.51$) and Cu (CAP2, $r = -0.53$) (Fig. 5E). Despite the known effects of resuspension of metals from the sediment to the water column during periods of intense wave energy, metal concentrations on both water (Table 1) and sediment (Supplementary Material 4) were higher during high river flow periods, mainly in January of 2019, when the ecological indexes of the zooplankton

community were lower, which supports that the Doce River is still the main source of metal input to the coastal region.

The geochemistry of metals was highly affected by the Fundão tail-ings deposition in the coastal adjacent area (Sá et al., 2021) and the stability of Co, Fe and Ni in the water column has been mainly associated with inorganic nanoparticles of iron oxyhydroxides (Longhini et al., 2022). Those forms of metals are present in the water either as dissolved or particulate fractions and they can be absorbed by zooplankton directly through the water and also through phytoplankton feeding (Fisher et al., 2000; Rejomon et al., 2010), affecting zooplankton community composition, since the response to metal bioaccumulation is species-specific (Zauke and Schmalenbach, 2006).

Higher levels of metal concentrations in the zooplankton tissue were also recorded at the Doce River region during periods of high river flow than during periods of low river flow (unpublished data). Crustaceans are often the most affected by metal toxicity in the zooplankton group (Mance, 1987). Cadmium exposure can reduce the swimming rates and food intakes in zooplankton, affecting growth and reproduction (Bodar et al., 1988; Gulati et al., 1988) and is also associated with low population growth in Cladocera (Heugens et al., 2006). Copper exposure reduces the feeding rate of Copepod species and affects larval survival and development, which is related to low zooplankton densities in the natural environment (Reeve et al., 1976). Lead is known to be toxic to aquatic organisms (Aouini et al., 2018). Along with that, metal concentration can also cause cumulative effects on zooplankton, through genotoxic effects on different species of Copepoda (Goswami et al., 2014) by intracellular oxidative stress (Kim et al., 2014).

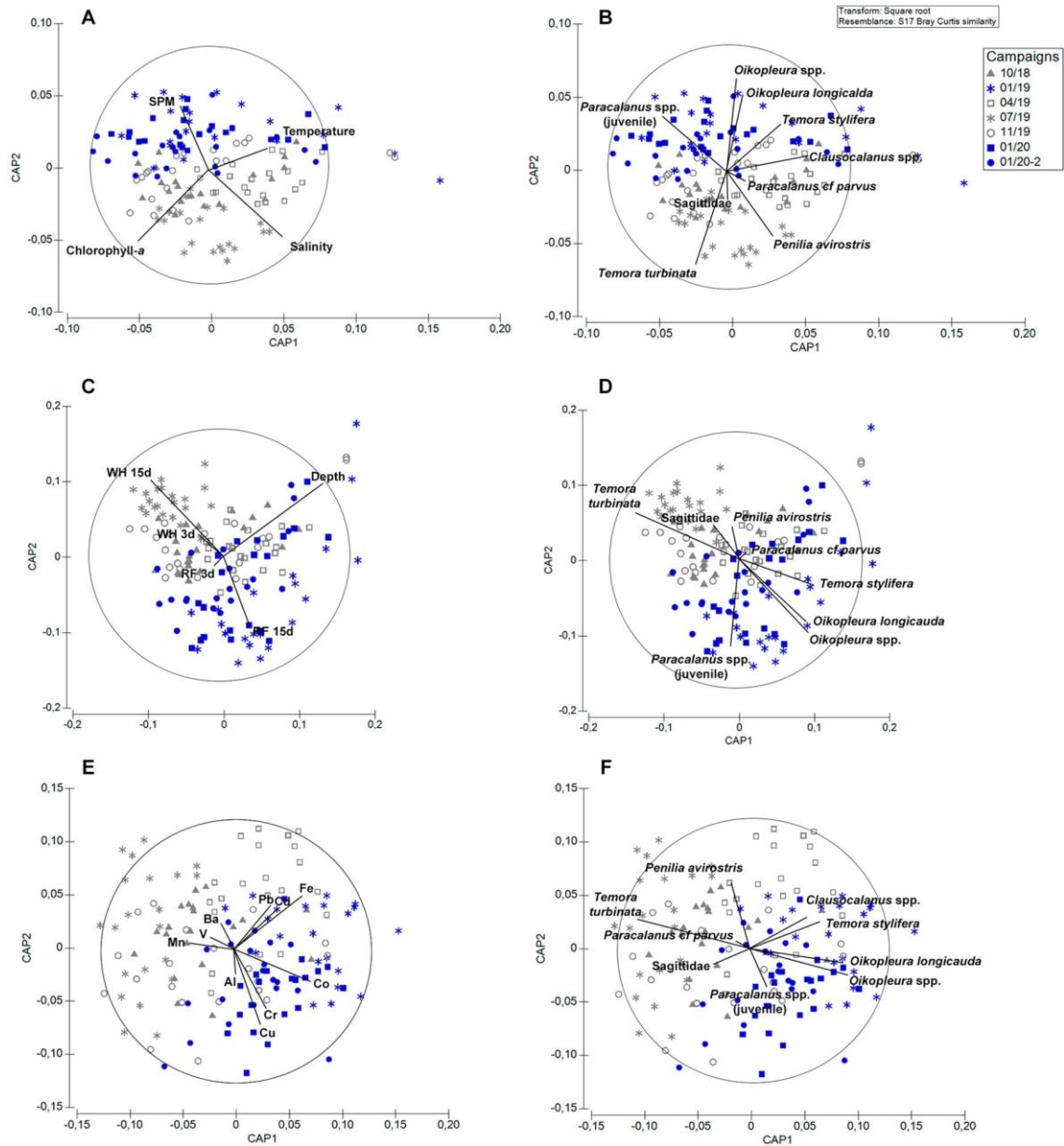


Fig. 5. Canonical Analysis of Principal coordinates (CAP) between zooplankton community data and environmental factors such as: suspended particulate matter - SPM (mg.L^{-1}), chlorophyll- α ($\mu\text{g.L}^{-1}$), salinity (psu) and temperature ($^{\circ}\text{C}$) with emphasis on environmental data (A) and on biological data (B); Doce River flow (RF) ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$), wave height (WH) (m) (average for 3 and 15 days) and depth (m) with emphasis on environmental data (C) and on biological data (D); total metal concentration: Al, Ba, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Pb and V ($\mu\text{g.L}^{-1}$) with emphasis on environmental data (E) and on biological data (F). Grey symbols correspond to low river flow period and blue symbols correspond to high river flow period.

Even though our results have shown no negative effects of metals in the zooplankton assemblage under low riverine discharge, it has been attested a worsening of water quality in terms of metals and other contaminants (e.g., PAHs) during the dry season after a tropic storm (“Iba”) in May 2019 and June 2019 (Longhini et al., 2022); but zooplankton was not sampled these months. Longhini et al. (2022) emphasized potential risks of toxic effects on pelagic communities, as major and trace metals that compose the ore tailings are known to be toxic to marine zooplankton (Gagneten and Paggi, 2009; Rejomon et al., 2008; Kim et al., 2014; Dinh et al., 2020).

Besides nutrient cycling and population control upon phytoplankton, a healthy and abundant zooplankton community has additional ecological importance in metal-contaminated environments. The tolerant species egest metals like Al and Pb through fecal pellets, which sink into the deep layers and the sediment, leading to its removal from the water column (Prahl and Carpenter, 1979; Fisher et al., 1991; Rossi and Jamet, 2008), helping environmental recovery.

b) Zooplankton - specific indicators of impact

The most representative organisms during our sampling period at the Doce River's mouth were *Clausocalanus*, *Paracalanus*, *Temora*, *Penilia* and *Oikopleura*. These genera are typical of tropical and subtropical regions and dominate the plankton's primal consumers fraction as generalist herbivores (Frost and Fleminger, 1968; Eskinazi-Sant'Anna and Björnberg, 2006; Benedetti et al., 2016). *Penilia avirostris* and *Oikopleura* sp. feed mainly upon nanophytoplankton but can diversify under special environmental conditions (Sato et al., 2004; Atienza et al., 2006).

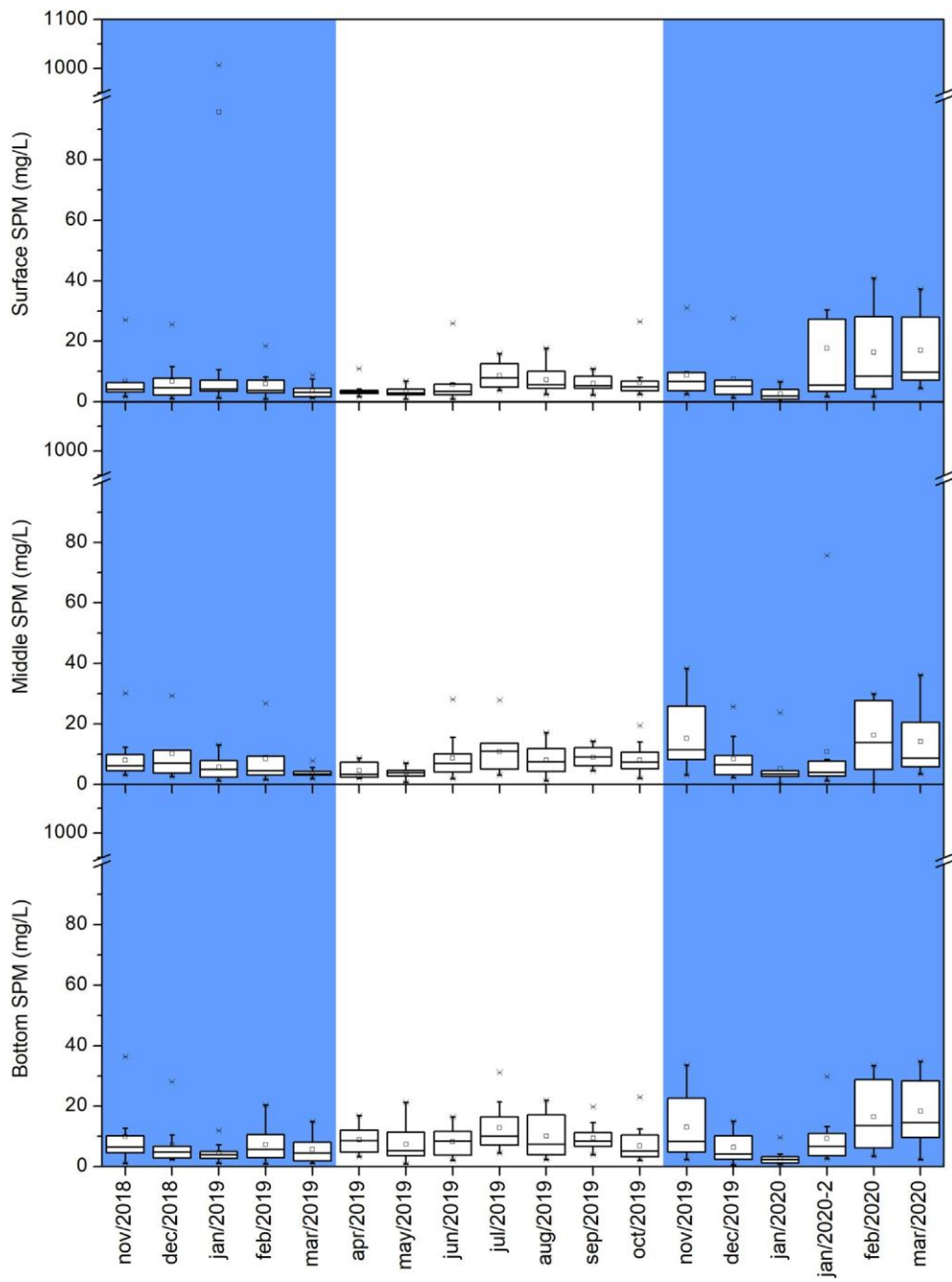


Fig. 6. Suspended Particulate Matter (SPM) values at different layers at the water column during our sampling period. White and blue shades corresponds to periods of low river discharge and high river discharge, respectively.

The zooplankton assemblage, associated to stronger riverine influences, was mainly characterized by *Oikopleura* spp. (CAP1, $r = -0.70$), *Oikopleura longicauda* (CAP1, $r = -0.66$) and juvenile (copepodites) forms of *Paracalanus* spp. (CAP1, $r = -0.54$). During the dry periods, when riverine streamflow was weaker, the community was typically differentiated by the presence of *Temora turbinata* (CAP1, $r = 0.82$) and *Penilia avirostris* (CAP2, $r = -0.58$) (Fig. 5B, D and F).

Paracalanus cf. *parvus* and *Temora turbinata* are tolerant species (Béjaoui et al., 2019; Ara, 2002; Bradford, 1977; Liu et al., 2013; Shi et al., 2017) that maintain high reproductive potential even under stressing conditions, including heavy metal exposure (Gibson and Grice, 1977) and are commonly found in high turbidity environments (Park et al., 1988; Kim et al., 2007; Kang, 2012).

Temora turbinata were associated with dry periods and high wave energy. Dry period had the highest values for the ecological indexes, suggesting that the prevalence of *T. turbinata* was not due to environmental stress, but to weakening of niche competition with *P. cf. parvus*, that had reduced dominance during the dry period, when the zooplankton community was more diverse, even and richer (Fig. 4). *Paracalanus* cf. *parvus* and *T. turbinata* are competitors for similar food resources (Turner, 1984) which lead to *T. turbinata* population fluctuations to be dependent on *Paracalanus* spp. dynamics (Fig. 7A).

Table 1: Concentrations of metals in $\mu\text{g.L}^{-1}$ (minimum, maximum, mean \pm SD) in total water (unfiltered samples) from the continental shelf adjacent to the Doce River mouth during low Doce River flow (Oct/18, Apr/19, Jul/19, Nov/19) and high Doce River flow (Jan/19, Jan/20, Jan/20–2).

		Al	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Pb	V
Oct-18	Min	55.76	9.92	0.05	1.22	6.99	1.25	1185.32	15.57	0.09	38.94
	Max	662.47	35.27	0.53	2.05	11.58	25.42	1604.07	27.49	4.81	69.61
	Mean	126.04	13.03	0.11	1.37	8.1	7.08	1309.27	17.64	0.71	52.61
	SD	129.48	4.83	0.11	0.18	1.06	4.94	132.98	2.79	0.98	5.49
Jan-19	Min	572.87	21.34	2.19	1.11	19.01	5.01	3386.33	11.66	4.29	15.77
	Max	3823.98	28.11	3.75	3.44	27.08	327.08	3921.77	15.07	37.29	20.26
	Mean	2145.94	24.42	2.86	1.88	22.24	146.44	3594.8	13.34	14.18	17.81
	SD	1000.29	1.59	0.45	0.75	1.83	94.82	140.27	1.02	9.8	1.12
Apr-19	Min	29.24	0.48	0.01	0.62	0.51	1.34	1046.55	9.69	0.54	1.58
	Max	2364.11	30.85	13.57	1.15	4.25	16.51	3769.24	58.21	28.84	6.34
	Mean	248.22	11.68	0.67	0.83	2	5.96	1712.88	20.38	15.29	2.27
	SD	439.4	12.82	2.36	0.13	1.33	3.27	621.74	10.65	12.46	0.91
Jul-19	Min	49.2	26.03	0	0.15	7.34	43.36	51.91	8.98	0.35	0.19
	Max	1121.42	35.73	0.78	0.61	11.48	53.56	1016.93	27.02	3.4	1.49
	Mean	241.3	29.93	0.13	0.4	9.24	48.08	247.57	14	0.93	0.77
	SD	239.33	2.95	0.17	0.14	1.11	3.16	214.1	4.22	0.7	0.52
Nov-19	Min	34.73	18.12	0.1	1.17	3.01	145.96	195.52	12.68	0.4	0.45
	Max	1065.42	27.82	0.85	1.48	4.89	235.44	1540.63	38.68	9.27	3.78
	Mean	259.3	22.18	0.34	1.28	3.51	198.36	459.43	18.76	1.61	1.27
	SD	260.03	2.29	0.16	0.08	0.45	21.28	317.66	6.25	2.09	0.78
Jan-20	Min	23.21	7.84	0.01	1.22	2.6	120.82	186.82	8.51	0.49	0.68
	Max	360.36	32.66	0.98	2.29	13.79	1196.81	647.47	22.99	13.63	5.93
	Mean	126.72	19.95	0.28	1.89	9.64	598.17	388.82	16.08	2.09	3.44
	SD	84.87	8.65	0.31	0.27	3.48	393.21	124.48	3.5	2.82	1.85
Jan-20/2	Min	2.5	11.28	0.01	0.44	18.5	52.72	248.39	3.12	0.08	6.44
	Max	2472.76	68.58	0.56	1	29.13	108.25	4849.07	44.47	1.66	13.27
	Mean	199.35	15.84	0.15	0.52	25.29	94.36	455.52	5.86	0.34	8.39
	SD	631.22	10.42	0.13	0.1	3.22	12.25	847.59	7.5	0.34	1.32

The Appendicularia *O. longicauda* also showed positive correlation with the river flow (Fig. 5B, D, F), with population peaks on periods of high flow, during January 2019 and January 2020 (Fig. 7C), which is in agreement with other studies (Hoover et al., 2006). During the high Doce River's flow, SPM concentration tends to be dominated by the inorganic fraction (Spearman's correlation coefficient: - 0.73 and *p*- value < 0.05). Appendicularia shows significant populational increase after iron fertilization (Bollens and Landry, 2000), even with high SPM concentrations, due to particle selection by size and nutritional value prior to ingestion (Lombard et al., 2011). Iron is the most abundant metal in the tailings (Sá et al., 2021) and presented higher values in the coastal area during the high flow period (Table 1; CAP1 $r = 0.51$). Therefore, population dynamics of *O. longicauda* is another useful bioindicator for the Doce River plume effects in the coastal area during the wet season.

c) *Zooplankton time of response*

Samples taken at the Doce River maximum flow for each year (January 2019 and January 2020–2) allowed us to address the zooplankton community time of response under environmental stress. Samples taken in January 2019 were collected 15 days after the Doce River maximum discharge at the coast, which was, along with January 2020, the period with the highest total metal and SPM concentrations, respectively (Table 1 and Fig. 6). On the other hand, samples taken in January 2020–2, were collected during the Doce River discharge peak, which had the highest particulate metal concentrations and a predominance of inorganic SPM on the water column (Fig. 6 and Supplementary Material 2), implying differences on the availability of dissolved and particulate metals by biogeochemical processes at the continental shelf (Longhini et al., 2022). Therefore, when assessing the tailings effects on the zooplankton community, we must consider all fractions of metals (total metals) available in the water during the sampling as one cause of disturbance.

