



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Daniela Grijó de Castro

Microplásticos na Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição: relação com variáveis ambientais e com a comunidade zooplanctônica

Florianópolis, SC

2022

Daniela Grijó de Castro

Microplásticos na Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição: relação com variáveis ambientais e com a comunidade zooplanctônica

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.
Orientador: Prof. Nei Kavaguichi Leite, Dr.
Coorientador: Prof.^a Andrea Santarosa Freire, Dr^a.

Florianópolis, SC

2022

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Castro, Daniela Grijó de

Microplásticos na Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição:
relação com variáveis ambientais e com a comunidade
zooplânctônica / Daniela Grijó de Castro ; orientador, Nei
Kavaguichi Leite, coorientadora, Andrea Santarosa Freire,
2023.

101 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós
Graduação em Ecologia, Florianópolis, 2023.

Inclui referências.

1. Ecologia. 2. Ecologia Urbana. 3. Microplástico. 4.
Zooplâncton. I. Kavaguichi Leite, Nei. II. Santarosa
Freire, Andrea. III. Universidade Federal de Santa
Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. IV. Título.

Daniela Grijó de Castro

Microplásticos na Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição: relação com variáveis ambientais e com a comunidade zooplanctônica

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.(a) Andrea Santarosa Freire, Dr.(a)
Instituição Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. David Valença Dantas, Dr.
Instituição Universidade do Estado de Santa Catarina

Prof. Mauricio Mello Petrucio, Dr.
Instituição Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Nei Kavaguichi Leite, Dr.
Instituição Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de mestre em Ecologia.

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof. Nei Kavaguichi Leite, Dr.
Orientador

Florianópolis - SC, 2023.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, Aurora e Mário, pelo suporte contínuo durante toda minha trajetória acadêmica – mesmo não entendendo muito bem porquê que eu passava tantas horas na frente do computador ao longo dos últimos 5 meses. Ao meu parceiro, Iuri, pelo apoio e paciência durante a conclusão de mais esta etapa da minha vida. A todos os meus amigos, pelos bons momentos de desabafo e incentivo.

Aos colegas do laboratório Limnos, em especial Áurea, Michelle, Lorena, Lucas e Bruno, por toda ajuda no delineamento do projeto, nas coletas, na análise dos resultados e/ou na escrita deste trabalho. À Sara, que me ajudou grandemente desde o início de sua Iniciação Científica e fez meus dias em Florianópolis serem melhores, mesmo durante a pandemia de COVID-19.

Ao Salvio, por fornecer e guiar o barco em quase todas as coletas. À Prof^a Alessandra Fonseca, por possibilitar a coleta do mês de abril.

À toda equipe do laboratório Leesu, em especial Rachid, Cleo, Trang, Nadia, Max, Maryem, Bruno, Azeez, Natalia e Guilherme, pelo acolhimento na França, pelo treinamento para aplicação de técnicas de análise dos microplásticos, pela orientação científica e/ou pelos bons momentos de confraternização.

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFSC, pela orientação paciente, em especial aos secretários Maria Eduarda, Kleyton e Rodrigo; às técnicas de laboratório Karla, Mitie e Elis; e aos docentes do programa.

Aos meus orientadores, Nei e Andrea, pelos aconselhamentos e por depositarem em mim sua confiança para realização deste trabalho.

À Capes, pelo oferecimento da bolsa de mestrado, que possibilitou meu sustento nos últimos dois anos e meio e foi essencial para minha dedicação a este estudo.

" O futuro é ancestral e a humanidade precisa aprender a pisar suavemente na Terra."

Ailton Krenak, documentário "Pisar suavemente na Terra" (2022)