The zooplankton community had the lowest values for all ecological indexes in January 2019, 15 days after the maximum discharge, but didn't maintain the same patten in January 2020–2, when we sampled during the maximum river discharge (Figs. 2 and 4). On the other hand, specific indicators of impact, like the dominance of juvenile forms of Paracalanidae and the relative abundance of *Oikopleura* species, also showed signs of environmental disturbance in the January 2020–2 samples, proving to vary faster than the zooplankton community as a whole. High percentage of Paracalanidae juveniles

represents a population struggling to recover from an environmental impact (Turner, 2004; Chew and Chong, 2016) and *O. longicauda* dominance is a reflex of its suitable adaptation for turbid and nutrient rich environments (Bollens and Landry, 2000; Lombard et al., 2011).

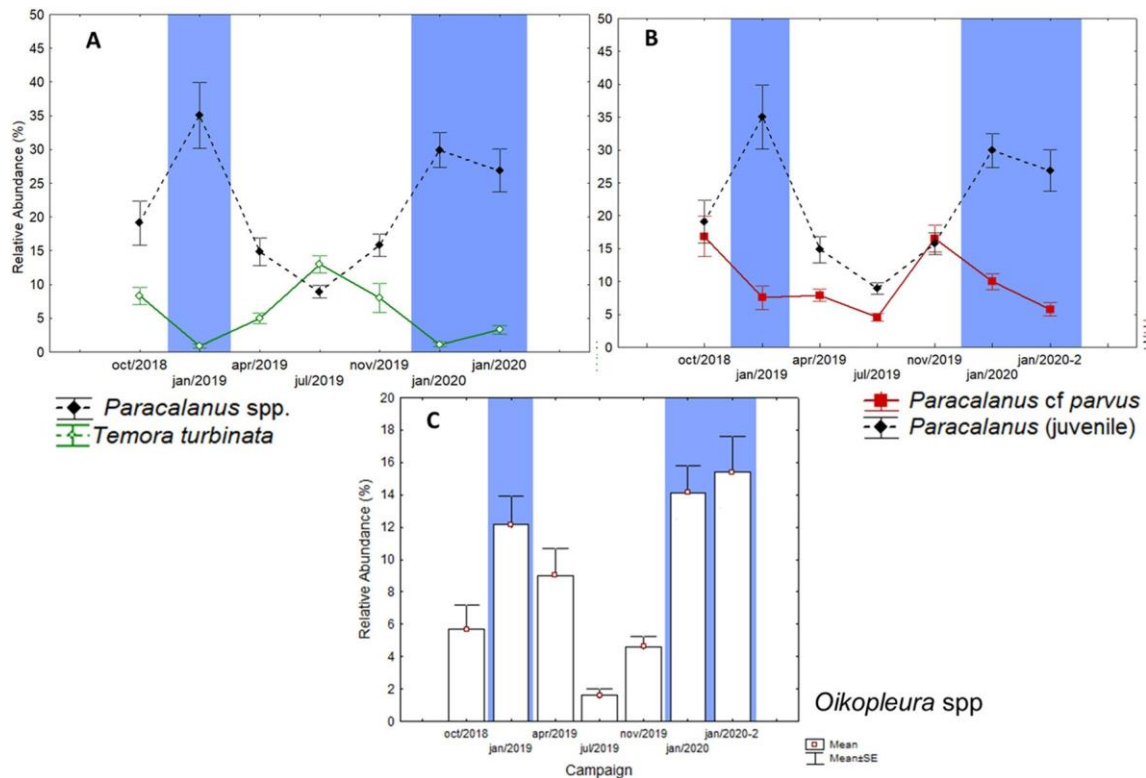


Fig. 7. (A) *Paracalanus* spp. and *Temora turbinata* population dynamics during our sampling period. (B) *Paracalanus* cf. *parvus* adults (red) and juvenile (black) dynamics during our sampling period. (C) *Oikopleura* spp. relative abundance variation during our sampling period. Blue shades correspond to high river flow periods.

4. Conclusion

Five years after the tailings' arrival at the Doce River's costal region, the zooplankton community still shows evidence of continuous disturbance, coinciding with periods of high river discharge it the coastal area. Our results reinforce the use of the zooplankton community as an effective tool for assessing the ecosystem environmental health, with the ecological indexes and the relative abundance of tolerant species (e.g., *P. parvus* and *O. longicauda*) as complementary bioindicator of environmental stress.

The patterns found in this study have been persisting and will continue for years ahead,

as long as there are tailings remains of the Fundão dam rupture at the Doce River trough and side banks, which will eventually end up in the coastal area after every intense flow event or other episode of resuspension.

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151249>.

CRedit authorship contribution statement

Gustavo Martins Rocha: Conceptualization, Writing – original draft, Writing – review & editing, Formal analysis, Investigation. Bianca Salvador: Formal analysis, Investigation, Data curation. Pedro de Souza Laino: Investigation, Data curation. Gabriel Harley Costa Santos: Investigation, Data curation. Lilian Elisa Demoner: Investigation, Data curation. Laura Rodrigues da Conceição: Investigation, Data curation. Priscila Teixeira-Amaral: Investigation, Data curation. Guilherme Nogueira Mill: Formal analysis, Investigation, Data curation. Renato David Ghisolfi: Methodology, Writing – review & editing, Supervision, Resources. Eduardo Schettini Costa: Formal analysis, Investigation, Data curation. Cybelle Menolli Longhini: Formal analysis, Investigation, Data curation. Cesar Alexandro da Silva: Formal analysis, Investigation, Data curation. Renata Caiado Cagnin: Formal analysis, Investigation, Data curation. Fabian Sá: Methodology, Writing – review & editing, Supervision, Resources. Renato Rodrigues Neto: Methodology, Writing – review & editing, Supervision, Resources. Camilo Dias Junior: Methodology, Writing – review & editing, Supervision, Resources. Kyssyanne Samihra Oliveira: Formal analysis, Investigation, Data curation. Caroline Fiório Grilo: Formal analysis, Investigation, Data curation. Valéria da Silva Quaresma: Methodology, Writing – review & editing, Supervision, Resources. Sérgio Luiz Costa Bonecker: Methodology, Writing – review & editing, Supervision, Resources. Luiz Fernando Loureiro Fernandes: Methodology, Writing – review & editing, Supervision, Resources.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgments

The present study was carried out as part of the Aquatic Biodiversity Monitoring Program,-PMBA, established by the Technical-Scientific Agreement (001/2018) between UFES-FEST-Renova Foundation.

References

- Aouini, F., Trombini, C., Volland, M., Elcafsi, M., Blasco, J., 2018. Assessing lead toxicity in the clam *ruditapes philippinarum*: bioaccumulation and biochemical responses. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 158, 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.04.033>.
- Ara, K., 2002. Temporal variability and production of *Temora turbinata* (Copepoda: Cala-noida) in the Cananéia lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. *Sci. Mar.* 66, 399–406.
- Atienza, D., Saiz, E., Calbet, A., 2006. Feeding ecology of the marine cladoceran *Penilia avirostris*: natural diet, prey selectivity and daily ration. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 315, 211–220. <https://doi.org/10.3354/MEPS315211>.
- Bastos, A.C., Oliveira, K.S.S., Fernandes, L.F.L., Pereira, J.B., Demoner, L.E., Neto, R.R., 2017. Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – Novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória Accessed date: December, 10, 2020 https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/relatorio_consolidado_ufes_rio_doce.pdf.
- Baudouin, M.F., Scoppa, P., 1974. Acute toxicity of various metals to freshwater zooplankton. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 12 (6), 745–751. <https://doi.org/10.1007/bf01685925>.
- Béjaoui, B., Ismail, S.B., Othmani, A., Hamida, O.B.H., Chevalier, C., Feki, W., et al., 2019. Synthesis review of the Gulf of Gabes (eastern Mediterranean Sea, Tunisia): morphological, climatic, physical oceanographic, biogeochemical and fisheries features. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 219, 395–408. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.01.006>.
- Benedetti, F., Gasparini, S., Ayata, D., 2016. Identifying copepod functional groups from species functional traits. *J. Plankton Res.* 38, 159–166.
- Bernardino, A.F., Pais, F.S., Oliveira, L.S., Gabriel, F.A., Ferreira, T.O., Queiroz, H.M., Mazzuco, A.C.A., 2019. Chronic trace metals effects of mine tailings on estuarine assemblages revealed by environmental DNA. *PeerJ* 7, e8042. <https://doi.org/10.7717/peerj.8042>.
- Beserra, E.R., Mendes, A.L., Estefen, S.F., Parente, C.E., 2007. Wave climate analysis for a wave energy conversion application in Brazil. *Int. Conf. Offshore Mech. Arct. Eng.* 897–902.
- Bodar, C.W.M., Van Leeuwen, C.J., Voogt, P.A., Zandee, D.I., 1988. Effect of

- cadmium on the reproduction strategy of *Daphnia magna*. *Aquat. Toxicol.* 12 (4), 301–309. [https://doi.org/10.1016/0166-445X\(88\)90058-6](https://doi.org/10.1016/0166-445X(88)90058-6).
- Bollens, G.R., Landry, M.R., 2000. Biological response to iron fertilization in the eastern equatorial Pacific (IronEx II). II. Mesozooplankton abundance, biomass, depth distribution and grazing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 201, 43–56.
- Boltovskoy, D., 1981. Atlas del Zooplankton del Atlántico Sudoccidental. INIDEP, Mar del Plata.
- Boltovskoy, D., 1999. South Atlantic Zooplankton. Backhuys Publishers, Leiden. Bonecker, S.L.C., 2006. Atlas de Zooplâncton da Região Central da Zona Econômica Exclusiva Brasileira. Séries Livros No. 21. Museu Nacional, Rio de Janeiro 234 pp.
- Bonecker, A.C.T., de Castro, M.S., Costa, P.G., Bianchini, A., Bonecker, S.L.C., 2019. Larval fish assemblages of the coastal area affected by the tailings of the collapsed dam in South-east Brazil. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 32, 100848. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100848>.
- Bonecker, A.C.T., Menezes, B.S., Junior, C.D., Silva, C.A., Ancona, C.M., Dias, C.O., 2022. An Integrated Study of the Plankton Community After Four Years of Fundão Dam Disaster This issue.
- Bradford, J.M., 1977. Distribution of the pelagic copepod *temora turbinata* in New Zealand coastal waters, and possible trans-Tasman population continuity. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 11 (1), 131–144. <https://doi.org/10.1080/00288330.1977.9515666>.
- Bradford-Grieve, J.M., Markhaseva, E.L., Rocha, C.E.F., Abiahy, B., 1999. Copepoda. In: Boltovskoy, D. (Ed.), South Atlantic Zooplankton. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 869–1098 This issue.
- Carvalho Aguiar, V.M., Neto, J.A.B., da Silva Quaresma, V., Bastos, A.C., de Athayde, J.P.M., 2020. Bioavailability and ecological risks of trace metals in bottom sediments from doce river continental shelf before and after the biggest environmental disaster in Brazil: the collapse of the Fundão dam. *J. Environ. Manag.* 272, 111086. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111086>.
- Chew, L.L., Chong, V.C., 2016. Response of marine copepods to a changing tropical environment: winners, losers and implications. *PeerJ* 4, e2052. <https://doi.org/10.7717/peerj.2052>.
- Coale, K.H., Johnson, K.S., Fitzwater, S.E., Gordon, R.M., Tanner, S., Chavez, F.P., Ferioli, L., Sakamoto, C., et al., 1996. A massive phytoplankton bloom induced by an ecosystem-scale iron fertilization experiment in the equatorial Pacific Ocean. *Nature* 383 (6600), 495–501. <https://doi.org/10.1038/383495a0>.
- Conceição, L.R., Demoner, L.E., Pereira, J.B., Perassoli, F., Ghisolfi, R.D., Bastos, A.C., et al., 2021. Copepod community structure after a mining dam disaster in the southwestern Atlantic Ocean. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 254, 107325. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107325>.
- David, V., Sautour, B., Chardy, P., Leconte, M., 2005. Long-term changes of the zooplankton variability in a turbid environment: the gironde estuary (France). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 64 (2–3), 171–184. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.01.014>.

- Dias, C.O., Araujo, A.V., Vianna, S.C., Fernandes, L.L., Paranhos, R., Suzuki, M.S., Bonecker, S.L.C., 2015. Spatial and temporal changes in biomass, production and assemblage structure of mesozooplanktonic copepods in the tropical south-west Atlantic Ocean. *J. Mar. Biol. Assoc.* 95 (3), 483–496.
- Dinh, K.V., Dinh, H.T., Pham, H.T., Selck, H., Truong, K.N., 2020. Development of metal adaptation in a tropical marine zooplankton. *Sci. Rep.* 10 (1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67096-1>.
- Eskinazi-Sant'Anna, E.M., Björnberg, T.K.S., 2006. Seasonal dynamics of mesozooplankton in Brazilian coastal waters. *Hydrobiologia* 563 (1), 253–268.
- Fernandes, L.F.L., Paiva, T.R.M., Longhini, C.M., Pereira, J.B., Ghisolfi, R.D., Lázaro, G.C.S., et al., 2020. Marine zooplankton dynamics after a major mining dam rupture in the Doce River, southeastern Brazil: rapid response to a changing environment. *Sci. Total Environ.* 736, 139621. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139621>.
- Fisher, N.S., Nolan, C.V., Fowler, S.W., 1991. Assimilation of metals in marine copepods and its biogeochemical implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 37–43. <https://doi.org/10.3354/meps071037>.
- Fisher, N.S., Stupakoff, I., Sañudo-Wilhelmy, S., Wang, W.X., Teyssié, J.L., Fowler, S.W., Crusius, J., 2000. Trace metals in marine copepods: a field test of a bioaccumulation model coupled to laboratory uptake kinetics data. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 194, 211–218. <https://doi.org/10.3354/meps194211>.
- Frainer, G., Siciliano, S., Tavares, D.C., 2016. Franciscana calls for help: the short and long-term effects of Fundão disaster on small cetaceans of South-eastern Brazil. *International Whaling Commission Papers*. At: Bled, Slovenia. Volume: SC/66b/SM/04.
- Frigstad, H., Kaste, Ø., Deininger, A., Kvalsund, K., Christensen, G., Bellerby, R.G., King, A.L., 2020. Influence of riverine input on Norwegian coastal systems. *Front. Mar. Sci.* 332 (7), 1–14. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00332>.
- Frost, B.W., Fleminger, A., 1968. A revision of the genus *Clausocalanus* (Copepoda: Calanoida) with remarks on distributional patterns in diagnostic characters. *Bull. Scripps Inst. Oceanogr. Univ. Calif.* 12, 1–235.
- Gagneten, A.M., Paggi, J.C., 2009. Effects of heavy metal contamination (Cr, Cu, Pb, Cd) and eutrophication on zooplankton in the lower basin of the Salado River (Argentina). *Water Air Soil Pollut.* 198 (1), 317–334. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9848-z>.
- Gibson, V.R., Grice, G.D., 1977. Response of macro-zooplankton populations to copper: controlled ecosystem pollution experiment. *Bull. Mar. Sci.* 27, 85–91.
- Goswami, P., Thirunavukkarasu, S., Godhantaraman, N., Munuswamy, N., 2014. Monitoring of genotoxicity in marine zooplankton induced by toxic metals in Ennore estuary, southeast coast of India. *Mar. Pollut. Bull.* 88 (1–2), 70–80. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.025>.
- Grange, N., Whitfield, A.K., De Villiers, C.J., Allanson, B.R., 2000. The response of two south African east coast estuaries to altered river flow regimes. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst.* 10 (3), 155–177. [https://doi.org/10.1002/1099-0755\(200005/06\)10:3<155::AID-AQC406>3.0.CO;2-Z](https://doi.org/10.1002/1099-0755(200005/06)10:3<155::AID-AQC406>3.0.CO;2-Z).