RESUMO

A produção global de plásticos tem apresentado intenso crescimento nas últimas décadas, com estimativas de produção ascendentes. A má gestão dos resíduos plásticos, somada à não biodegradabilidade dos plásticos convencionais, faz com que estes materiais estejam amplamente dispersos no ambiente, especialmente na forma microplásticos. Os microplásticos (< 5 mm) têm se destacado como um importante poluente nos ecossistemas aquáticos, devido à sua onipresença ambiental, potencial risco à biodiversidade e ausência de regulamentação. A fim de preencher lacunas relacionadas à distribuição de microplásticos nos ecossistemas aquáticos e à potencial ingestão deste poluente pela biota aquática, o presente estudo se desenvolveu em duas frentes. No primeiro capítulo, foi investigado o efeito da urbanização para a poluição por microplásticos em corpos hídricos da Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição (BHLC), Florianópolis - SC, bem como as relações dos microplásticos com a qualidade da água e com as condições meteorológicas, entre junho e novembro de 2021. Para isso, foram investigadas a presença de microplásticos (fragmentos, fibras, filmes e esferas) e a qualidade da água em três categorias de corpos hídricos: afluentes inseridos em sub-bacias urbanizadas, afluentes inseridos em sub-bacias não-urbanizadas e o corpo lagunar receptor, a Lagoa da Conceição. No segundo capítulo, avaliou-se o potencial de os microplásticos adentrarem a cadeia trófica através da comunidade zooplânctônica, em estudo conduzido na Lagoa da Conceição entre abril e novembro de 2021. Para isso, foram comparadas as relações de tamanho preferencial de presas de grupos do zooplâncton com o tamanho dos microplásticos amostrados na laguna, além de suas abundâncias, a fim de se obter a taxa de encontros possíveis entre esses componentes. Os resultados demonstram que os microplásticos estão amplamente distribuídos na BHLC. A concentração média de microplásticos foi de 0,32 part./L nos afluentes Urbanizados, de 0,27 part./L nos afluentes Não-urbanizados e de 0,06 part./L na Laguna, sendo os afluentes importantes fontes de microplásticos para o corpo lagunar receptor. No entanto, o nível de urbanização não é a principal fonte de microplásticos para os corpos hídricos. As relações obtidas com os parâmetros de qualidade de água e com as condições meteorológicas indicam que há uma combinação de fontes contribuindo para poluição por microplásticos na bacia. Os microplásticos apresentaram maior risco de entrada na cadeia trófica em abril e junho, meses em que foi observada maior concentração deste poluente (0,098 e 0,377 part./L, respectivamente). A expressiva variabilidade temporal dos microplásticos na laguna pode estar relacionada ao rompimento da lagoa artificial de tratamento em 2021, demonstrando a sensibilidade deste corpo hídrico às pressões antrópicas na bacia hidrográfica. Ao mesmo tempo, as menores concentrações de microplásticos obtidas a partir de setembro, as quais culminaram em reduzido risco de ingestão de microplásticos pelo zooplâncton, indicam certa resiliência e capacidade de recuperação da laguna. Os resultados apontam a importância da avaliação conjunta de variáveis ambientais para compreensão da distribuição de microplásticos e oferece *insights* sobre a capacidade dos mesmos impactarem ou não o ecossistema local.

Palavras-chave: plásticos; urbanização; qualidade da água; zooplâncton.

ABSTRACT

The global production of plastics has shown intense growth in recent decades, with increasing production estimates. Poor waste management, added to the non-biodegradability of conventional plastics, makes these materials widely dispersed in the environment, especially in the form of microplastics. Microplastics (< 5 mm) have emerged as an important pollutant in aquatic ecosystems, due to their environmental ubiquity, potential risk to biodiversity and lack of regulation. In order to fill gaps related to the distribution of microplastics in aquatic ecosystems and the potential ingestion of this pollutant by aquatic biota, the present study was developed in two fronts. In the first chapter, the effect of urbanization on pollution by microplastics in water bodies of the Lagoa da Conceição Watershed (BHLC), Florianópolis - SC was investigated, as well as the relationship of microplastics with water quality and with weather conditions, between June and November 2021. For this, the presence of microplastics (fragments, fibers, films and spheres) and the water quality in three categories of water bodies were investigated: tributaries inserted in urbanized sub-watersheds, tributaries inserted in non-urbanized sub-watersheds and the receiving lagoon body, Conceição Lagoon. In the second chapter, the microplastics potential to enter the food chain through the zooplankton community was evaluated, in a study conducted in the Conceição Lagoon between April and November 2021. For this, the zooplankton groups preferential prey-size size was compared with the microplastics size, as well their abundances in the lagoon, in order to obtain the possible encounters rates between these components. The results demonstrate that microplastics are widely distributed in BHLC. The average concentration of microplastics was 0.32 part./L in the Urbanized tributaries, 0.27 part./L in the Non-urbanized tributaries and 0.06 part./L in the Lagoon, being the tributaries important sources of microplastics to the lagoon. However, the urbanization level is not the main source of microplastics to the water bodies. The relationships obtained with water quality parameters and meteorological conditions indicate that there is a combination of sources contributing to microplastic pollution in the watershed. Microplastics showed a higher risk of entering the food chain in April and June, months in which the highest concentration of this pollutant was observed (0.098 and 0.377 part./L, respectively). The expressive temporal variability of microplastics in the lagoon may be related to the rupture of the artificial treatment lagoon in 2021, demonstrating the sensitivity of this water body to human pressures in the watershed. At the same time, the lower concentrations of microplastics obtained from September onwards, which culminated in a reduced risk of microplastics ingestion by zooplankton, indicate a certain resilience and recovery capacity of the lagoon. The results point to the importance of joint assessment of environmental variables to understand the microplastics distribution and offer insights into their ability to impact or not the local ecosystem.

Keywords: Plastics. Urbanization. Water quality. Zooplankton.

LISTA DE FIGURAS

Cap. 1

Figura 1 – Localização geográfica da Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição e dos pontos amostrais. R2, R3 e R4 – sub-bacias Não-urbanizadas; R1, R5 e R6 – sub-bacias Urbanizadas	26
Figura 2 – Esquema exemplificando o processamento das amostras de microplásticos	31
Figura 3 – Precipitação acumulada e temperatura média, nos 7 dias precedentes às coletas, e frequência, intensidade e direção do vento (rosas dos ventos) nos períodos de coleta.	35
Figura 4 – Comparação das variáveis analisadas entre os afluentes Urbanizados (U), Não-urbanizados (N) e a laguna (L).	36
Figura 5 – Frequência (%) dos tipos de microplásticos (fragmento, fibra, filme e esfera) nos afluentes Urbanizados, Não-urbanizados e na laguna.	38
Figura 6 – Frequência (%) das cores de microplásticos nos afluentes Urbanizados, Não-urbanizados e na laguna	39
Figura 7 – Agrupamento dos corpos hídricos (afluentes Urbanizados, afluentes Não-urbanizados e laguna) com relação aos tipos e cores de microplásticos.	40
Figura 8 – Frequência (eixo y) da área superficial dos microplásticos (eixo x) nos afluentes Urbanizados, nos afluentes Não-urbanizados e na laguna.	41
Figura 9 – Exemplo de microplásticos selecionados para análise em espectroscopia FTIR-ATR.	42
Figura 10 – Análise de Componentes Principais (PCA) dos corpos hídricos estudados na Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição (BHLC).	44

Cap. 2

Figura 1 – Localização da Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição (BHLC) e dos pontos de coleta no norte (P1 e P2), no centro (P3 e P4) e no sul (P5 e P6) da laguna	69
Figura 2 – Distribuição da precipitação acumulada (nos sete dias anteriores à coleta) e da temperatura atmosférica média na Lagoa da Conceição durante os meses amostrados.	73
Figura 3 – Densidade média de microplásticos entre os pontos amostrais na Lagoa da Conceição, nas regiões norte (P1 e P2), centro (P3 e P4) e sul (P5 e P6).	74
Figura 4 – Densidade dos tipos de microplásticos (filme, fibra e fragmento) observados na Lagoa da Conceição nas coletas de abril, junho, setembro, outubro e novembro de 2021.	75

Figura 5 – Densidade média dos grupos taxonômicos nos pontos amostrais da Lagoa da Conceição, nas regiões norte (P1 e P2), centro (P3 e P4) e sul (P5 e P6).....	76
Figura 6 – Distribuição das ordens de Copepoda e dos gêneros de Rotifera, Appendicularia e Cladocera entre os pontos amostrados.	77
Figura 7 – Variação temporal da densidade dos táxons nos pontos amostrais da Lagoa da Conceição, nas regiões norte (P1 e P2), centro (P3 e P4) e sul (P5 e P6), em 2021.	78
Figura 8 – Distribuição de tamanho (μm) dos táxons e dos microplásticos, pelos seus respectivos diâmetros esféricos equivalentes (DEE).	79
Figura 9 – Relação de tamanho entre predador e presas dos táxons, em termos de diâmetro esférico equivalente (DEE).....	80
Figura 10 – Distribuição do tamanho dos microplásticos e do tamanho estimado para as presas de Cyclopoida, Calanoida, Harpacticoida, Rotifera, Appendicularia e Cladocera, em termos de diâmetro esférico equivalente (DEE).....	81

ANEXO I

Figura 1 - Valores de condutividade elétrica dos afluentes por mês de amostragem. Pontos localizados acima da linha tracejada, que representata a condutividade máxima esperada para águas doces, foram excluídos das análises. Afluentes Urbanizados estão identificados em laranja e afluentes Não-urbanizados estão identificados em verde.....	99
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

LISTA DE TABELAS

Cap. 1

Tabela 1 – Caracterização das sub-bacias dos afluentes amostrados em termos da porcentagem de área urbanizada, sua localização na bacia hidrográfica (BH) e identificação dos afluentes (R)	27
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

Cap. 2

Tabela 1 – Razões predador:presa referentes aos tamanhos mínimo, ótimo e máximo de presas de Copepoda, Rotifera, do cladóceros <i>Evadne</i> e do apendiculário <i>Oikopleura</i>	72
Tabela 2 – Biodisponibilidade (%) dos microplásticos para os gêneros do zooplâncton nos intervalos de tamanho mínimo, ótimo e máximo de presas. A biodisponibilidade total foi calculada pelo somatório das demais.	82
Tabela 3 – Taxa de encontro possível (%) com microplásticos biodisponíveis para cada taxón estudado nos meses amostrais.	83

ANEXO I

Tabela 1 - Valores mínimos, médios e máximos de cada um dos parâmetros de qualidade de água e dos microplásticos, bem como as saídas dos testes de comparação de médias.....	97
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	15
CAPÍTULO 1: Distribuição dos microplásticos em uma bacia hidrográfica subtropical: relações com a urbanização e a qualidade da água	22
1 Introdução	23
2 Material e Métodos	25
2.1 <i>Área e estudo</i>	25
2.2 <i>Delineamento amostral</i>	26
2.3 <i>Coleta de dados</i>	28
2.4 <i>Processamento das amostras de microplástico</i>	29
2.5 <i>Análise dos microplásticos</i>	31
2.6 <i>Controle</i>	32
2.7 <i>Validação de dados</i>	33
2.8 <i>Análises estatísticas</i>	33
3. Resultados	34
3.1 <i>Variáveis ambientais</i>	34
3.2 <i>Microplásticos</i>	37
3.3 <i>Relação dos microplásticos com as variáveis ambientais</i>	43
4. Discussão	45
4.1 <i>Microplásticos nos afluentes</i>	45
4.2 <i>Microplásticos no corpo lagunar receptor</i>	49
4.4 <i>Qualidade da água x concentração de microplásticos</i>	52
5. Conclusão	54
6. Referências	55
CAPÍTULO 2: Avaliação do risco de ingestão de microplásticos pelo zooplâncton em uma laguna subtropical	65
Introdução	66
Material e Métodos	68