- Grilo, C.F., Quaresma, V.S., Amorim, G.F.L., Bastos, A.C., 2018. Changes in flocculation patterns of cohesive sediments after an iron ore mining dam failure. *Mar. Geol.* 400, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2018.03.004>.
- Grilo, C.F., Chassagne, C., Quaresma, V.S., van Kan, P.J.M., Bastos, A.C., 2020. The role of charge reversal of iron ore tailing sludge on the flocculation tendency of sediments in marine environment. *Appl. Geochem.* 117, 104606. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104606>.
- Guerra, M.B.B., Teaney, B.T., Mount, B.J., Asunskis, D.J., Jordan, B.T., Barker, R.J., Santos, E.E., Schaefer, C.E.G.R., 2017. Post-catastrophe analysis of the Fundão tailings dam failure in the Doce River system, Southeast Brazil: potentially toxic elements in affected soils. *Water Air Soil Pollut.* 228, 252. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3430-5>.
- Gulati, R.D., Bodar, C.W., Schuurmans, A.L., Faber, J.A., Zandee, D.I., 1988. Effects of cadmium exposure on feeding of freshwater planktonic crustaceans. *Comp. Biochem. Physiol. C: Toxicol. Pharmacol.* 90 (2), 335–340. [https://doi.org/10.1016/0742-8413\(88\)90007-2](https://doi.org/10.1016/0742-8413(88)90007-2).
- Hatje, V., Pedreira, R.M., de Rezende, C.E., Schettini, C.A.F., de Souza, G.C., Marin, D.C., Hackspacher, P.C., 2017. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Sci. Rep.* 7 (1), 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11143-x>.
- Havens, K.E., 1990. Aluminum binding to ion exchange sites in acid-sensitive versus acid-tolerant cladocerans. *Environ. Pollut.* 64 (2), 133–141. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(90\)90110-X](https://doi.org/10.1016/0269-7491(90)90110-X).
- Havens, K.E., Heath, R.T., 1989. Acid and aluminum effects on freshwater zooplankton: an in situ mesocosm study. *Environ. Pollut.* 62 (2–3), 195–211. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(89\)90187-5](https://doi.org/10.1016/0269-7491(89)90187-5).
- Hernández-León, S., Koppelman, R., Fraile-Nuez, E., Bode, A., Mompeán, C., Irigoien, X., Duarte, C.M., 2020. Large deep-sea zooplankton biomass mirrors primary production in the global ocean. *Nat. Commun.* 11 (1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19875-7>.
- Heugens, E.H., Tokkie, L.T., Kraak, M.H., Hendriks, A.J., Van Straalen, N.M., Admiraal, W., 2006. Population growth of *Daphnia magna* under multiple stress conditions: joint effects of temperature, food, and cadmium. *Environ. Toxicol. Chem.* 25 (5), 1399–1407. <https://doi.org/10.1897/05-294r.1>.
- Hoover, R.S., Hoover, D., Miller, M., Landry, M.R., DeCarlo, E.H., Mackenzie, F.T., 2006. Zooplankton response to storm runoff in a tropical estuary: bottom-up and top-down controls. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 318, 187–201. <https://doi.org/10.3354/meps318187>.
- Hopper, A.F., 1960. The resistance of marine zooplankton of the caribbean and South Atlantic to changes in salinity 1. *Limnol. Oceanogr.* 5 (1), 43–47. <https://doi.org/10.4319/lo.1960.5.1.0043>.
- Jia, D., Zhang, T., Yuan, S., 2019. Pattern dynamics of a diffusive toxin producing phytoplankton–zooplankton model with three-dimensional patch. *Int. J. Bifurcation Chaos* 29 (04), 1930011. <https://doi.org/10.1142/S0218127419300118>.
- Kang, H.K., 2012. Effects of suspended sediments on reproductive responses of

- paracalanus sp. (Copepoda: Calanoida) in the laboratory. *J. Plankton Res.* 34 (7), 626–635. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbs033>.
- Kim, D.S., Kim, K.H., Shim, J.H., Yoo, S.J., 2007. The distribution and interannual variation in nutrients, chlorophyll-a, and suspended solids in the northern East China Sea during the summer. *Ocean Polar Res.* 29 (3), 193–204. <https://doi.org/10.4217/OPR.2007.29.3.193>.
- Kim, B.M., Rhee, J.S., Jeong, C.B., Seo, J.S., Park, G.S., Lee, Y.M., Lee, J.S., 2014. Heavy metals induce oxidative stress and trigger oxidative stress-mediated heat shock protein (hsp) modulation in the intertidal copepod *Tigriopus japonicus*. *Comp. Biochem. Physiol. C. Toxicol. Pharmacol.* 166, 65–74. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2014.07.005>.
- Lansac Tôha, F.A., Lima, A.F., 1993. Ecologia do zooplâncton do Estuário do rio una do prelado (São Paulo, Brasil). *Acta Limnol. Bras.* 6, 82–95.
- Liu, H., Li, K., Huang, H., Song, X., Yin, J., Huang, L., 2013. Seasonal community structure of mesozooplankton in the Daya Bay, South China Sea. *J. Ocean Univ. China* 12 (3), 452–458. <https://doi.org/10.1007/s11802-013-1991-5>.
- Lombard, F., Selander, E., Kiørboe, T., 2011. Active prey rejection in the filter-feeding appendicularian *Oikopleura dioica*. *Limnol. Oceanogr.* 56 (4), 1504–1512. <https://doi.org/10.4319/lo.2011.56.4.1504>.
- Longhini, C.M., Rodrigues, S.K., Costa, E.S., da Silva, C.A., Cagnin, R.C., Gripp, M., 2022. Environmental quality assessment in a marine coastal area impacted by mining tailing using a geochemical multi-index and physical approach. *Sci. Total Environ.* 149883.
- Lopes, R.M., Brandini, F.P., Gaeta, S.A., 1999. Distribution patterns of epipelagic copepods off Rio de Janeiro (SE Brazil) in summer 1991/1992 and winter 1992. *Hydrobiologia* 411, 161–174. <https://doi.org/10.1023/A:1003859107041>.
- Mallin, M.A., Paerl, H.W., Rudek, J., Bates, P.W., 1993. Regulation of estuarine primary production by watershed rainfall and river flow. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 93, 199.
- Mance, G., 1987. Toxicity of metals to marine life. *Pollution Threat of Heavy Metals in Aquatic Environments*. Springer, Dordrecht, pp. 174–232.
- Marta-Almeida, M., Mendes, R., Amorim, F.N., Cirano, M., Dias, J.M., 2016. Fundão dam collapse: oceanic dispersion of river doce after the greatest brazilian environmental accident. *Mar. Poll. Bull.* 112 (1–2), 359–364. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.07.039>.
- Matthews-Cascon, H., Bezerra, L.E.A., Barroso, C.X., Rabay, S.G., Moreira, A.K., Rocha, V.P., Oliveira Soares, M., 2018. Marine benthic communities affected by the Doce River (southwestern Atlantic): baseline before a mining disaster. *Mar. Poll. Bull.* 135, 1000–1006. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.020>.
- McTaggart, K.E., Johnson, G.C., Johnson, M.C., Delahoyde, F.M., Swift, J.H., 2010. Notes on CTD/O2 Data Acquisition and Processing Using Sea-Bird Hardware and Software (as available).
- Melo Júnior, M., Marcolin, C.R., Miyashita, L.K., Lopes, R.M., 2016. Temporal changes in pelagic copepod assemblages off Ubatuba. *Brazil. Mar. Ecol.* 37 (4),

877–890.

Modéran, J., Bouvais, P., David, V., Le Noc, S., Simon-Bouhet, B., Niquil, N., Miramand, P., Fichet, D., 2010. Zooplankton community structure in a highly turbid environment (Charente estuary, France): spatio-temporal patterns and environmental control. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 88 (2), 219–232. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.04.002>.

Naylor, E., 2006. Orientation and navigation in coastal and estuarine zooplankton. *Mar. Freshw. Behav. Physiol.* 39 (1), 13–24. <https://doi.org/10.1080/10236240600593344>.

Oliveira, K.S.S., Quaresma, V.S., 2017. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. *J. S. Am. Earth Sci.* 78, 101–115. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2017.06.009>.

Park, Y.A., Kim, K.R., Choi, J.Y., Park, S.C., 1988. Size distribution of suspended particulate materials in the southern East Sea of Korea. *J. Oceanogr. Soc. Korea* 23 (2), 76–88.

Petrobras, 2015. Relatório Final do Projeto de Caracterização Ambiental Regional da Bacia do Espírito Santo e Parte Norte da Bacia de Campos (PCR-ES/AMBES). Anexo II.2.2-6 – Estrutura da Comunidade Zooplanctônica: Descritores espaciais e temporais.

Platt, T.C., Bird, D.F., Sathyendranath, S., 1991. Critical depth and marine primary production. *Proc. R. Soc. London, Ser. B* 246 (1317), 205–217. <https://doi.org/10.1098/rspb.1991.0146>.

Prahl, F.G., Carpenter, R.O.Y., 1979. The role of zooplankton fecal pellets in the sedimentation of polycyclic aromatic hydrocarbons in Dabob Bay, Washington. *Geochim. Cosmochim. Acta* 43 (12), 1959–1972.

Quaresma, V.S., Bastos, A.C., Leite, M.D., Costa Jr., A., Cagnin, R.C., Grilo, C.F., et al., 2020. The effects of a tailing dam failure on the sedimentation of the eastern Brazilian inner shelf. *Cont. Shelf. Res.* 205, 104172. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2020.104172>.

Queiroz, H.M., Nóbrega, G.N., Ferreira, T.O., Almeida, L.S., Romero, T.B., Santaella, S.T., Bernadino, A.F., Otero, X.L., 2018. The Samarco mine tailing disaster: a possible time-bomb for heavy metals contamination? *Sci. Total Environ.* 637, 498–506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.370>.

Reeve, M.R., Grice, G.D., Gibson, V.R., Walter, M.A., Darcy, K., Ikeda, T., 1976. A controlled environmental pollution experiment (CEPEX) and its usefulness in the study of larger marine zooplankton under toxic stress. *Effects of Pollutants on Aquatic Organisms*, pp. 145–162.

Rejomon, G., Balachandran, K.K., Nair, M., Joseph, T., 2008. Trace metal concentrations in marine zooplankton from the western bay of Bengal. *Appl. Ecol. Environ. Sci.* 6 (1), 107–116. <https://doi.org/10.1080/15275920701506193>.

Rejomon, G., Kumar, P.D., Nair, M., Muraleedharan, K.R., 2010. Trace metal dynamics in zooplankton from the bay of Bengal during summer monsoon. *Environ. Toxicol.* 25 (6), 622–633. <https://doi.org/10.1002/tox.20544>.

Rossi, N., Jamet, J.L., 2008. In situ heavy metals (copper, lead and cadmium) in

different plankton compartments and suspended particulate matter in two coupled Mediter- ranean coastal ecosystems (Toulon Bay, France). *Mar. Pollut. Bull.* 56 (11), 1862–1870. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.07.018>.

Rudorff, N., Rudorff, C.M., Kampel, M., Ortiz, G., 2018. Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern brazilian coast. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 145, 349–361. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.02.013>.

Sá, F., Longhini, C.M., Costa, E.S., Silva, C.A., Cagnin, R.C., Gomes, L.E.O., Lima, A.T., Bernardino, A.F., Neto, R.R., 2021. Time-sequence development of estuarine metal (loid)s following the 2015 dam failure in the Doce river estuary, Brazil. *Sci. Total En- viron.* 9999. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144532>.

Sato, R., Tanaka, Y., Ishimaru, T., 2004. Clearance and ingestion rates of three appendicularian species, *Oikopleura longicauda*, *O. rufescens* and *O. fusiformis*. *Re- sponse of Marine Ecosystems to Global Change: Ecological Impact of Appendicularians*, pp. 189–206.

Schlacher, T.A., Connolly, R.M., Skillington, A.J., Gaston, T.F., 2009. Can export of organic matter from estuaries support zooplankton in nearshore, marine plumes? *Aquat. Ecol.* 43 (2), 383–393.

Shi, Z., Xu, J., Huang, X., Zhang, X., Jiang, Z., Ye, F., Liang, X., 2017. Relationship between nutrients and plankton biomass in the turbidity maximum zone of the Pearl River Es- tuary. *J. Environ. Sci.* 57, 72–84. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.11.013>.

Skreslet, S., 2013. *The Role of Freshwater Outflow in Coastal Marine Ecosystems*. Vol. 7. Springer Science+Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-70886-2>.

Sterza, J.M., Fernandes, L.L., 2006. Zooplankton community of the Vitória Bay estuarine system (Southeastern Brazil): characterization during a three-year study. *Braz. J. Oceanogr.* 54 (2–3), 95–105. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592006000200001>.

Stock, C., Dunne, J., 2010. Controls on the ratio of mesozooplankton production to primary production in marine ecosystems. *Deep-Sea Res. I Oceanogr. Res. Pap.* 57 (1), 95–112. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2009.10.006>.

Stockdale, A., Tipping, E., Lofts, S., Fott, J., Garmo, Ø.A., Hruska, J., et al., 2014. Metal and proton toxicity to lake zooplankton: a chemical speciation based modelling approach. *Environ. Pollut.* 186, 115–125. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.11.012>.

Sywula, T., Waife, G., Sell, J., Ażewska, I., 2002. Genetic subdivision of the upwelling copepod *Calanoides carinatus* (Krøyer, 1849) off the continental shelf of Ghana. *J. Plankton Res.* 24 (5), 523–525. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.523>.

Turner, J.T., 1984. Zooplankton feeding ecology: contents of fecal pellets of the copepods *Eucalanus pileatus* and *Paracalanus quasimodo* from continental shelf waters of the Gulf of Mexico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 15 (1), 27–46.

Turner, J.T., 2004. The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. *Zool. Stud.* 43 (2), 255–266.

- U.S. EPA, 1998. Method 6020A. Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry, Revision 1. Washington, DC.
- U.S. EPA, 2007. Method 3051A (SW-846): Microwave Assisted Acid Digestion of Aqueous Samples and Extracts, Revision 1. Washington, DC.
- U.S. EPA, 2007b. Method 3051A (SW-846): Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils, Revision 1. Washington, DC.
- Uncles, R.J., Bloomer, N.J., Frickers, P.E., Griffiths, M.L., Harris, C., Howland, R.J.M., Tappin, A.D., 2000. Seasonal variability of salinity, temperature, turbidity and suspended chlorophyll in the Tweed estuary. *Sci. Total Environ.* 251 (252), 115–124. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00405-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00405-8).
- Vega-Pérez, L.A., 1993. Estudo do zooplâncton da região de Ubatuba, Estado de São Paulo. *Publ. Espec. Inst. Oceanogr.* 10, 65–84.
- Xu, Z.L., Zhang, D., 2010. Yield-density model for determining optimal temperature and salinity for zooplankton: case studies with appendicularia in the East China Sea. *Bull. Mar. Sci.* 86 (1), 149–164 DOI.
- Zauke, G.P., Schmalenbach, I., 2006. Heavy metals in zooplankton and decapod crustaceans from the Barents Sea. *Sci. Total Environ.* 359 (1–3), 283–294. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.002>.

- Capítulo 2

Microprotozooplâncton como bioindicador de eutrofização em lagoas costeiras tropicais.

INTRODUÇÃO

O uso de bioindicadores, em adição à medição dos parâmetros físico-químicos na água, é importante ferramenta complementar ao monitoramento ambiental. A abordagem biológica contribui com o componente temporal, relativo ao tempo de vida dos organismos, que irão responder aos pulsos de poluentes que podem não estar mais presentes no ambiente no momento da aferição físico-química (Keeler and McLemore, 1996). Além disso, o uso de bioindicadores pode permitir a detecção de consequências indiretas da presença de determinado poluente, funcionando como preditores dos seus efeitos no ecossistema (Holt and Miller, 2011). Um dos bioindicadores de mudanças ambientais é a comunidade zooplanctônica (Zannatul and Muktadir, 2009; Parmar et al., 2016).

Organismos zooplanctônicos são potenciais bioindicadores por serem, em sua maioria, cosmopolitas, e por apresentarem respostas rápidas e consistentes às variações dos parâmetros ambientais (Zannatul and Muktadir, 2009). Porém, diferentemente da abordagem utilizando outros grupos de organismos como fitoplâncton, bentos e meiofauna, (Kuhlmann et al., 2012; Lobo et al., 2016; Romero et al., 2017), ainda não existe uma abordagem objetiva em relação ao biomonitoramento ambiental zooplanctônico (Resh, 2008), principalmente para regiões tropicais. O índice para biomonitoramento deve levar em conta as diferentes respostas específicas de cada táxon frente às variáveis ambientais para, assim, possibilitar uma correta interpretação dos resultados encontrados.

Esforços neste sentido foram realizados em países como Índia (Ferdous and Muktadir, 2009), Nigéria (Imoobe and Adeyinka, 2009), Espanha (Montagud et al., 2019), Portugal (Almeida et al., 2020), Rússia (Ovaskainen et al., 2019), Brasil (Gazonato et al., 2014; De-Carli et al., 2019), entre outros, mas ainda carece de consolidação metodológica.

O presente trabalho propõe o desenvolvimento de índice de bioindicação do grau de trofia em lagoas costeiras tropicais a partir da comunidade microprotozooplanctônica (Protozoa e Rotifera) que seja objetivo e facilmente replicável.

METODOLOGIA GERAL

MATERIAL E MÉTODOS

a) Área de Estudo

A amostragem foi realizada em quatro lagoas localizadas no estado do Espírito Santo, Brasil: lagoa Juara (LJ), lagoa de Maringá (LM), lagoa do Barco (LB) e lagoa de Caraís (LCs) e quatro lagoas localizadas no estado do Rio de Janeiro, Brasil: lagoa de Grussaí (LG), lagoa de Iquipari (LI), lagoa do Açú (LA) e lagoa de Cima (LC) (Fig. 1). O clima na região é tropical, com verão quente e chuvoso e inverno com temperaturas amenas e seco, porém sujeito a frentes frias que podem estar associadas a chuvas (Brito et al., 2017; Dereczynski et al., 2019). As lagoas foram selecionadas devido ao diferente grau de influência costeira e de influência antrópica. As lagoas de Grussaí, Maringá e Juara recebem despejo de esgoto (Sousa et al., 2004; De Aguiar et al., 1997; De Almeida and Fernandes, 2013), por outro lado, as lagoas do Barco, Caraís, de Cima e Açú estão inseridas em áreas de proteção ambiental (Ministério Do Meio Ambiente, 2010). A lagoa de Iquipari, por sua vez, apesar de atualmente também ser área de proteção ambiental, sofre com aberturas periódicas da sua barra arenosa, com morte de organismos como consequência da entrada da cunha salina (Camara et al., 2018; Suzuki et al., 2002), evento que também ocorre na lagoa de Grussaí (Suzuki et al., 1998; Freixas et al., 2016).

b) Amostragem

Foram definidas cinco estações amostrais em cada uma das oito lagoas costeiras analisadas, com exceção das lagoas do Barco, Maringá e Juara, que tiveram apenas quatro estações amostrais.