<i>Área de estudo e delineamento amostral</i>	68
<i>Variáveis ambientais</i>	70
<i>Coleta das amostras</i>	70
<i>Análise das amostras</i>	70
<i>Biodisponibilidade de microplásticos ao zooplâncton</i>	71
<i>Taxa de encontro possível entre microplásticos e zooplâncton</i>	72
<i>Análises estatísticas</i>	72
Resultados	73
<i>Variáveis meteorológicas</i>	73
<i>Microplásticos e zooplâncton na laguna</i>	73
<i>Biodisponibilidade dos microplásticos ao zooplâncton</i>	78
<i>Encontro possível entre microplásticos e zooplâncton</i>	82
Discussão	83
<i>Distribuição de microplásticos e zooplâncton na área de estudo</i>	83
<i>Risco de ingestão de microplásticos pelo zooplâncton</i>	84
Conclusão	89
Referências	90
CONCLUSÃO GERAL	97
REFERÊNCIAS GERAIS	95

INTRODUÇÃO GERAL

Os microplásticos, plásticos menores que 5 mm, são poluentes emergentes de crescente preocupação (Geissen et al., 2015; Wagner et al., 2014). Eles estão amplamente distribuídos nos ambientes naturais e mesmo no interior dos organismos vivos (Wright & Kelly, 2017; Wu et al., 2019). Pesquisas recentes identificaram microplásticos nas fezes (Schwabl et al., 2019), no sangue (Leslie et al., 2022), na placenta (Braun et al., 2021; Ragusa et al., 2021) e no leite materno humanos (Ragusa et al., 2022). Os microplásticos são sugeridos como um dos marcadores do Antropoceno, nova era geológica, em que os humanos desencadeiam profundas modificações na superfície e na atmosfera do planeta (BANCONE et al., 2020; CRUTZEN, 2006; ZALASIEWICZ et al., 2016). Essas características fazem com que os microplásticos sejam de grande interesse investigativo em áreas do conhecimento como as ciências médicas, ambientais e sociais. No entanto, o conhecimento científico a respeito dos microplásticos ainda contém importantes lacunas, devido ao seu recente estabelecimento como objeto de estudo (Barbosa et al., 2020; Anik et al., 2021).

A produção de plásticos em escala industrial teve início em 1950 e tem apresentado intenso crescimento desde então (Hale et al., 2020). Estima-se que a produção global de plásticos tenha alcançado a marca de 460 milhões de toneladas em 2019, tendo estimativa de produção de 1.231 milhões de toneladas em 2060 (OECD, 2022). Mais da metade da produção total de plásticos é demandada por segmentos cujos produtos são descartados após uma única utilização ou curto período de tempo, como o segmento de embalagens (OECD, 2022). Esse fato, somado à má gestão e ausência de regulamentação dos resíduos plásticos, faz com que estes materiais estejam amplamente distribuídos nos ambientes naturais, incluindo os corpos hídricos (Barnes et al., 2009; Lebreton et al., 2012; Renzi et al., 2020). O acúmulo total de resíduos plásticos é estimado em 30 milhões de toneladas nos oceanos e em 109 milhões de toneladas em rios e lagos (OECD, 2022).

Mais de 90% dos plásticos são provenientes de fontes fósseis e, por isso, não são biodegradáveis (OECD, 2022). A biodegradabilidade diz respeito ao potencial dos materiais em serem utilizados como fontes de energia por microrganismos, propiciando sua transformação em biomassa, água e dióxido de carbono ou metano (Leja & Lewandowicz, 2010). Nesse contexto, o polipropileno (PP) e o polietileno tereftalato (PET), uns dos plásticos convencionais mais consumidos, são considerados praticamente não degradáveis (Hahladakis

et al., 2018). No caso do PET, sob condições laboratoriais ideais, apenas 0,1% do carbono presente em sua constituição química é convertida em CO₂, dentro do período de 1 ano (Hahladakis et al., 2018).

A alta durabilidade leva ao acúmulo de resíduos plásticos no ambiente, enquanto a exposição dos mesmos a intempéries ambientais resulta em sua fragmentação ao longo do tempo (Pico et al., 2019). Esta constante fragmentação é um dos principais processos de formação dos microplásticos (Barnes et al., 2009). No entanto, os microplásticos também têm origem na indústria, quando manufaturados como micro-partículas, a exemplo das esferas abrasivas presentes em produtos de higiene pessoal, as tintas de impressoras 3D e as resinas de plástico virgem (Fahrenfeld et al., 2019; Pico et al., 2019).

Os microplásticos podem ser encarados como um produto da Sociedade de Riscos, conforme enunciado por Ulrich Beck (Ianni, 2012). Segundo o autor, as sociedades industriais geram riscos autoproduzidos, os quais nem sempre são passíveis de detecção ou percepção (Ianni, 2012). A poluição plástica, antes aparente, torna-se imperceptível ao nível dos microplásticos (Thompson et al., 2004). Por outro lado, nessa escala de tamanho, os plásticos aumentam sua capacidade de interação com a biota, bem como o seu potencial de desencadear danos (Cole et al., 2011; Jeong et al., 2016).

A primeira constatação de microplásticos em ambiente natural data de 1972, quando foram identificados pequenos fragmentos de polietileno no oceano Atlântico (Carpenter & Smith, 1972). No entanto, foi apenas em 2004 que as pesquisas com microplásticos passaram a ter crescente atenção da comunidade científica, com aumento expressivo das publicações nos últimos anos (Ryan, 2015; Thompson et al., 2004). No Brasil, por exemplo, a primeira publicação científica a investigar a presença de microplásticos em ecossistemas aquáticos data de 2009, havendo apenas um estudo realizado em água doce até 2017 (Castro et al., 2018). Atualmente, 50 anos após a primeira detecção de microplásticos nos oceanos, as dificuldades técnicas para a investigação deste poluente fazem com que muitas perguntas permaneçam em aberto, como: a distribuição dos microplásticos, especialmente os de menor tamanho, nos ambientes naturais; suas possíveis interações com os organismos vivos e seus potenciais impactos, do nível de indivíduos ao nível de ecossistemas (Barbosa et al., 2020; Galloway et al., 2017).

Os microplásticos estão intimamente relacionados aos estudos da Ecologia Urbana, cujo foco é dado em processos e interações mediadas por ações humanas, associadas direta ou indiretamente ao contexto urbano (Verma et al., 2020). Nesse sentido, os aglomerados urbanos são importantes motores de modificações ambientais, que por vezes desencadeiam impactos negativos aos ecossistemas naturais (Verma et al., 2020). A intensa concentração populacional em áreas costeiras, por exemplo, impõe diversas pressões ambientais sobre estes ecossistemas, como a mudança nos padrões de uso e ocupação do solo, e o lançamento de poluentes nos corpos hídricos, incluindo microplásticos (Esteves et al., 2008). A Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição (BHLC), localizada em Florianópolis – SC, tem apresentado crescimento populacional e urbano desordenado nas últimas décadas e possui como receptor final uma laguna costeira de elevado tempo de residência, o que a torna particularmente propensa ao acúmulo de poluentes (Silva, 2016). A recente constatação da presença de microplásticos no trato digestivo de tainhas jovens capturadas na laguna acende um alerta para a necessidade de estudos que elucidem o nível de poluição da BHLC por este poluente e sua relação com níveis tróficos inferiores (Albuquerque, 2019).

Nesse contexto, a presente dissertação propõe-se a investigar a relação dos microplásticos com variáveis ambientais e com a biota na BHLC, e está organizada em dois capítulos. No primeiro capítulo, é investigada a influência da urbanização na ocorrência de microplásticos, bem como a relação dos microplásticos com parâmetros meteorológicos e de qualidade de água ao nível de bacia hidrográfica. No segundo capítulo, investiga-se o risco de ingestão de microplásticos pelo zooplâncton no corpo lagunar receptor da bacia hidrográfica estudada. Assim, o trabalho apresenta um panorama dos microplásticos na área de estudo, desde as principais fontes até a avaliação do risco de entrada de microplásticos a partir da base da cadeia trófica. Espera-se que os resultados obtidos possam contribuir para compreensão da dinâmica dos microplásticos no ecossistema estudado, bem como em outras pequenas bacias hidrográficas costeiras.

Referências

- Albuquerque, P. S. de. (2019). *Avaliação da incidência de plástico em conteúdo estomacal de tainhas (*Mugil liza*, Valenciennes, 1836) capturadas na Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina.*
- Barbosa, F., Adeyemi, J. A., Bocato, M. Z., Comas, A., & Campiglia, A. (2020). A critical viewpoint on current issues, limitations, and future research needs on micro- and