As estações foram localizadas a uma distância gradual a partir da barra arenosa, quando presente, e a uma distância gradual do emissário de esgoto, quando presente.

As coletas foram realizadas em fevereiro de 2020 (período chuvoso) e setembro de 2020 (período seco). Foram filtrados 100 litros de água, utilizando um balde graduado e rede de malha de 60 micras. Em seguida as amostras foram transferidas para frascos plásticos (500ml) e fixadas em solução de formaldeído a 4%, tamponada com tetraborato de sódio.

Concomitantemente às amostragens de zooplâncton, foram realizadas duas coletas de 1 litro de água em cada estação amostral. Na primeira foram feitas análises dos nutrientes: nitrito, nitrato, fosfato, amônio, nitrogênio total e fósforo total, além de concentração de chlorofila-

a. Na segunda foram feitas análises dos esteróis presentes na água. As amostras de água foram preservadas em gelo.

Para aferição dos valores de potencial hidrogeniônico (pH), potencial de oxirredução (ORP), oxigênio dissolvido (OD), salinidade, condutividade e temperatura, foi utilizado multiparâmetro Hanna HI 98194.

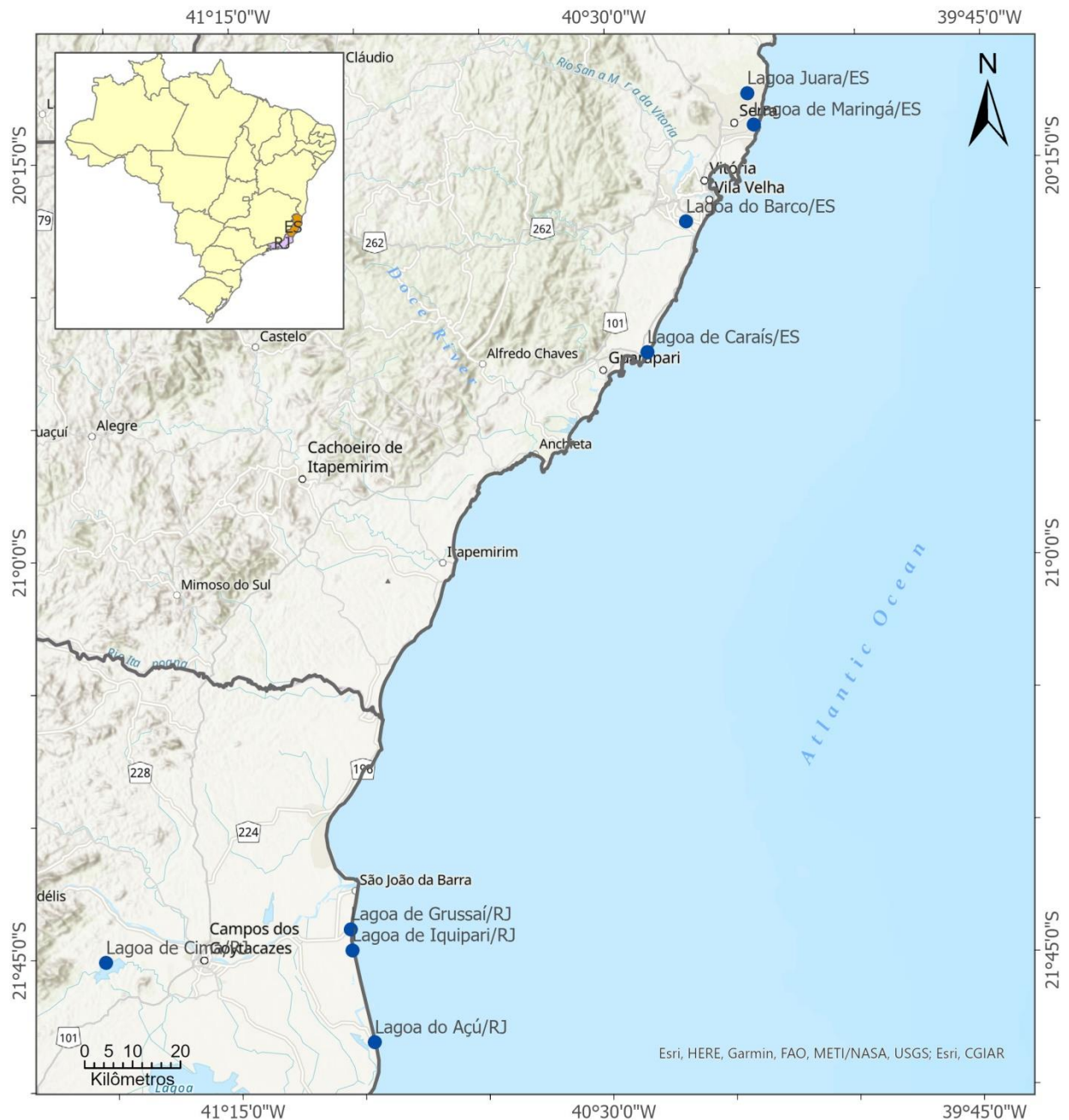


Figura 1 - Mapa amostral com o posicionamento geográfico das lagoas costeiras coletadas para o estudo.

c) *Análise das Amostras de zooplâncton*

As amostras biológicas foram analisadas em microscópio invertido Laborana NIB-100, para contagem e identificação do microprotozooplâncton. A quantidade satisfatória de organismos analisada em cada alíquota foi aferida com base na taxa de eficiência de, no mínimo, 0,8 (Pappas and Stoermer, 1996; Cardoso and Marques, 2004), como descrito abaixo:

$$\text{Taxa de eficiência} = [(\text{n}^\circ \text{ de indivíduos} - \text{n}^\circ \text{ de táxons}) / \text{n}^\circ \text{ de indivíduos}]$$

Todos os organismos foram identificados no menor nível taxonômico possível, utilizando bibliografia especializada (Edmondson, 1959; Rocha and Tundisi, 1976; Koste, 1978; Needham and Needham 1982; Sendacz and Kubo, 1982; Matsumura-Tundisi and Rocha, 1983; Dumont, 1995; Elmoor-Loureiro, 1997; Thorp and Covich, 1991). Os ovos de diapausa de *Brachionus* também foram identificados (Gilbert, 2018) e contabilizados, bem como as tecas vazias de protozoários, evidência de morte recente destes organismos (Coûteaux, 1992; Tsyganov et al., 2012; Szelecz, 2014).

d) *Análise dos nutrientes na água*

Para os nutrientes dissolvidos, foram filtrados 1000ml de água em frascos de polietileno descontaminados com HCL (1:1), preservados em gelo durante amostragem e imediatamente congelados em laboratório até a análise.

Nutrientes dissolvidos totais foram analisados por colorimetria utilizando SEAL AutoAnalyzer3 de alta resolução AA3HR (Segmented Flow Analysis-Continuous Flow Analysis). Os valores de todos os nutrientes foram obtidos de acordo com metodologia proposta por Grasshoff e colaboradores em 1999. Nitrito e nitrato foram determinados por diazotização em 543 nm λ_{max} , com redução do nitrato na coluna de Cd-Cu (recuperação >95%). Fósforo total (FT) e Nitrogênio total (NT) foram analisados após digestão ácida com persulfato (Valderrama, 1981) no AA3HR. Valores de fosfato (HPO_4^{-3}) foram determinados pelo método fosfomolibdato (810 nm λ_{max}). Amônia e amônio (NH_3+ and NH_4+) foram determinadas pelo complex de cor azul-verde formado pelo silicato e mensurado a 600 nm λ_{max} . Nitrogênio orgânico total (NOT) foi obtido pela diferença entre o nitrogênio inorgânico (NIN) e o nitrogênio total (NT). Os limites de detecção foram de 0,005 μM para nitrito, 0,002 μM para nitrato e amônia e 0,008 μM para ortofosfato. Os limites de detecção foram calculados através do coeficiente de desvio padrão de 10 “brancos” pela inclinação da curva de calibração, multiplicado por 3,3.

e) *Índice de qualidade da água*

A classificação de qualidade dos corpos d'água foi baseada nas regulamentações ambientais brasileiras (CONAMA 357/05), sendo então classificados como: água doce de boa qualidade, água doce de baixa qualidade, água salobra de boa qualidade e água salobra de baixa qualidade (Tabela 2).

Tabela 1: Classificação dos corpos d'água salinos e de água doce de acordo com a sua concentração de nutrientes.

[] mg/L	Água doce – boa qualidade	Água doce – baixa qualidade	Água salobra – boa qualidade	Água salobra – baixa qualidade
PT	0,02	0,05	0,124	0,186
NO3	<10	>10	0,4	0,7
NO2	<1	>1	0,07	0,2
n-amoniaco	<3,7 N, com pH ≤ 7,5	>3,7 N, com pH ≤ 7,5	0,4	0,7
	<2,0 N, com 7,5 < pH ≤ 8,0	>2 N, com 7,5 < pH ≤ 8,0		
	<1,0 N, com 8,0 < pH ≤ 8,5	>1 N, com 8,0 < pH ≤ 8,5		
	<0,5 N, com pH > 8,5	>0,5 N, com pH > 8,5		

Foi utilizado o Índice de Estado Trófico (IET), adaptado por Lamparelli (2004), para classificação dos corpos d'água em relação ao seu estado trófico. Os resultados foram calculados a partir dos valores de clorofila-a e a partir dos valores de fósforo e representam o potencial de eutrofização, sendo calculado como segue:

$$IET (CL) = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln CL)) / \ln 2))$$

$$IET (PT) = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln PT) / \ln 2))$$

CL = concentração de clorofila-a na superfície ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

PT = concentração de fósforo total na superfície ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

Ln = logaritmo natural

Os resultados devem ser interpretados de acordo com a tabela 2.

Tabela 2: Classificação de corpos d'água de acordo com o Índice de Estado Trófico (IET) de acordo com Lamparelli (2004).

Classificação de IET	
Ultraoligotrófico	<47
Oligotrófico	47 - 52
Mesoligotrófico	52 - 59
Eutrófico	59 - 63
Supereutrófico	63 - 67
Hypereutrófico	>67

f) Esteróis

As amostras para análise de esteróis foram extraídas com base na EPA 3510C: Separatory Funnel Liquid-Liquid Extraction (USEPA, 1996). A quantificação e identificação dos compostos foram realizadas através de um cromatógrafo a gás Agilent Technologies 7890 acoplado a um espectrômetro de massas 5975C, equipado com um injetor automático e uma coluna capilar DB-5 com dimensões (30m X 0,25mm X 0,25 μ m) operado em modo full scan (mz/ 50-550) (USEPA, 2007).

Curvas analíticas com padronização interna (0,5 a 50 μ g mL⁻¹) foram construídas para os esteróis: androstanol, coprostanol, epi-coprostanol, colestanol, colesterol, colestanona, campesterol, β -sitosterol, estigmaterol e estigmastanol (obtidos de Sigma Aldrich/St. Louis, MO, EUA). O reagente 5 α -colestano (Sigma Aldrich/St. Louis, MO, EUA) foi utilizado como padrão interno (α -colestano - 10 μ g mL⁻¹) para a quantificação de todos os compostos. As soluções de estoque e trabalho contendo esteróis foram preparadas em diclorometano de grau HPLC (Mallinckrodt Co., Ireland). Reagente de derivatização (BSTFA/TMCS (99:1) foi obtido da SUPELCO (Bellefonte, PA). O limite de quantificação do método corresponde ao menor ponto da curva, dividido pelo volume de amostra extraído (0,5 μ g L⁻¹).

g) Tabela de Bioindicadores

Uma espécie foi considerada bioindicadora de eutrofização ao cumprir todos os quatro critérios, a saber: (1) 95% de frequência de ocorrência em concentrações relativas à classificação como “Baixa qualidade” segundo a tabela 1 para cada um dos fatores analisados; (2) correlação de Pearson direta com o mesmo fator; (3) valor de *optimal value* (OP) (adaptado de De-Carli et al., 2019) acima de 67, que é o valor considerado típico de água hipereutrófica, com base em Lamparelli (2004); (4) embasamento teórico em bibliografia especializada para a correlação observada com o elevado grau de trofia.

O *optimal value*, citado no terceiro critério, indica o valor da variável ambiental em que determinada espécie tem mais tendência a ser encontrada em maiores densidades (De-Carli et al., 2019).

Depois da determinação das espécies bioindicadoras, de acordo com os critérios acima, foi calculado o índice de bioindicação de cada estação amostral, para que fosse comparado com a caracterização físico-química realizada nos mesmos locais, a fim de aferir a sua eficácia. O índice de bioindicação leva em conta apenas as espécies classificadas como bioindicadoras e foi calculado conforme a fórmula abaixo:

$$\text{Bio Index} = \{[\text{OP (P)} + \text{OP (Cl)}]/2 \times \text{RA}\}_{\text{sp1}} + \{[\text{OP (P)} + \text{OP (Cl)}]/2 \times \text{RA}\}_{\text{sp2}} + \{[\text{OP (P)} + \text{OP (Cl)}]/2 \times \text{RA}\}_{\text{sp3}} \dots$$

OP = *Optimal value* para os valores de fósforo (P) e clorofila (Cl)

RA = Abundância relativa

Portanto, o índice de bioindicação é calculado por meio da multiplicação da abundância relativa de cada uma das espécies listadas na tabela de bioindicadores pela média dos seus valores de OP(P) e OP(Cl). Por fim, somou-se o produto dessa operação dentre todas as espécies consideradas como bioindicadoras em cada estação amostral. O índice de bioindicação deve representar as condições da lagoa e, para isso, foi calculado o valor médio dentre as estações amostrais de cada uma delas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

a) Concentração de nutrientes e esteróis na água

O despejo de esgoto promove alterações na comunidade zooplanctônica, tanto indiretamente, através dos efeitos na comunidade fitoplanctônica (Zholtkevych et al., 2013; Barnett and Beisner, 2007) como diretamente, através dos efeitos da concentração de nutrientes na água (Porcuna et al., 2002; Bhagowati et al., 2020), podendo afetar a composição da comunidade como um todo, bem como a dinâmica populacional das espécies que a compõem.

As lagoas Maringá, Juara e Grussaí foram as que apresentaram as maiores concentrações de fosfato e amônia dissolvidos (Fig. 2), além de apresentaram as maiores concentrações de fósforo e nitrogênio totais na água, sendo que a campanha de fevereiro (período chuvoso) apresentou concentrações maiores do que a campanha de setembro (período seco).

Em relação ao índice de estado trófico (IET), 82% das amostras foram classificadas como supereutróficas ou hipereutróficas em relação ao valor de fósforo e 43% em relação ao valor de clorofila. A classificação de cada uma das lagoas em relação aos valores médios de IET pode ser observada na Tabela 3, onde se nota que as lagoas Maringá, Juara e Grussaí, foram classificadas como hipereutróficas em 83,3% dos casos.

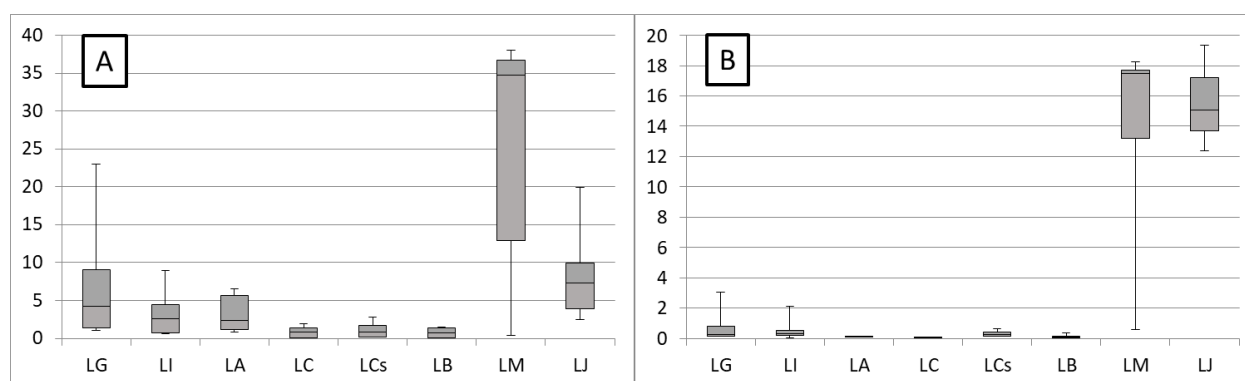


Figura 2: Variação de concentração (mg/L), com erro padrão, de fosfato (A) e amônia (B) em cada uma das lagoas analisadas ao longo do período amostral.

Tabela 3: Valores médios do índice de estado trófico (IET) calculado com base nos valores de fósforo (P) e clorofila (Cl) para cada lagoa amostrada na campanha de fevereiro e setembro de 2020, bem como sua classificação de acordo com o grau de trofia: Ultraoligotrófico (Uo), Oligotrófico (Ol), Mesoligotrófico (Mo), Eutrófico (Et), Supereutrófico (Se) e Hipereutrófico (He, em destaque).