- nanoplastic studies: From the detection to the toxicological assessment. *Environ. Res.*, *182*, 109089. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109089>
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, *364*(1526), 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Braun, T., Ehrlich, L., Henrich, W., Koepfel, S., Lomako, I., Schwabl, P., & Liebmann, B. (2021). Detection of Microplastic in Human Placenta and Meconium in a Clinical Setting. *Pharm.* *2021*, *Vol. 13*, *Page 921*, *13*(7), 921. <https://doi.org/10.3390/PHARMACEUTICS13070921>
- Carpenter, E. J., & Smith, K. L. (1972). Plastics on the Sargasso Sea Surface. *Science (80-.)*, *175*(4027), 1240–1241. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.175.4027.1240>
- Castro, R. O., Silva, M. L. da, & Araújo, F. V. de. (2018). Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. *Ocean Coast. Manag.*, *165*(July), 385–400. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.09.013>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, *62*(12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Esteves, F. A., Caliman, A., Santangelo, J. M., Guariento, R. D., Farjalla, V. F., & Bozelli, R. L. (2008). Neotropical coastal lagoons: An appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. *Brazilian J. Biol.*, *68*(4 SUPPL.), 967–981. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500006>
- Fahrenfeld, N. L., Arbuckle-Keil, G., Naderi Beni, N., & Bartelt-Hunt, S. L. (2019). Source tracking microplastics in the freshwater environment. *TrAC - Trends Anal. Chem.*, *112*, 248–254. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.030>
- Galloway, T. S., Cole, M., & Lewis, C. (2017). Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nat. Ecol. Evol.*, *1*(5), 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116>
- Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., van der Ploeg, M., van de Zee, S. E. A. T. M., & Ritsema, C. J. (2015). Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *Int. Soil Water Conserv. Res.*, *3*(1), 57–65. <https://doi.org/10.1016/J.ISWCR.2015.03.002>
- Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., & Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact

- during their use, disposal and recycling. *J. Hazard. Mater.*, *344*, 179–199. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>
- Hale, R. C., Seeley, M. E., La Guardia, M. J., Mai, L., & Zeng, E. Y. (2020). A Global Perspective on Microplastics. *J. Geophys. Res. Ocean.*, *125*(1), e2018JC014719. <https://doi.org/10.1029/2018JC014719>
- Hasan Anik, A., Hossain, S., Alam, M., Binte Sultan, M., Hasnine, M. T., & Rahman, M. M. (2021). Microplastics pollution: A comprehensive review on the sources, fates, effects, and potential remediation. *Environ. Nanotechnology, Monit. Manag.*, *16*, 100530. <https://doi.org/10.1016/J.ENMM.2021.100530>
- Ianni, A. M. Z. (2012). Choque antropológico e o sujeito contemporâneo: Ulrich Beck entre a ecologia, a sociologia e a política. *Sociologias*, *14*(30), 364–380. <https://doi.org/10.1590/s1517-45222012000200012>
- Jeong, C. B., Won, E. J., Kang, H. M., Lee, M. C., Hwang, D. S., Hwang, U. K., Zhou, B., Souissi, S., Lee, S. J., & Lee, J. S. (2016). Microplastic Size-Dependent Toxicity, Oxidative Stress Induction, and p-JNK and p-p38 Activation in the Monogonont Rotifer (*Brachionus koreanus*). *Environ. Sci. Technol.*, *50*(16), 8849–8857. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01441>
- Lebreton, L. C. M., Greer, S. D., & Borrero, J. C. (2012). Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Mar. Pollut. Bull.*, *64*(3), 653–661. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2011.10.027>
- Leja, K., & Lewandowicz, G. (2010). Polymer Biodegradation and Biodegradable Polymers – a Review. *Polish J. Environ. Stud.*, *19*(2), 255–266. <http://www.pjoes.com/Polymer-Biodegradation-and-Biodegradable-Polymers-a-Review,88379,0,2.html>
- Leslie, H. A., van Velzen, M. J. M., Brandsma, S. H., Vethaak, A. D., Garcia-Vallejo, J. J., & Lamoree, M. H. (2022). Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environ. Int.*, *163*, 107199. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2022.107199>
- OECD. (2022). *POLICY HIGHLIGHTS. Global Plastics Outlook: policy scenarios to 2060*. OECD. <https://doi.org/10.1787/aaledf33-en>
- Pico, Y., Alfarhan, A., & Barcelo, D. (2019). Nano- and microplastic analysis: Focus on their occurrence in freshwater ecosystems and remediation technologies. *TrAC - Trends Anal. Chem.*, *113*, 409–425. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.08.022>
- Ragusa, A., Notarstefano, V., Svelato, A., Belloni, A., Gioacchini, G., Blondeel, C., Zucchelli, E., De Luca, C., D'avino, S., Gulotta, A., Carnevali, O., & Giorgini, E. (2022). Raman