Lagoas	Fev/2020		Set/2020		Fev/2020		Set/2020	
	IET (P)	Trofia	IET (P)	Trofia	IET (Cl)	Trofia	IET (Cl)	Trofia
LM	69	He	83	He	86	He	77	He
LB	62	Et	63	Et	55	Mo	56	Mo
LA	67	Se	66	Se	72	He	56	Mo
LC	64	Se	66	Se	57	Mo	58	Mo
LJ	67	Se	76	He	70	He	76	He
LG	70	He	68	He	61	Et	68	He
LI	66	Se	64	Se	75	He	75	He
LCs	63	Et	63	Et	47	Ol	54	Mo

Em relação aos esteróis analisados, as lagoas de Grussaí, Iquipari, Maringá e Juara foram as que apresentaram os maiores valores totais, sendo que em Maringá e Juara foi possível detectar coprostanol, epi-coprostanol e coprostanona (Fig. 3), indicadores do despejo de esgoto local.

As maiores concentrações de esteróis, nutrientes dissolvidos e totais nas lagoas de Grussaí, Maringá e Juara está de acordo com o tipo de pressão antrópica que elas estão sujeitas, uma vez que as três lagoas recebem despejo de esgoto em suas porções (Sousa et al., 2004; De Aguiar et al, 1997; De Almeida and Fernandes, 2013).

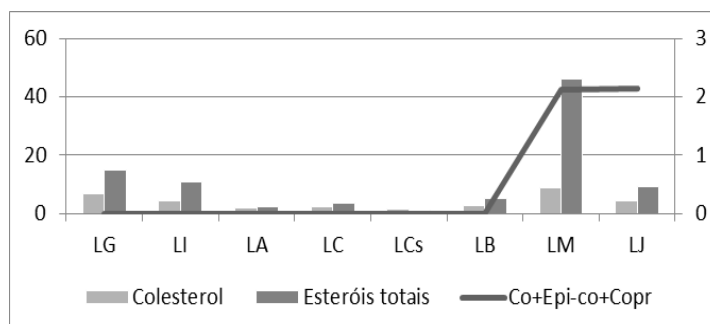


Figura 3: Valores médios de concentração de Colesterol, Esteróis totais e a soma de: Coprostanol (Co), Epicoprostanol (Epi-co), e Coprostanona (Copr).

b) Microprotozooplâncton como bioindicador – Padrões de comunidade

Os índices ecológicos são classicamente apontados como indicadores da qualidade ambiental (Bockwoldt et al., 2017), inclusive em estudos envolvendo organismos planctônicos (Datta, 2011; Patra et al., 2011). Dentre os resultados obtidos, ficou demonstrado que o oxigênio dissolvido apresenta forte correlação negativa com os valores dos índices ecológicos (Tabela 4). Como a concentração de oxigênio dissolvido tem relação negativa com o estado trófico de corpos d’água lânticos (Miranda et al., 2001; Fukushima et al., 2019), esse é um forte indicativo da eficácia dos Índices Ecológicos como bioindicadores da qualidade da água, porém, os resultados também mostram que, em lagoas costeiras, esse indicador apresenta limitações, principalmente quando o objetivo é avaliar as respostas da comunidade à eutrofização. Isso se deve à forte correlação negativa que o valor de salinidade também apresentou em relação aos índices ecológicos (Tabela 4). Lagoas costeiras são predominantemente colonizadas a partir do continente, principalmente pelo transporte passivo do zooplâncton associado a aves aquáticas (Frisch et al, 2007), o que resulta em uma comunidade com baixa presença de espécies tolerantes à salinidade nestes ambientes (Schallenberg et al., 2003). Isso explica o efeito negativo da salinidade sobre os valores dos índices ecológicos. Tal efeito não se observa, por exemplo, em estuários (Sterza and Fernandes, 2006), onde a colonização é, em grande parte, proveniente da região marinha adjacente, resultando em uma comunidade predominantemente eurihalina e/ou adaptada a condições salobras e salinas.

Tabela 4: Valores de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais e os índices Ecológicos da comunidade microzooplanctônica.

	d	J'	H'(loge)
Nitrito	-0.05723	0.002692	-0.03137
Nitrato	-0.00704	0.192736	0.112739
Silicato	-0.31676	-0.22613	-0.27266
Fosfato	-0.25464	0.012277	-0.06036
Amônio	-0.09638	0.221897	0.137749
N Tot	0.030051	0.136683	0.140756
P Tot	-0.16615	0.089638	0.030637
IET	-0.33705	-0.06419	-0.13573
ORP	0.112667	0.006019	0.031823
SAL	-0.60667	-0.45351	-0.59734
DO%	-0.48216	-0.57304	-0.60571
mmHG	-0.15414	-0.10889	-0.11453

De modo geral, a abundância de Rotifera e Protozoa teve variação síncrona, com exceção das lagoas de Grussaí e Iquipari em fevereiro e da lagoa de Maringá em setembro (Fig. 4A). Rotifera está associado à eutrofização, aumentando sua fecundidade e abundância relativa na comunidade zooplanctônica (Devetter and Sed'a, 2003; Ismail and Adnan, 2016). No presente estudo, esse padrão se confirmou, principalmente durante a campanha de fevereiro, que apresentou as maiores concentrações de nutrientes dissolvidos na água (Tabela 5). Nessas condições, a abundância de rotíferos se destacou da de tecamebas nas lagoas de Grussaí, Maringá e Juara, as que apresentaram os maiores valores de nutrientes dissolvidos (principalmente N-amoniaco e fósforo) (Tabela 5) e de esteróis associados ao despejo de

esgoto (Fig. 3). Além disso, a correlação da abundância de rotíferos com o IET, levando em conta apenas a campanha de fevereiro, foi de 0,570, enquanto a de tecamebas foi de apenas 0,133. A comparação entre lagoas com diferentes graus de trofia evidencia a correlação direta entre a densidade de Rotifera e a concentração de nutrientes na água (Tasevska et al., 2012) corroborando com os resultados aqui descritos onde, em condições de maior concentração de nutrientes, a abundância geral de rotíferos superou a abundância das tecamebas. Porém, levando em conta os dados da campanha de setembro, quando a concentração de nutrientes na água foi menor, a relação de padrão de resposta dos dois grupos com os nutrientes na água se equivale.

Tabela 5: Concentração média (mg/L) dos nutrientes dissolvidos em cada lagoa amostrada. Valores em destacados são referentes à classificação de “baixa qualidade”.

		Fevereiro 2020				Setembro 2020			
Lagoa		NO ²⁻	NO ³⁻	N-amoniacal	P tot	NO ²⁻	NO ³⁻	N-Amoniacal	P tot
LM	Doce	0.07	0.14	13.44	0.10	0.00	0.06	9.47	1.78
LB	Doce	0.02	0.01	0.13	0.03	0.00	0.01	0.10	0.03
LA	Salobra	0.02	0.01	0.11	0.06	0.00	0.04	0.27	0.05
LC	Doce	0.03	0.31	0.05	0.04	0.00	0.06	0.12	0.06
LJ	Salobra	0.20	0.73	15.59	0.06	0.00	0.08	4.01	0.25
LG	Salobra	0.35	0.28	0.89	0.10	0.00	0.02	0.22	0.07
LI	Salobra	0.03	0.12	0.63	0.05	0.00	0.01	0.07	0.04
LCs	Salobra	0.10	0.09	0.32	0.03	0.01	0.03	0.26	0.03

Dessa forma, a validade da relação Rotifera/Tecameba como bioindicador de eutrofização deve ser relativizada, pois quando as concentrações estão em níveis intermediários ou baixos, a relação com o IET é positiva para ambos os grupos. Além disso, as tecamebas não possuem tolerância à salinidade (Van Hengstum et al., 2008), diferente de alguns grupos de Rotifera (Silva et al., 2009; KAYA et al., 2010), o que interfere na relação de abundância entre os dois grupos em lagoas costeiras com influência marinha, independente do grau de trofia do ambiente. A lagoa de Iquipari é salina e, apesar de não ter valores tróficos tão

elevados, apresentou dominância de rotíferos. Já a lagoa de Maringá, que apresentou elevados valores tróficos, mas salinidade sempre abaixo de 0,25, apresentou elevada densidade de tecamebas, principalmente na campanha de setembro (Fig. 4A).

A quantidade de Tecamebas vivas foi superior à de tecas vazias, com exceção das lagoas de Maringá e Juara na campanha de fevereiro e da lagoa de Maringá na campanha de setembro de 2020 (Fig. 3B). Por sua vez, a abundância de tecamebas mortas (tecas vazias íntegras) teve forte correlação positiva com o IET ($r = 0,733$). As tecas de protozoários têm sua decomposição acelerada em ambientes quentes e úmidos (Coûteaux, 1992) como lagoas costeiras tropicais, além de serem frágeis, fragmentando-se rapidamente sob manipulação de predadores (Ogden and Couteaux, 1988) e, desta forma, a sua presença no ambiente indica morte recente de tecamebas (Szelecz, 2014). A prevalência de tecamebas em regiões com menor concentração de nutrientes é bem registrada (Silva, 2011), resultando em maiores densidades destes organismos em ambientes com menor grau de impacto antrópico (Costa et al., 2016), o que embasa o padrão de forte correlação entre tecas vazias e o IET aqui registrado. Desta forma, a abundância de tecas vazias íntegras apresenta indícios de ser bioindicador de mudança recente nas condições ambientais relacionada com aporte de nutrientes, apesar deste padrão ainda ser pouco detalhado na literatura.

c) *Microprotozooplâncton como bioindicador – Padrões populacionais*

Em relação à bioindicação utilizando uma abordagem taxonômica mais específica, a abundância de *Brachionus plicatilis* e *B. angularis* foi elevada nas lagoas de Grussaí e Iquipari em ambas as campanhas. Já a relação “ovos/indivíduo adulto” do gênero foi maior nas lagoas Maringá e Juara (Fig. 4C) e foi positivamente correlacionada com o IET ($r = 0,465$) e com todos os nutrientes dissolvidos analisados.

O gênero *Brachionus* é tradicionalmente citado como indicador de estado trófico (Mola, 2011; Pal et al., 2015). Espécies desse gênero se alimentam de matéria orgânica (Redjeki, 1999), bactérias (Starkweather et al., 1979) e até vírus bacteriófagos (Straznickas, 2016), sendo adaptados às condições de hipereutrofização e com despejo de esgoto, como registrado nas lagoas Juara e Maringá (Medeiros et al., 2013). *Brachionus* spp. é capaz de produzir ovos de diapausa resistentes à dissecação (Chatterjee and Gopal, 1998) em condições de elevada densidade populacional (Gilbert, 2003a), o que é alcançado como consequência do enriquecimento de nutrientes pela ação antrópica (Gilbert, 2003b). A presença dos ovos de diapausa em ambientes hipereutróficos, como as lagoas Maringá e

Juara, também foi registrada em outro estudo envolvendo *Brachionus* (Frau et al., 2019), indicando que se trata de um bom bioindicador da condição trófica de corpos d'água.

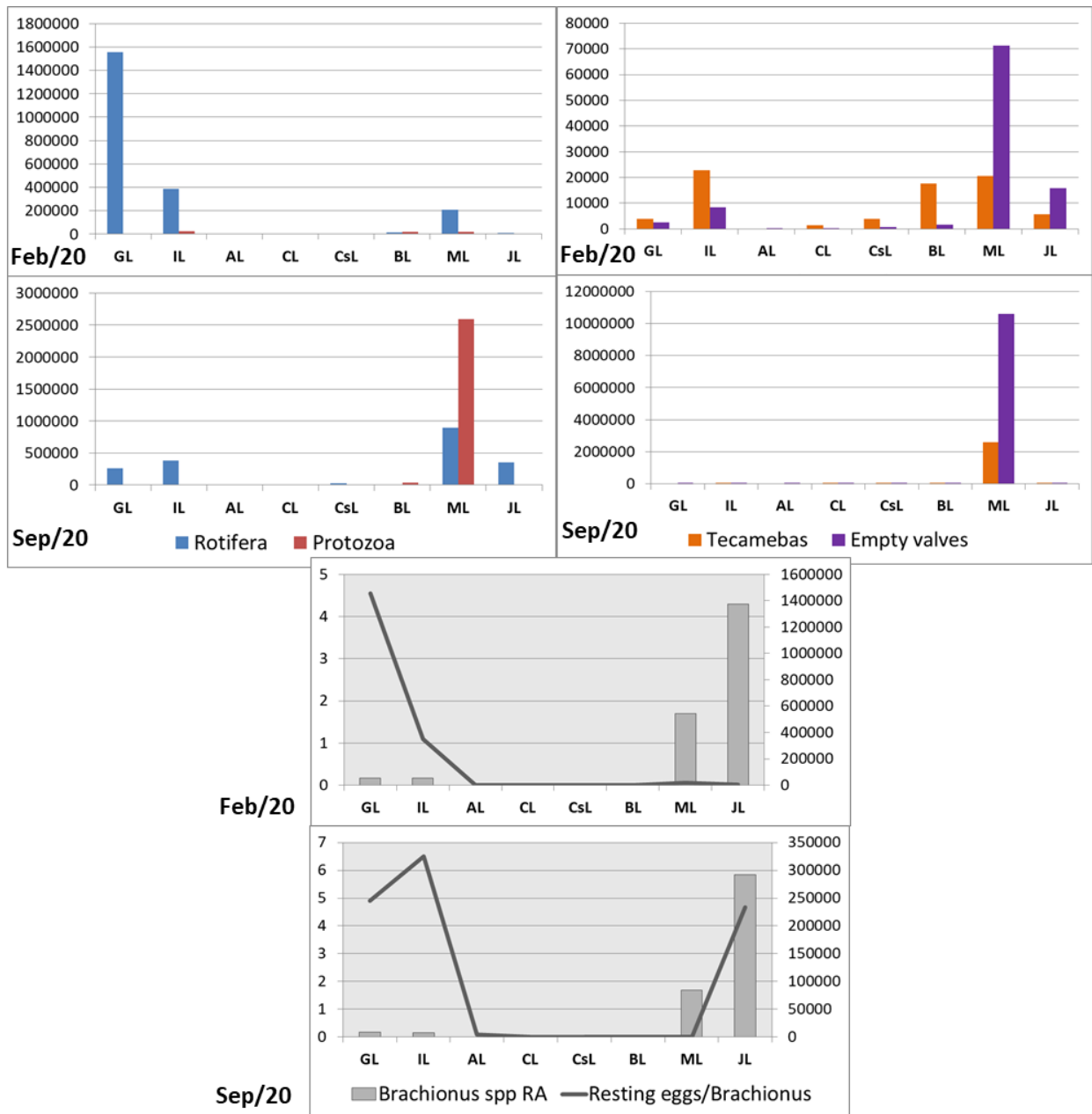


Figura 4 - Relação de densidade entre Rotifera e Protozoa (A), relação de densidade entre Protozoários vivos e mortos (B) e Relação de densidade entre *Brachionus* spp. e seus ovos de diapausa (C). Valores médios dos pontos amostrais de cada lago durante as campanhas de fevereiro e setembro de 2020.

Em relação à resposta das principais espécies planctônicas registradas, os valores de OP variaram de 60 até 94,2, com média de 68,6 para o IET (P) e de 45 até 93,5, com média de 64,9 para o IET(Cl). Foram destacadas as espécies que cumpriram com os quatro critérios

pré-estabelecidos, sendo que o embasamento literário ou não de cada uma delas é detalhado a seguir (Tabela 6).

Tabela 6 - Tabela de Bioindicadores para N-amoniaco, fosfato e Índice de Estado trófico baseado nas concentrações de fósforo (IET P) e clorofila (IET Cl): r = coeficiente de correlação de Pearson; % = percentual de ocorrência da espécie em concentração do nutriente relativa à Poor Quality, OP = optimal value.

* = espécies com embasamento na literatura para a relação com ambientes com altas concentrações de nutrientes (ver texto abaixo) e, portanto, utilizadas no cálculo do índice de bioindicação.

Táxon	N-amoniaco		Fosfato		IET (P)			IET (Cl)		
	r	%	r	%	r	%	OP	r	%	OP
<i>Arcella discoides</i> *	0.230	93.81	0.265	97.26	0.248	94.46	79.89	-	94.46	73.85
<i>Arcella h. hemisphaerica</i> *	0.355	84.84	0.251	95.69	0.478	97.37	82.15	0.16	97.14	75.68
<i>Brachionus plicatilis</i> *	-	-	-	-	0.212	64.65	69.08	0.25	55.41	69.09
<i>Centropyxis cassis spinifera</i>	0.217	73.93	0.125	79.20	0.257	77.05	79.85	0.15	94.03	76.74
<i>Centropyxis platystoma</i>	0.263	97.82	0.331	99.27	0.534	97.82	93.58	0.13	98.55	80.73
<i>Centropyxis spinosa</i>	0.226	96.88	0.298	98.64	0.256	96.88	80.34	-	96.88	74.31
<i>Diffugia corona</i> *	0.272	51.56	0.184	99.43	0.387	99.28	76.69	0.17	99.28	75.22
<i>Diffugia lobostoma</i>	0.444	57.73	-	-	0.230	96.22	73.40	0.14	57.73	75.39
<i>Euglypha acanthophora</i>	-	-	0.131	100.00	0.393	98.66	80.40	0.14	98.66	77.19
<i>Euglypha filifera</i>	0.343	69.73	0.338	99.31	0.637	99.18	66.03	0.20	99.18	78.03
<i>Euglypha laevis</i>	0.229	97.08	0.293	99.46	0.535	97.37	93.38	0.12	97.08	80.38
<i>Lecane closterocerca</i> *	0.299	94.44	0.415	92.51	0.561	96.52	92.26	0.20	97.55	80.68
<i>Lepadella patella</i> *	0.324	95.48	0.328	95.79	0.456	96.56	81.92	0.17	98.93	75.46
<i>Lesquereusia modesta</i>	0.234	80.69	0.248	98.81	0.511	97.81	66.79	0.15	97.21	79.41
<i>Netzelia oviformis</i>	0.289	62.39	0.231	98.17	0.409	99.00	77.47	0.15	98.05	74.73
<i>Testudinella patina</i> *	0.252	98.18	0.313	99.20	0.275	98.18	80.60	-	98.64	74.61

Arcella discoides - Muito associada com a presença de macrófitas *Sphagnum* (Tolonen et al., 1992; Lamentowicz and Mitchell., 2005; Lamentowicz et al., 2007), mas já foi registrada como uma das espécies mais abundantes em lagos eutrofizados e hipereutrofizados (Regalo et al., 2018). Desta forma, com base nos nossos dados, *Arcella discoides* foi classificada como boa bioindicadora de trofia, principalmente em relação à concentração de fósforo e clorofila.

Arcella hemisphaerica hemisphaerica - Possui registros como espécie dominante em lagoas eutróficas no Brasil (Gomes and Godinho, 2003; Da Silva et al., 2020). Desta forma, reforçado pelos nossos dados, *Arcella h. hemisphaerica* foi classificada como boa bioindicadora de trofia do ambiente, principalmente em relação à concentração de fósforo e clorofila.

Brachionus plicatilis - O gênero *Brachionus* é tradicionalmente apontado como indicador de eutrofização, especialmente *Brachionus plicatilis* (Mola, 2011; Arndt, 1988), inclusive podendo ser utilizado como remediador da eutrofização, devido a sua tolerância às condições ambientais associadas com o aumento da concentração de nutrientes e a sua capacidade de controle top-down sobre bactérias e algas tóxicas nesse tipo de ambiente (Kostopoulou, 2012). Apesar disso, o valor de *B. plicatilis* como bioindicador de estado trófico deve ser relativizado em lagoas costeiras, pois sua característica eurihalina é preponderante sobre o grau de trofia na determinação da sua dominância no ambiente.

Porém, é preciso ressaltar que, em ambientes sem influência salina, o potencial do gênero como bioindicador e mais especificamente de *B. plicatilis* é amplamente registrado na literatura (Arndt, 1988; Zakaria et al, 2007; Kostopoulou, 2012; Bhandarkar, 2015; de-Carli et al., 2019) e nossos dados não questionam este status, pois, em lagoas salinas, porém com baixa concentração de nutrientes, como a lagoa do Açú, a espécie não foi encontrada na maior parte dos pontos e, da mesma forma, em lagoas de água doce e com elevada concentração de nutrientes, como a lagoa de Maringá, *Brachionus* spp. chegou a apresentar 83% de abundância relativa, reforçando que, apesar da influencia da salinidade, a concentração de nutrientes é determinante na dominância do grupo na comunidade.

Centropyxis cassis spinifera – Não encontramos estudos que a relacionasse com condições de eutrofização, mas se trata de uma subespécie ainda pouco estudada. Nossos resultados associam esta espécie com elevadas concentrações de clorofila, e não com maiores

concentrações de nutrientes na água, portanto seu potencial como bioindicador de eutrofização não foi atestado.

Centropyxis platystoma - Comumente associada com condições mesotróficas e oligotróficas (Bobrov, 2003; Ellison, 2005) apesar de também ter sido registrada com correlação direta com os valores de clorofila *a* e amônia em outros tipos de ambiente (Mieczan and Tarkowska-Kukuryk, 2017). Como pode ser visto na tabela de bioindicação, a correlação de *C. platystoma* é muito forte com todos os fatores analisados, indicando potencial da espécie como bioindicadora de estado trófico em ambientes lênticos tropicais, porém mais estudos são necessários para confirmação deste padrão.

Centropyxis spinosa – Nada foi encontrado que a correlacione com ambientes eutrofizados. Com base nos dados obtidos, este pode ser um caso similar ao observado em relação à *C. platystoma*. Portanto a classificamos da mesma forma, como potencialmente bioindicadora, devido à consistência dos resultados que encontramos em relação a essa espécie, mas ainda carece de mais estudos para confirmação.

Diffflugia corona - Considerado um dos táxons referência de ambientes pouco preservados na bacia do rio Peruaçu (Da Silva et al., 2020; Gomes et al., 2008). Nossos resultados estão de acordo com este estudo, pois *D. corona* apresentou forte correlação com as concentrações de fósforo e clorofila na água, sendo portanto classificada como mais uma bioindicadora de trofia em lagoas costeiras.

Diffflugia lobostoma - Registrada como uma das espécies mais abundantes em região de lagos eutrofizados (Bandorff et al., 2011). No presente estudo, ela foi fortemente correlacionada com o IET (P) e com n-amoniacal, apesar de não ter correlação direta com a concentração de fosfato na água e clorofila, indicando a necessidade de mais dados para análise da sua condição. Portanto, é classificada como indefinida, necessitando de mais estudos para analisar o seu potencial como bioindicador.

Euglypha acanthophora - Demonstra uma correlação negativa com o nitrogênio na literatura (Fazelipour et al., 2021), como também foi registrado no presente estudo. Porém, a correlação foi muito forte com fosfato, IET (P) e IET (Cl). Isso pode indicar que, em regiões tropicais, ainda pouco estudadas, esta seja sim potencialmente boa indicadora de estado trófico em ambientes lênticos.

Euglypha filifera e *Euglypha laevis* – Nada foi encontrado na literatura que as associe com condições de elevado grau de trofia, porém, ambas apresentaram forte correlação com os

fatores aqui analisados. Isso pode indicar que estudos futuros podem confirmar o seu potencial de bioindicadora de estado trófico em ambientes lênticos tropicais.

Lecane closterocerca - Foi registrado como o táxon mais comum em corpos d'água eutrofizados (Ejsmont-Karabin, and Kuczyńska-Kippen, 2001; Ortega-Mayagoitia et al., 2000). Este padrão foi confirmado pelos nossos resultados, uma vez que a espécie apresentou correlação direta com ambos os índices de estado trófico (IET P e IET Cl), além de apresentar um dos maiores valores de OP para estes índices dentre todas as espécies analisadas, confirmando o seu status de bioindicador de eutrofização em lagoas costeiras.

Lepadella patella - Espécie cumpriu os quatro requisitos estipulados para todos os fatores analisados (n-amoniaco, fosfato, IET P e IET Cl). *L. patella* é comumente encontrada em lago hipereutrófico (Ates and Kirkagaç, 2020) e é frequentemente utilizada como indicadora de eutrofização (Ustaoglu et al. 2004; Bozkurt and Akin, 2012). Portanto podemos confirmar *L. patella* como bioindicadora de estado trófico em lagoas costeiras.

Lesquereusia modesta - Associada a ambientes alcalinos (Quin et al., 2013), mas não foi encontrado nada que a correlacione diretamente com eutrofização, diferente do que foi observado no presente estudo, em que ela foi correlacionada com os valores de amônia, fosfato, IET (P) e IET (Cl). Desta forma, também pode ser considerada como potencial bioindicadora para regiões tropicais, sendo necessários mais estudos para a sua confirmação.

Netzelia oviformis - Comumente associada à macrófitas aquáticas e a turfa (Da Silva et al., 2020; Blyakharchuk and Kurina, 2021). No presente estudo, se mostrou potencial bioindicadora de fósforo e clorofila em lagoas costeiras, sugerindo que mais estudos podem vir a confirmar o seu status de bioindicadora de estado trófico em lagoas tropicais.

Testudinella patina - Mais uma espécie de rotífero que já foi apontada como indicadora de eutrofização (Karabin, 1986), sendo registrada em elevada abundância em lagos eutrofizados (Al-Ghanim, 2012; Kumar et al., 2011; Arruda et al., 2017). Esse padrão é confirmado pelos nossos resultados, uma vez que *T. patina* teve correlação direta com todos os fatores analisados, confirmando ser bioindicadora de trofia em lagoas costeiras tropicais.

Após a definição das espécies bioindicadoras conforme os critérios claros, objetivos e, portanto, replicáveis, calculamos o Índice de bioindicação para cada lagoa. As espécies que apresentaram correlação direta com os fatores ambientais analisados e contam com embasamento bibliográfico para sua relação com maiores concentrações de nutrientes na

água foram: *Arcella discoides*, *Arcella h. hemisphaerica*, *Brachionus plicatilis*, *Diffflugia corona*, *Lecane closterocerca*, *Lepadella patella* e *Testudinella patina*.

Os valores do Índice de Bioindicação estiveram de acordo com a concentração de nutrientes de cada lagoa avaliada e a natureza do seu estado de conservação. As lagoas com os menores valores do índice de bioindicação proposto foram: Açu, Cima, Barco e Caraís, todas localizadas em áreas de proteção ambiental (MMA, 2010). As lagoas que sofrem com maior grau de impactos antrópicos, seja de despejo direto de esgoto, como Grussaí, Juara e Maringá, ou abertura artificial da barra arenosa e maior atividade turística, como Iquipari, apresentaram os maiores valores (Tabela 7).

Tabela 7: Índice de bioindicação (IB) para cada lagoa amostrada em cada período de coleta. Média dos valores de cada campanha de coleta na segunda coluna e média entre todos os pontos coletados em cada lagoa na quarta coluna. Os valores estão organizados em ordem decrescente.

Lagoa	IB	Lagoa	IB (média)
LJ- Feb	4718.82	LG	3298.40
LG- Feb	4096.80	LJ	2899.34
LI- Feb	3043.15	LI	2035.18
LG- Sep	2500.01	LM	1050.19
LM- Feb	1866.48	LCs	381.92
LJ- Sep	1079.87	LB	180.31
LI- Sep	1027.22	LC	133.05
LCs- Sep	505.08	LA	36.18
LB- Feb	294.59		
LCs- Feb	258.76		
LM- Sep	233.90		
LC- Sep	178.82		
LC- Feb	87.28		
LA- Feb	66.86		
LB- Sep	66.04		
LA- Sep	5.50		

De forma a reduzir os efeitos da salinidade no resultado, podemos comparar lagoas com grau de influência salina similar, o que evidencia ainda mais a diferença entre os valores do

Índice de Bioindicação. A lagoa de Grussaí e Juara, ambas salinizadas e com despejo de esgoto têm média de valor 1482 % maior do que a média das lagoas do Açú e de Caraís, ambas também salinizadas, porém sem despejo de esgoto. A lagoa de Maringá, de água doce e com despejo de esgoto, teve valor 670 % maior do que a média dos valores das lagoas do Barco e de Cima, também de água doce, mas sem despejo de esgoto doméstico.

CONCLUSÃO

É preciso ter cuidado ao utilizar índices pouco específicos, como os valores de diversidade, riqueza e equitabilidade como bioindicadores em lagoas costeiras quando o objetivo for monitorar os efeitos da eutrofização, pois a salinidade pode exercer influência negativa mais predominante do que a elevada concentração de nutrientes. Por outro lado, é recomendável a utilização de padrões de resposta específicos, levando em conta as espécies mais adaptadas para este tipo de condição, como as listadas neste estudo, na tabela de bioindicadores.

O índice de bioindicação aqui apresentado se mostrou uma ferramenta eficaz no diagnóstico dos efeitos da eutrofização, apresentando os valores mais elevados nas lagoas com maior nível de pressão antrópica e menos elevados naquelas que fazem parte de unidades de conservação, independentemente do grau de salinidade de cada uma.

Dentre os novos bioindicadores menos específicos apontados neste estudo, o número de ovos de resistência de *Brachionus* por indivíduo do gênero e o número de tecas vazias de Tecamebas também se mostraram bons indicadores de eutrofização de lagoas costeiras tropicais.

REFERÊNCIAS

- Al-Ghanim, K. A. (2012). Spatio-temporal distribution and composition of zooplankton in Wadi Hanifah stream Riyadh (Saudi Arabia) and Abu Zabaal lakes (Egypt). *Pakistan J. Zool*, 44(3), 727-736.
- Almeida, R., Formigo, N. E., Sousa-Pinto, I., Antunes, S. C. (2020). Contribution of zooplankton as a biological element in the assessment of reservoir water quality. *Limnetica*, 39(1), 245-261.
- Arndt, H. (1988). Dynamics and production of a natural population of *Brachionus plicatilis* (Rotatoria, Monogononta) in a eutrophicated inner coastal water of the Baltic. *Kiel. Meeresforsch. Sonderh*, 6, 147-153.
- Arruda, G. D. A., Diniz, L. P., Almeida, V. L. D. S., Neumann-Leitão, S., de Melo Junior, M. (2017). Rotifer community structure in fish-farming systems associated with a Neotropical semiarid reservoir in north-eastern Brazil. *Aquaculture Research*, 48(9), 4910-4922.
- Ateş, B., Kirkağaç, M. (2020). Zooplankton of sakaryabaşı-west pond, central anatolia.

- Barnett, A., Beisner, B. E. (2007). Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. *Ecology*, 88(7), 1675-1686.
- Bhagowati, B., Talukdar, B., Ahamad, K. U. (2020). Lake Eutrophication: Causes, Concerns and Remedial Measures. In *Emerging Issues in the Water Environment during Anthropocene* (pp. 211-222). Springer, Singapore.
- Bhandarkar, S. V. (2015). Species Diversity of Rotifers in Lentic Ecosystem of Dhukeshwari Temple Pond Deori with Reference to Cultural Eutrophication. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci*, 4(9), 736-743.
- Blyakharchuk, T., Kurina, I. (2021). Late Holocene environmental and climatic changes in the Western Sayan Mountains based on high-resolution multi-proxy data. *Boreas*, 50(4), 919-934.
- Bobrov, A. A., Siegert, C., Andreev, A. A., Schirrmeister, L. (2003). Testaceans (Protozoa: Testacea) in quaternary permafrost sediments of Bykovsky Peninsula, arctic Yakutia. *Biology Bulletin of the Russian Academy of Sciences*, 30(2), 191-206.
- Bockwoldt, K. A., Nodine, E. R., Mihuc, T. B., Shambaugh, A. D., Stockwell, J. D. (2017). Reduced phytoplankton and zooplankton diversity associated with increased cyanobacteria in lake Champlain, USA. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 160(1), 100-118.
- Bozkurt, A., Akin, Ş. (2012). Zooplankton fauna of Yeşilirmak (between Tokat and Blacksea), Hasan Uğurlu and Suat Uğurlu Dam Lakes. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12(4).
- Brandorff, G. O., Pinto-Silva, V. A. N. G. I. L., Morini, A. A. E. T. (2011). Zooplankton: species diversity, abundance and community development. *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large Neotropical seasonal wetland*. Pensoft, Sofia, Bulgaria, 353-389.
- Brito, T. T., Oliveira-Júnior, J. F., Lyra, G. B., Gois, G., & Zeri, M. (2017). Multivariate analysis applied to monthly rainfall over Rio de Janeiro state, Brazil. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 129(5), 469-478.
- Camara, E. M., Caramaschi, E. P., Di Dario, F., Petry, A. C. (2018). Short-term changes in two tropical coastal lagoons: effects of sandbar openings on fish assemblages. *Journal of Coastal Research*, 34(1), 90-105.
- Cardoso, L.S., Marques, D.M. (2004). Structure of the zooplankton community in a subtropical shallow lake (Itapeva Lake–South of Brazil) and its relationship to hydrodynamic aspects. *Hydrobiologia*, 518(1-3), pp.123-134.
- Chatterjee, K., Gopal, B. (1998). Experimental study of emergence of zooplankton in temporary water-bodies in relation to dry periods. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 26(3), 1309-1315.
- Conde-Porcuna, J. M., Ramos-Rodríguez, E., Pérez-Martínez, C. (2002). Correlations between nutrient concentrations and zooplankton populations in a mesotrophic reservoir. *Freshwater Biology*, 47(8), 1463-1473.
- Costa, B. N. S., Pinheiro, S. C. C., Amado, L. L., & de Oliveira Lima, M. (2016). Microzooplankton as a bioindicator of environmental degradation in the Amazon. *Ecological Indicators*, 61, 526-545.