- Microspectroscopy Detection and Characterisation of Microplastics in Human Breastmilk. *Polym.* 2022, Vol. 14, Page 2700, 14(13), 2700. <https://doi.org/10.3390/POLYM14132700>
- Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M. C. A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Matta, M., & Giorgini, E. (2021). Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environ. Int.*, 146, 106274. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2020.106274>
- Renzi, M., Pauna, V. H., Provenza, F., Munari, C., & Mistri, M. (2020). Marine litter in transitiona lwater ecosystems: State of the art review based on a bibliometric analysis. *Water (Switzerland)*, 12(2), 1–12. <https://doi.org/10.3390/w12020612>
- Ryan, P. G. (2015). A brief history of marine litter research. *Mar. Anthropol. Litter*, 1–25. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_1/FIGURES/3
- Schwabl, P., Koppel, S., Konigshofer, P., Bucsics, T., Trauner, M., Reiberger, T., & Liebmann, B. (2019). Detection of Various Microplastics in Human Stool. <https://doi.org/10.7326/M19-0618>, 171(7), 453–457. <https://doi.org/10.7326/M19-0618>
- Silva, V. E. C. (2016). *Análise espaço temporal do estado trófico de uma laguna costeira subtropical: Lagoa da Conceição, Florianópolis, Santa Catarina*.
- Thompson, R. C., Olson, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science* (80-.), 304(5672), 838. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1094559/SUPPL_FILE/THOMPSON.SOM.PDF
- Verma, P., Singh, R., Singh, P., & Raghubanshi, A. S. (2020). Urban ecology – current state of research and concepts. *Urban Ecol.*, 3–16. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820730-7.00001-X>
- Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A. D., Winther-Nielsen, M., & Reifferscheid, G. (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environ. Sci. Eur.*, 26(1), 1–9. <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7>
- Wright, S. L., & Kelly, F. J. (2017). Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environ. Sci. Technol.*, 51(12), 6634–6647. <https://doi.org/10.1021/ACS.EST.7B00423>
- Wu, P., Huang, J., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., He, F., Chen, H., Quan, G., Yan, J., Li, T., & Gao, B. (2019). Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics.

Ecotoxicol. Environ. Saf., 184(April), 109612.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109612>

CAPÍTULO 1

Distribuição dos microplásticos em uma bacia hidrográfica subtropical: relações com a urbanização e a qualidade da água

Daniela Grijó de Castro; Aurea Luiza Lemes da Silva; Michelle das Neves Lopes;
Andrea Santarosa Freire; Nei Kavaguichi Leite

Resumo

A urbanização nas bacias hidrográficas implica no estabelecimento de fontes de microplásticos (< 5 mm) e outros poluentes para os corpos hídricos. Apesar disso, o efeito da urbanização na poluição por microplásticos e as relações entre microplásticos e qualidade da água permanecem pouco compreendidas. O presente estudo avaliou a distribuição de microplásticos (fragmentos, fibras, filmes e esferas) em afluentes de sub-bacias urbanizadas, não-urbanizadas e no corpo lagunar receptor da Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição, Florianópolis – SC, entre junho e novembro de 2021. Também foram investigadas as relações entre microplásticos e parâmetros de qualidade da água. A concentração média de microplásticos foi de 0,32, 0,27 e 0,06 part./L nos afluentes urbanizados, não-urbanizados e na laguna, respectivamente. Houve predominância de fragmentos e fibras nas 3 categorias de corpos hídricos. O nível de urbanização alterou significativamente a qualidade da água, mas não distinguiu os afluentes em termos da concentração de microplásticos. A presença de esferas apenas nos afluentes urbanizados, no entanto, sugere o impacto da urbanização através da descarga de efluentes. A elevada concentração de microplásticos nos afluentes em comparação à laguna demonstram sua importância para o *input* de microplásticos no corpo lagunar. Os microplásticos correlacionaram-se com baixas razões N:P ($\rho = -0,48$), associadas a elevadas concentrações de fósforo total na laguna. Este resultado sugere o impacto da descarga de efluentes no corpo lagunar. Os microplásticos também correlacionaram-se com a temperatura da água ($\rho < -0,65$) e com a concentração de oxigênio dissolvido ($\rho > 0,5$), reflexo da heterogênea distribuição temporal dos mesmos. A precipitação e a velocidade do vento demonstraram ter influência na distribuição de microplásticos na bacia, através do transporte atmosférico. Nossos resultados apontam a importância da avaliação conjunta da qualidade da água e de variáveis meteorológicas para compreensão da distribuição de microplásticos ao nível de bacias hidrográficas.

Palavras-chave: plástico; poluição; afluentes; laguna; variáveis ambientais; bacia hidrográfica.

1. Introdução

A poluição hídrica afeta gravemente os ecossistemas aquáticos e a saúde humana ao redor do mundo (Bashir et al., 2020). Os resíduos plásticos, especialmente os microplásticos, têm se destacado como um importante componente da poluição hídrica na última década (Jeyavani et al., 2021). Devido à sua onipresença ambiental, potencial risco à biodiversidade e ausência de regulamentação, os microplásticos são considerados atualmente como poluentes de preocupação emergente (Geissen et al., 2015; Wagner et al., 2014).

Definidos como plásticos menores que 5 mm (Shi et al., 2022), os microplásticos podem ser manufaturados como micropartículas (microplásticos primários), a exemplo das resinas de plástico virgem, a tinta de impressoras 3D e as esferas abrasivas aplicadas em produtos de higiene pessoal (Fahrenfeld et al., 2019; Pico et al., 2019). Os microplásticos também podem ser originados da fragmentação de plásticos maiores (microplásticos secundários), por meio da fotodegradação pela radiação UV, ação mecânica, hidrólise ou degradação microbiana (Pico et al., 2019). Os fragmentos e filmes gerados a partir da degradação de embalagens, ou as fibras geradas pelo desgaste de tecidos sintéticos durante a lavagem de roupas são exemplos de microplásticos secundários (Akdogan & Guven, 2019; Fahrenfeld et al., 2019; Magni et al., 2019)

Os microplásticos alcançam as águas continentais através de diversas fontes, como a descarga de efluente doméstico e industrial, má gestão de resíduos sólidos, turismo, atividades aquáticas, deposição atmosférica e escoamento superficial de áreas urbanas (Allen et al., 2019; Brahney et al., 2021; Buwono et al., 2021; P. Wu et al., 2019). No entanto, a contribuição de cada uma destas fontes para a poluição por microplásticos permanece controversa (Li et al., 2020), mesmo sendo os microplásticos um dos poluentes mais representativos dos ecossistemas aquáticos (Bashir et al., 2020).