- Coûteaux, M. M. (1992). Decomposition of cells and empty shells of testate amoebae (Rhizopoda, Testacea) in an organic acid soil sterilized by propylene oxide fumigation, autoclaving, and γ -ray irradiation. *Biology and fertility of soils*, 12(4), 290-294.
- Coûteaux, M. M. (1992). Decomposition of cells and empty shells of testate amoebae (Rhizopoda, Testacea) in an organic acid soil sterilized by propylene oxide fumigation, autoclaving, and γ -ray irradiation. *Biology and fertility of soils*, 12(4), 290-294.
- da Silva, L. J. G., da Silva, M. B., Fraga, R. E., dos Anjos, M. S., Rocha, C. V. S., Santos, S. P., Rocha, M. A. (2020). Amebas testáceas (Arcellinida e Euglyphida) em dois biótopos de um corpo aquático temporário contaminado por dejetos orgânicos: novas ocorrências para o estado da Bahia. *Scientia Plena*, 16(6).
- da Silva, L. J. G., da Silva, M. B., Fraga, R. E., dos Anjos, M. S., Rocha, C. V. S., Santos, S. P., Rocha, M. A. (2020). Amebas testáceas (Arcellinida e Euglyphida) em dois biótopos de um corpo aquático temporário contaminado por dejetos orgânicos: novas ocorrências para o estado da Bahia. *Scientia Plena*, 16(6).
- Datta, T. (2011). Zooplankton diversity and physicochemical conditions of two wetlands of Jalpaiguri district, India. *International Journal of Applied Biology and Pharmaceutical Technology*, 2(3), 576-583.
- De Aguiar, M. M., Da Silva, S. R., & Mendonça, A. S. F. (1997). Eficiência na remoção de coliformes fecais em lagoas de estabilização na grande Vitória-ES.
- De Aguiar, M. M., Da Silva, S. R., Mendonça, A. S. F. (1997). Eficiência na remoção de coliformes fecais em lagoas de estabilização na grande Vitória-ES.
- De Almeida, S. Z., De Oliveira Fernandes, V. (2013). Effects of intensive fish-farming and domestic wastewater on the periphytic algal community in a tropical coastal lagoon (Juara, Brazil). *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 35(3), 335-342.
- De-Carli, B. P., Bressane, A., Longo, R. M., Manzi-Decarli, A., Moschini-Carlos, V., Pompêo, M. L. M. (2019). Development of a zooplankton biotic index for trophic state prediction in tropical reservoirs. *Limnetica*, 38(1), 303-316.
- Dereczynski, C. P., dos Reis Lopes, Í., de Carvalho, N. O., da Silva, M. G. A. J., Grossmann, K. S., & Martins, R. P. (2019). Climatology of Espírito Santo and the northern Campos basin, offshore southeast Brazil. *Anuário do Instituto de Geociências*, 42(1), 386-401.
- Devetter, M., & Sed'a, J. (2003). Rotifer fecundity in relation to components of microbial food web in a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 504(1), 167-175.
- Dumont, H. J. (1995). (ed.). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Vol. 2. The Lecanidae (Monogononta)*. SPB Academic Publishing Bv. Belgium, 227p.
- Edmondson, W.T. (1959). (ed). *Fresh-Water Biology*. 2nd ed. John Wiley e Sanss. 1248p.
- Ejsmont-Karabin, J., Kuczyńska-Kippen, N. (2001). Urban rotifers: structure and densities of rotifer communities in water bodies of the Poznań agglomeration area (western Poland). In *Rotifera IX* (pp. 165-171). Springer, Dordrecht.
- Ellison, R. L. (1995). Paleolimnological analysis of Ullswater using testate amoebae. *Journal of Paleolimnology*, 13(1), 51-63.
- Elmoor-Loureiro, L. M. A. (1997). *Manual de Identificação de Cladoceros Límnicos do Brasil*. Ed. Universitária. Brasília. 156p.

- Fazelipour, M., Takdastan, A., Borghei, S. M. (2021). Biological removal of nutrients (N & P) from urban wastewater with a modified integrated fixed-film activated sludge-oxic settling anoxic system using an anoxic sludge holding tank. *Water and Environment Journal*, 35(2), 830-846.
- Ferdous, Z., Muktadir, A. K. M. (2009). A review: potentiality of zooplankton as bioindicator.
- Frau, D., Battauz, Y., Alvarenga, P. F., Scarabotti, P. A., Mayora, G., Sinistro, R. (2019). Assessing the relevance of top-down and bottom-up effects as phytoplankton structure drivers in a subtropical hypereutrophic shallow lake. *Aquatic Ecology*, 53(2), 265-280.
- Frisch, D., Green, A. J., & Figuerola, J. (2007). High dispersal capacity of a broad spectrum of aquatic invertebrates via waterbirds. *Aquatic Sciences*, 69(4), 568-574.
- Fukushima, T., Kitamura, T., Komuro, S., Nakagawa, K., Nagahama, Y., Matsumoto, S., Matsushita, B. (2019). Characteristics of declining dissolved oxygen concentrations in Lakes Kasumigaura and Kitaura, two shallow polymictic eutrophic lakes in Japan. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 24(4), 314-323.
- Gazonato, A. J., Silva, L. C. D., Saggio, A. A., Rocha, O. (2014). Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. *Biota Neotropica*, 14.
- Gilbert, J. J. (2003a). Specificity of crowding response that induces sexuality in the rotifer *Brachionus*. *Limnology and Oceanography*, 48(3), 1297-1303.
- Gilbert, J. J. (2003b). Environmental and endogenous control of sexuality in a rotifer life cycle: developmental and population biology. *Evolution & Development*, 5(1), 19-24.
- Gilbert, J. J. (2018). Morphological variation and its significance in a polymorphic rotifer: environmental, endogenous, and genetic controls. *Bioscience*, 68(3), 169-181.
- Gomes, E. A., Godinho, M. J. (2003). Structure of the protozooplankton community in a tropical shallow and eutrophic lake in Brazil. *Acta Oecologica*, 24, S153-S161.
- Gomes, M. B. (2008). *Guia das tecamebas: bacia do rio Peruaçu, Minas Gerais: subsídio para conservação e monitoramento da bacia do Rio São Francisco*. Editora UFMG.
- Holt, E. A., Miller, S. W. (2011). Bioindicators: using organisms to measure. *Nature*, 3, 8-13.
- Imoobe, T. O. T., Adeyinka, M. L. (2009). Zooplankton-based assessment of the trophic state of a tropical forest river in Nigeria. *Archives of Biological Sciences*, 61(4), 733-740.
- Informações sobre unidades de conservação federais e estaduais (2009). Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade de Florestas, Departamento de Áreas Protegidas [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <ivieira@ibge.gov.br> em jan. 2010.
- Ismail, A. H., Adnan, A. A. M. (2016). Zooplankton composition and abundance as indicators of eutrophication in two small man-made lakes. *Tropical life sciences research*, 27(supp1), 31.
- Karabin, A. (1986). Pelagic zooplankton (Rotatoria+ Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. I: Structural and quantitative features.
- Kaya, M., Fontaneto, D., Segers, H., & Altındağ, A. (2010). Temperature and salinity as interacting drivers of species richness of planktonic rotifers in Turkish continental waters. *Journal of Limnology*, 69(2), 297-304.

- Keeler, A. G., McLemore, D. (1996). The value of incorporating bioindicators in economic approaches to water pollution control. *Ecological Economics*, 19(3), 237-245.
- Koste, W. (1978). Rotatoria Die Rodertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt – Monogononta. 2. Auflage neubearbeitet von Walter Koste. Gebrüder Borntraeger, 1: 238p.
- Kostopoulou, V., Carmona, M. J., Divanach, P. (2012). The rotifer *Brachionus plicatilis*: an emerging bio-tool for numerous applications. *Journal of Biological Research*, 17, 97.
- Kuhlmann, M. L., Johnscher-Fornasaro, G., Ogura, L. L.,; Imbimbo, H. R. V. (2012). Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo. São Paulo: CETESB.
- Kumar, P., Wanganeo, A., Wanganeo, R., Sonallah, F. (2011). Seasonal variations in zooplankton diversity of railway pond, Sasaram, Bihar. *International Journal of Environmental Sciences*, 2(2), 1007-1016.
- Lamentowicz, M., Mitchell, E. A. (2005). The ecology of testate amoebae (Protists) in Sphagnum in north-western Poland in relation to peatland ecology. *Microbial ecology*, 50(1), 48-63.
- Lamentowicz, M., Tobolski, K., Mitchell, E. A. (2007). Palaeoecological evidence for anthropogenic acidification of a kettle-hole peatland in northern Poland. *The Holocene*, 17(8), 1185-1196.
- Lobo, E. A. (2016). Índice trófico de qualidade da água: guia ilustrado para sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros.
- Matsumura-Tundisi, T.; Rocha, O. (1983). Occurrence of Copepod (Calanoida Cyclopoida and Harpacticoida) From “Broa” Reservoir (São Carlos, São Paulo, Brazil). *Rev. Bras. Biol*, 1(43): 1-17p.
- Medeiros, A. M. A. D., Sousa, C. E. D., Crispim, M. C., Montenegro, A. K. A. (2013). Effects of experimental eutrophication on zooplankton community. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25(2), 183-191.
- Mieczan, T., Tarkowska-Kukuryk, M. (2017). Microbial communities as environmental indicators of ecological disturbance in restored carbonate fen—results of 10 years of studies. *Microbial ecology*, 74(2), 384-401.
- Miranda, L. E., Hargreaves, J. A., Raborn, S. W. (2001). Predicting and managing risk of unsuitable dissolved oxygen in a eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 457(1), 177-185.
- Mola, H. R. (2011). Seasonal and spatial distribution of *Brachionus* (Pallas, 1966; Eurotatoria: Monogonanta: Brachionidae), a bioindicator of eutrophication in lake El-Manzalah, Egypt. *Biology and Medicine*, 3(2), 60-69.
- Mola, H. R. (2011). Seasonal and spatial distribution of *Brachionus* (Pallas, 1966; Eurotatoria: Monogonanta: Brachionidae), a bioindicator of eutrophication in lake El-Manzalah, Egypt. *Biology and Medicine*, 3(2), 60-69.
- Montagud, D., Soria, J. M., Soria-Perpiñà, X., Alfonso, T., Vicente, E. (2019). A comparative study of four indexes based on zooplankton as trophic state indicators in reservoirs. *Limnetica*, 38(1), 291-302.
- Needham, J. G.; Needham, P. R. (1982). Guía para el estudio de Los Seres Vivos de Las Aguas Dulces, Ed. Reverté, Barcelona 131p.

- Ogden, C. G., Couteaux, M. M. (1988). The effect of predation on the morphology of *Tracheleuglypha dentata* (Protozoa: Rhizopoda). *Archiv für Protistenkunde*, 136(1), 107-115.
- Ortega-Mayagoitia, E., Armengol, X., & Rojo, C. (2000). Structure and dynamics of zooplankton in a semi-arid wetland, the National Park Las Tablas de Daimiel (Spain). *Wetlands*, 20(4), 629-638.
- Ovaskainen, O., Weigel, B., Potyutko, O., Buyvolov, Y. (2019). Long-term shifts in water quality show scale-dependent bioindicator responses across Russia—Insights from 40 year-long bioindicator monitoring program. *Ecological Indicators*, 98, 476-482.
- Pal, S., Patra, A. K., Chakraborty, K. (2015). Prospect of *Brachionus calyciflorus*, a holoplankton, for its potential bio-indicator property: A review. *Int J Recent Sci Res*, 6, 7603-7608.
- Pappas, J.L. Stoermer, E.F. (1996) Quantitative method for determining a representative algal sample count. *Journal of Phycology*, 32(4), pp.693-696.
- Parmar, T. K., Rawtani, D., Agrawal, Y. K. (2016). Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in life science*, 9(2), 110-118.
- Patra, A., Santra, K. B., Manna, C. K. (2011). Ecology and diversity of zooplankton in relation to physico-chemical characteristics of water of Santragachi Jheel, West Bengal, India. *Journal of Wetlands Ecology*, 5, 20-39.
- Qin, Y., Fournier, B., Lara, E., Gu, Y., Wang, H., Cui, Y.,..., Mitchell, E. A. (2013). Relationships between testate amoeba communities and water quality in Lake Donghu, a large alkaline lake in Wuhan, China. *Frontiers of Earth Science*, 7(2), 182-190.
- Redjeki, S. (1999). Budidaya rotifera (*Brachionus plicatilis*). *Oseana*, 24(2), 27-33.
- Regalado, I. S., García, S. L., Alvarado, L. P., Caballero, M., & Vázquez, A. L. (2018). Ecological drivers of testate amoeba diversity in tropical water bodies of central Mexico. *Journal of Limnology*, 77(3).
- Resh, V. H. (2008). Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 138(1-3), 131-138.
- Rocha, O.; Tundisi, T. M. (1976). Copepoda. In: Atlas do Zooplâncton (Represa do Broa, São Carlos). São Carlos, UFSCar, v. I, 68p.
- Romero, K. C., Del Río, J. P., Villarreal, K. C., Anillo, J. C. C., Zarate, Z. P., Gutierrez, L. C., ...; Valencia, J. W. A. (2017). Lentic water quality characterization using macroinvertebrates as bioindicators: An adapted BMWP index. *Ecological indicators*, 72, 53-66.
- Schallenberg, M., Hall, C. J., & Burns, C. W. (2003). Consequences of climate-induced salinity increases on zooplankton abundance and diversity in coastal lakes. *Marine ecology progress series*, 251, 181-189.
- Sendacz, S.; Kubo, E. (1982). Copepoda (Calanoida e Cyclopoida) de Reservatórios do Estado de São Paulo. *Bul. Inst. Pesca*, 9: 51-89p.
- Silva, C. E. (2012). Foraminíferos, Tecamebas e Bactérias Bentônicos na Praia de Encantadas (Ilha do Méil, Paraná, Brasil) e a possível influência do afluxo turístico sobre esses organismos. Universidade Federal do Paraná.

- Silva, A. M. A., Barbosa, J. E., Medeiros, P. R., Rocha, R. M., Lucena-Filho, M. A., & Silva, D. F. (2009). Zooplankton (Cladocera and Rotifera) variations along a horizontal salinity gradient and during two seasons (dry and rainy) in a tropical inverse estuary (Northeast Brazil). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4(2), 226-238.
- Sousa, W. P. D., Carvalho, C. E. V. D., Carvalho, C. C. V. D., Suzuki, M. S. (2004). Mercury and organic carbon distribution in six lakes from the North of Rio de Janeiro State. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47, 139-145.
- Starkweather, P. L., Gilbert, J. J., Frost, T. M. (1979). Bacterial feeding by the rotifer *Brachionus calyciflorus*: clearance and ingestion rates, behavior and population dynamics. *Oecologia*, 44(1), 26-30.
- Sterza, J. M., Fernandes, L. L. (2006). Zooplankton community of the Vitória Bay estuarine system (Southeastern Brazil): characterization during a three-year study. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54, 95-105.
- Straznickas, B. (2016). Phage for Thought: Investigating the Ingestion and Assimilation of Viruses into Rotifer (*Brachionus plicatilis*) Tissues.
- Suzuki, M. S., Figueiredo, R. O., Castro, S. C., Silva, C. F., Pereira, E. A., Silva, J. A., & Aragon, G. T. (2002). Sand bar opening in a coastal lagoon (Iquipari) in the northern region of Rio de Janeiro State: hydrological and hydrochemical changes. *Brazilian Journal of Biology*, 62, 51-62.
- Szelez, I., Fournier, B., Seppey, C., Amendt, J., & Mitchell, E. (2014). Can soil testate amoebae be used for estimating the time since death? A field experiment in a deciduous forest. *Forensic science international*, 236, 90-98.
- Szelez, I., Fournier, B., Seppey, C., Amendt, J., Mitchell, E. (2014). Can soil testate amoebae be used for estimating the time since death? A field experiment in a deciduous forest. *Forensic science international*, 236, 90-98.
- Tasevska, O., Jersabek, C. D., Kostoski, G., Gušeska, D. (2012). Differences in rotifer communities in two freshwater bodies of different trophic degree (Lake Ohrid and Lake Dojran, Macedonia). *Biologia*, 67(3), 565-572.
- Thorp, J. H.; Covich, A. P. (1991). (eds.). *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, Inc. San Diego. 911p.
- Tolonen, K., Warner, B. G., Vasander, H. (1992). Ecology of testaceans (Protozoa: Rhizopoda) in mires in southern Finland: I. Autecology. *Archiv für Protistenkunde*, 142(3-4), 119-138.
- Tsyganov, A. N., Aerts, R., Nijs, I., Cornelissen, J. H., Beyens, L. (2012). Sphagnum-dwelling testate amoebae in subarctic bogs are more sensitive to soil warming in the growing season than in winter: the results of eight-year field climate manipulations. *Protist*, 163(3), 400-414.
- Ustaoğlu, M. R., Balik, S., Mis, D. Ö. (2004). The Rotifer Fauna of Lake Sazlıgöl (Menemen–İzmir). *Turkish Journal of Zoology*, 28(3), 267-272.
- Van Hengstum, P. J., Reinhardt, E. G., Beddows, P. A., Huang, R. J., & Gabriel, J. J. (2008). Thecamoebians (testate amoebae) and foraminifera from three anchialine cenotes in Mexico: Low salinity (1.5–4.5 psu) faunal transitions. *The Journal of Foraminiferal Research*, 38(4), 305-317.

Zakaria, H. Y., Hussien Ahmed, M., Flower, R. (2007). Environmental assessment of spatial distribution of zooplankton community in Lake Manzalah, Egypt. *Acta Adriatica: International Journal of Marine Sciences*, 48(2), 161-172.

Zannatul, F., Muktadir, A. K. M. (2009). A review: potentiality of zooplankton as bioindicator. *American journal of applied sciences*, 6(10), 1815-1819.


Zholtkevych, G. N., Bepalov, G. Y., Nosov, K. V., Abhishek, M. (2013). Discrete modeling of dynamics of zooplankton community at the different stages of an antropogeneous eutrophication. *Acta Biotheoretica*, 61(4), 449-465.

- Capítulo 3

Notes and Comments

First record of Kelleridae in Brazilian waters. A geographical range expansion and a new *Kelleria* (Gurney, 1927) morphotype

G. M. Rocha^{a*} , J. C. Féres^b , P. Barcelos-Silva^b , J. M. Sterza^b  and L. F. L. Fernandes^a

 ^aUniversidade Federal do Espírito Santo – UFES, Departamento de Oceanografia e Ecologia, Vitória, ES, Brasil ^bEthica Ambiental Serviços e Consultoria Ltda., Vila Velha, ES, Brasil

Kelleridae is a copepod family found in all continents, mainly in tropical latitudes (Oomoto and Ueda, 2016) and is composed by 21 valid species, all in the genus *Kelleria* (Walter and Boxshall, 2021). It has a coastal epibenthic habit, with occasional presence in the plankton (Gurney, 1927; Gómez, 2006; Oomoto and Ueda, 2016; Walter and Boxshall, 2021). Oomoto and Ueda (2016, p. 47) noted that “Most species are probably endemic to their type localities. [...] about half of these species are described together with other congeners from the same sampling site or region”. Açú and Iquipari lagoons (40°59’00”W; 21°55’04”S and 41°01’27”W; 21°44’17”S respectively), sampled in this study, are located in the São João da Barra district, northern coast of the Rio de Janeiro State, Brazil. They have a narrow sand bar from the sea, which does not prevent the salinity to intrude its continental waters and Açú can become hypersaline during the dry season (Chagas and Suzuki, 2005; Rocha et al., 2019). Both lagoons are shallow (less than 1.5 m) with sandy sediment and seasonal benthic macroalgae near the sand bar and aquatic macrophytes on the inner area (Suzuki et al., 2002; Chagas and Suzuki, 2005; Monteiro and Gomes-Junior, 2005).

Samples were taken 330 and 1,500 meters away from shore at the Açú lagoon and 150 meters at the Iquipari lagoon by filtering 200L of surface water with a graduated bucket through a 60µm mesh plankton net and preserved in 4% buffered formalin. Aliquots were analyzed using stereoscopic and optical microscopes until efficiency rate of 0.8 (Pappas and Stoermer, 1996; Cardoso and Marques, 2004) was achieved. Stacks of images at different focal distances, produced by a digital camera attached

to a Biofocus Blue-1000 B-I-L-BI optical microscope, were assembled using Adobe Photoshop® and used as templates in Adobe Illustrator® to create vector graphic illustrations. Results showed the first record of Kelleridae in Brazil. General view and taxonomic features of the collected specimens are shown in Figure 1. We found two different species of *Kelleria*. One is identified to *Kelleria reducta* (Gómez, 2006) and the other has some unique morphological features, indicating the possibility of an undescribed *Kelleria* species.

Our first record of *Kelleria reducta* in Brazil was at the Açú lagoon in November of 2016 (39.0 salinity), and the other *Kelleria* species (*Kelleria* sp.1) was first registered at Iquipari lagoon, in January 2017 (2.4 salinity) (Table 1). Since then, *K. reducta* was found again in April and October of 2019 and March of 2021 at the Açú lagoon and *Kelleria* sp.1 in February of 2020, also at the Açú lagoon, indicating a stable and reproductively viable population in the region with the presence of juvenile forms.

Kelleria reducta was described on an estuarine system at Sinaloa, Mexico (Gómez, 2006) as the first *Kelleria* species found in the American continent. After that, *K. reducta* was found in 2012 at a coastal lagoon and in the littoral zone in Colombia (Suárez-Morales and Fuentes-Reinés, 2015; Fuentes-Reinés and Suárez-Morales, 2017).

Female specimens of *Kelleria reducta* found in our study have two mediobasal teeth of mandibular blade, which are much larger than the others (Figure 1B), and maxillipedal basis with one long distal and on shorter proximal spines (Figure 1C), which are the main diagnostic characters for the species (Gómez, 2006). Regarding the caudal rami length/width ratio, our individuals have about 2.0 (Figure 1A), same as the Colombian specimen (Suárez-Morales and Fuentes-Reinés, 2015), while Gómez (2006) described a 3.0 ratio. The body size ranged from 1.00 to 1.05 mm ($n = 5$), which is within the range found by Gómez (2006). Leg 5 has a serrate margin (Figure 1D), which is also a characteristic feature of the species.

Specimens of *Kelleria* sp.1 is similar to *K. regalis* (Gurney, 1927) by having a bifid proximal spine on the second segment of the maxilliped and a pointed medial process at the first segment (Gurney, 1927) (Figure 1F). However, our individuals also have distinct features from what was described in Gurney (1927) and in Humes and Ho (1969) (Table 2) such as: 1) shorter body length (0.9 mm) [between 1.25 and 1.45 mm in *K. regalis*]; 2) prosome shape in dorsal view (Figure 1E) [wider than *K. regalis*]; 3)

relative size of distal spines on the maxilla (Figure 1F); 4) 15 spinules on the maxilla proximal spine (Figure 1G) [12 spinules in *K. regalis*] and 5) serrate margin around leg 5 (Figure 1H) [absent in *K. regalis*].

Kelleria is considered epibenthic and their abundance in the plankton would greatly depend on water turbulence and life history of the species. We found over 11% relative abundance of the genus among the zooplankton community at the Açu lagoon in December of 2017, suggesting a planktonic life stage for copepodite. Because we repeatedly found juvenile forms of *Kelleria* at both lagoons, it is likely that populations of both species are well established in the region, reinforcing *Kelleria* as a widespread genus of Copepoda, as is well known since its first occurrence in the American continent (Gómez, 2006).

The present paper expands *K. reducta* southern range distribution from Colombia to Brazil which appears to be an endemic species from the American continent, as well as *Kelleria* sp.1, yet to be fully described, that appears to be endemic to Brazil. This pattern and the occurrence of two congener species of *Kelleria* in the same region reinforces Oomoto and Ueda (2016) statement, as quoted above.

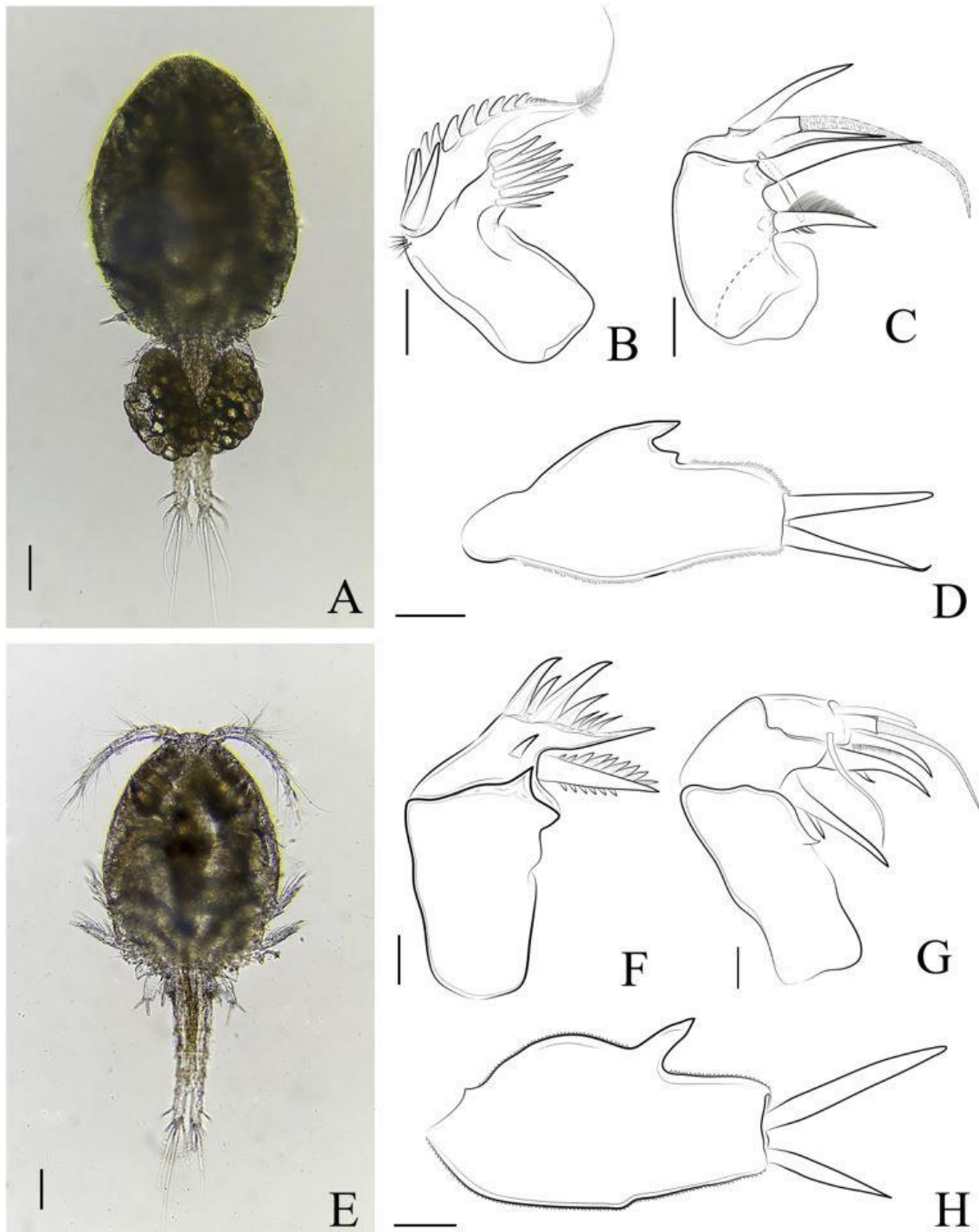


Figure 1. General view and taxonomic features. *Kellieria reducta*: adult female (A). mandible (B), maxilliped (C) and leg 5 (D). *Kellieria* sp1: adult female (E), maxilla (F), maxilliped (G), leg 5 (H). Scale bar: adult individuals - 90 μ m. Appendages – 22.5 μ m.

Table 1. Density of *Kelleria* species found at the Açu and Iquipari lagoons from 2016 to 2021.

M/Y	Lagoon	<i>Kelleria</i>	<i>K. reducta</i>	<i>Kelleria</i> spp
Nov/16	Açu	-	37	-
Jan/17	Iquipari	250	-	-
Dec/17	Açu	-	-	34,500 ind/m ³
Apr/19	Açu	-	12	-
Oct/19	Açu	-	24	-
Feb/20	Açu	750 ind/	-	375 ind/ m ³
Mar/21	Açu	-	25	-

“-” absence of taxa

Table 2. Morphological comparison of *Kelleria* sp1 females in the present study with *K. regalis* previously described. Table adapted from Oomoto and Ueda (2016).

	<i>Kelleria regalis</i>		<i>Kelleria</i> sp.1
Reference and Locality	<i>sensu stricto</i> Gurney (1927), Egypt Suez Canal, Egypt	<i>sensu</i> Humes & Ho (1969) Nosy Bé, Madagascar	present study Rocha et al. (2024) São João da Barra, Brazil
Body length	1.45 mm	1.25-1.37 mm	0.9 mm
Caudal ramus L/W	3	2.3	3
Maxilla			
Distal spines	**7 (4 th is less than half of 3 th)	**8 (4 th is less than half of 3 th)	7 (4 th is more than half of 3 th)
Spinules on proximal spine	** top side with 8 spinules and basal side with 4	** both sides with 6 spinules	Top side with 9 spinules and basal side with 6
Pointed process at top of basal joint	**absent	present	present
Center setae at second joint	absent	present	present
Maxilliped			
Second segment, proximal spine bifid*	present	present	present
First segment, pointed medial process*	present	present	present
Leg 5 free segment			
Inner medial process	slender, acute tip	slender, blunt tip	broad, acute tip
Inner apical spine length	1.5 to outer spine	1.0 to outer spine	1.5 to outer spine

*main diagnostic character; **according to the figures.

References

- CARDOSO, L.S. and MARQUES, D.M., 2004. Structure of the zooplankton community in a subtropical shallow lake (Itapeva Lake-South of Brazil) and its relationship to hydrodynamic aspects. *Hydrobiologia*, vol. 518, no. 1-3, pp. 123-134. <http://dx.doi.org/10.1023/B:HYDR.0000025062.08366.1b>.
- CHAGAS, G.G. and SUZUKI, M.S., 2005. Seasonal hydrochemical variation in a tropical coastal lagoon (Açu Lagoon, Brazil). *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, vol. 65, no. 4, pp. 597-607. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842005000400006>. PMID:16532183.
- FUENTES-REINÉS, J.M. and SUÁREZ-MORALES, E., 2017. New records of poecilostomatoid copepods (Crustacea) from a coastal system in the Colombian Caribbean with notes on morphology. *Check List*, vol. 13, no. 5, pp. 513-523. <http://dx.doi.org/10.15560/13.5.513>.
- GÓMEZ, S., 2006. Description of *Kelleria reducta* sp. nov. (Copepoda, Cyclopoida, Kellieriidae) from a brackish system in northwestern Mexico. *Crustaceana*, vol. 79, no. 7, pp. 879-892. <http://dx.doi.org/10.1163/156854006778008203>.
- GURNEY, R., 1927. Report on the Crustacea: Copepoda (Littoral and Semi-parasitic). *Transactions of the Zoological Society of London*, vol. 22, no. 4, pp. 451-577. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1096-3642.1927.tb00207.x>.
- HUMES, A.G. and HO, J.S., 1969. Cyclopoid copepods of the genus *Kelleria* (Lichomolgidae) from intertidal burrows in Madagascar. *Bulletin of the British Museum (Natural History). Historical Series*, vol. 18, pp. 221-229.
- MONTEIRO, L.R. and GOMES-JUNIOR, J.L., 2005. Morphological divergence rate tests for natural selection: uncertainty of parameter estimation and robustness of results. *Genetics and Molecular Biology*, vol. 28, no. 2, pp. 345-355. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-47572005000200028>.
- OOMOTO, M. and UEDA, H., 2016. Two new species of *Kelleria* (Copepoda, Poecilostomatoida, Kellieriidae) from Shikoku, Japan. *Plankton & Benthos Research*, vol. 11, no. 2, pp. 37-48. <http://dx.doi.org/10.3800/pbr.11.37>.
- PAPPAS, J.L. and STOERMER, E.F., 1996. Quantitative method for determining a representative algal sample count. *Journal of Phycology*, vol. 32, no. 4, pp. 693-696. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-3646.1996.00693.x>.
- ROCHA, G.M., FÉRES, J.C., ESTEVES, B.S. and STERZA, J.M., 2019. First record of the non-native copepod *Pseudodiaptomus trihamatus* Wright, 1937 (Copepoda, Calanoida) in Rio de Janeiro state, Brazil. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, vol. 79, no. 2, pp. 361-364. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.183672>. PMID:30066735.
- SUÁREZ-MORALES, E. and FUENTES-REINÉS, J.M., 2015. Registro de *Kelleria reducta* (Copepoda: Poecilostomatoida: Kellieriidae) en la costa caribeña de Colombia. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, vol. 86, no. 1, pp. 28-33. <http://dx.doi.org/10.7550/rmb.48345>.
- SUZUKI, M.S., FIGUEIREDO, R.O., CASTRO, S.C., SILVA, C.F., PEREIRA, E.A., SILVA, J.A. and ARAGON, G.T., 2002. Sand bar opening in a coastal lagoon (Iquipari) in the northern region of Rio de Janeiro State: hydrological and hydrochemical changes. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, vol. 62, no. 1, pp. 51-62. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842002000100007>. PMID:12185923.

WALTER, T.C. and BOXSHALL, G., 2021 [viewed 19 October 2021]. *World of Copepods Database. Kellera Gurney, 1927* [online]. World Register of Marine Species. Available from: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=205653>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- A análise zooplanctônica é ferramenta indispensável para o biomonitoramento de corpos d'água, tanto em ambiente marinho como em lagoas costeiras. Foi possível demonstrar como as respostas populacionais de determinadas espécies expostas repetidamente a poluentes é consistente e pode ser utilizada como ferramenta de análise ambiental.
- Na foz do rio Doce, a comunidade costeira respondeu aos impactos causados pela ressuspensão do sedimento lamoso rico em metais oriundos da lama de rejeito de mineração. As principais espécies bioindicadoras nesse tipo de condição são: *Paracalanus cf parvus*, *Oikopleura longicauda* e os valores dos índices ecológicos da comunidade.
- No ambiente marinho, a salinidade apresenta espectro de variação curto, sendo pouco influente nos padrões da comunidade zooplanctônica, mesmo nos pontos de maior influência fluvial. Excessão se faz aos momentos de maior intensidade de vazão do rio, mas os efeitos da redução da salinidade são restritos, tanto espacialmente como temporalmente.
- Em lagoas costeiras a salinização natural pode exercer influência negativa na comunidade zooplanctônica, o que pode dificultar a distinção destes para dos impactos antrópicos, como os que são consequência do despejo de esgoto doméstico. Nestes ambientes a salinidade afeta negativamente os indicadores de comunidade tradicionalmente utilizados, como os valores dos índices ecológicos (riqueza, diversidade e equitabilidade).
- Desta forma, em lagoas costeiras a abordagem deve ser taxonomicamente mais específica possível, com especial importância para a identificação morfológica em nível de espécie, pois espécies diferentes reagem de forma diferente aos impactantes, o que torna a interpretação dos resultados mais precisa.
- As principais espécies indicadoras em lagoas costeiras tropicais apontadas neste estudo são: *Arcella discoides*, *Arcella h. hemisphaerica*, *Brachionus plicatilis*, *Diffugia corona*, *Lecane closteroerca*, *Lepadella patella* e *Testudinella patina*. Porém apontamos outras que se mostraram promissoras, mas carecem ainda de mais estudos para sustentar com mais robustez o seu embasamento teórico.
- O Índice de bioindicação, proposto no capítulo 2, se baseia na seleção das espécies bioindicadoras de acordo com os padrões observados no local de estudo, além dos padrões já registrados na literatura. Desta forma, determina-se com mais clareza as relações de casualidade entre os padrões biológicos observados e as mudanças ambientais decorrentes de

fonte impactante. Os resultados do índice de bioindicação podem então ser comparados entre lagoas diferentes, bem como entre momentos distintos ao longo do ano na mesma lagoa.

- O Capítulo 3 representa importante registro de uma família de Copepoda que ainda não havia sido identificada no Brasil, representando dois primeiros registros de espécies de Kelleridae, sendo que uma delas se trata de uma espécie ainda não descrita pela ciência.

- Estes registros terem ocorrido em uma região de intensa atividade portuária levanta um alerta dos riscos de bioinvasão por água de lastro, mais um importante exemplo de impacto antrópico costeiro. Porém o fato de uma das espécies não possuir registro em nenhum outro local do mundo reforça a hipótese de que se trata de espécie de ocorrência endêmica, mas que carecia de registro em função da pequena quantidade de pesquisas envolvendo a comunidade de copépodes de hábito demersal no Brasil.

- Os esforços para a descrição taxonômica da nova espécie de *Kelleria* aqui registrada irão se iniciar nos próximos meses.