De modo geral, a proximidade a atividades antrópicas elevam os riscos de impacto aos ecossistemas de águas continentais (Li et al., 2020). O processo de urbanização, como exemplo, implica no estabelecimento de diversas fontes poluidoras para os corpos hídricos (Strokal et al., 2021), frequentemente resultando na deterioração da qualidade físico-química da água (Mello et al., 2020; L. Wang et al., 2020). No mesmo sentido, a urbanização na área de drenagem de rios tem se mostrado uma grande influência na poluição por microplásticos (Horton et al., 2017;

Shi et al., 2022; Yonkos et al., 2014), incorrendo em maior ingestão de microplásticos pela biota aquática à jusante dessas áreas (Peters & Bratton, 2016; Silva-Cavalcanti et al., 2017; Vidal et al., 2021).

No entanto, devido ao transporte atmosférico e às correntes oceânicas, os microplásticos não se restringem aos aglomerados urbanos, mas se estendem a áreas remotas, como ilhas (Heskett et al., 2012), lagos em regiões montanhosas (Allen et al., 2019; Free et al., 2014), geleiras (Peeken et al., 2018) e unidades de conservação estuarinas (Lorenzi et al., 2020; Sul & Costa, 2013). Neste sentido, a presença de microplásticos ocorre mesmo em corpos hídricos conservados, cuja qualidade ambiental seria considerada inalterada quando avaliada sob outros aspectos.

A investigação da relação entre a presença de microplásticos e a qualidade físico-química da água pode contribuir para a compreensão das fontes de microplásticos para os corpos hídricos. Apesar disso, raras vezes os estudos tentaram relacionar os parâmetros de qualidade de água com a concentração e o perfil de microplásticos (Bayo et al., 2020; Buwono et al., 2021).

Os estudos sobre a ocorrência de microplásticos nas águas continentais e ambientes de transição, como as lagoas costeiras, são menos numerosos em comparação com o ecossistema marinho (Akdogan & Guven, 2019; Li et al., 2020; Renzi et al., 2020b), o que leva a um déficit no conhecimento sobre a prevalência, concentrações e destino dos microplásticos nesses ecossistemas (Dris, Imhof, et al., 2015). Ainda, poucos foram os estudos que avaliaram a poluição por microplásticos ao nível de bacias hidrográficas (Shi et al., 2022; Stovall & Bratton, 2022).

A bacia hidrográfica é a área cujo relevo e geografia faz com que as águas das precipitações sejam drenadas para um corpo hídrico receptor por meio de seus afluentes (ANA, 2017). Este sistema, além de natural e de fácil delimitação, foi definido como unidade de planejamento e gestão de recursos hídricos pela Política Nacional de Recursos Hídricos do Brasil (Lei Federal nº 9.433/1997). Nos estudos sobre microplásticos em ecossistemas aquáticos, considerar apenas fontes potenciais próximas aos locais de amostragem para prever a distribuição espacial deste poluente pode ser um equívoco (Lin et al., 2022). Neste contexto, Lin et al. (2022) sugerem que a bacia hidrográfica seja utilizada como unidade amostral e que as atividades antrópicas sejam quantificadas em termos de porcentagens de uso do solo nas margens da bacia.

Diante do exposto, o presente estudo teve como objetivos: 1) avaliar o efeito da urbanização na concentração e no perfil de microplásticos em afluentes (riachos) urbanizados e não-urbanizados de uma laguna costeira; 2) comparar a concentração e o perfil de microplásticos entre os afluentes e seu corpo hídrico receptor (laguna); e 3) relacionar a concentração de microplásticos aos parâmetros de qualidade da água nos corpos hídricos estudados. Como hipóteses, iremos testar se: 1) a concentração e a diversidade de microplásticos nos afluentes será superior à medida que aumenta a porcentagem de urbanização em suas respectivas sub-bacias; 2) a concentração de microplásticos será superior nos afluentes, indicando sua importância como fonte de microplásticos para o corpo hídrico receptor; e 3) a maior concentração de microplásticos estará relacionada à deterioração da qualidade da água nos corpos hídricos estudados.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição (BHLC), localizada no Leste da Ilha de Santa Catarina (27°34'S 48°26'W), Florianópolis, Santa Catarina (Figura 1). De acordo com a classificação de Köppen-Geiger (Peel et al., 2007), o clima da região é classificado como subtropical úmido, caracterizado pela tendência de concentração de chuvas no verão, porém sem estação seca definida.

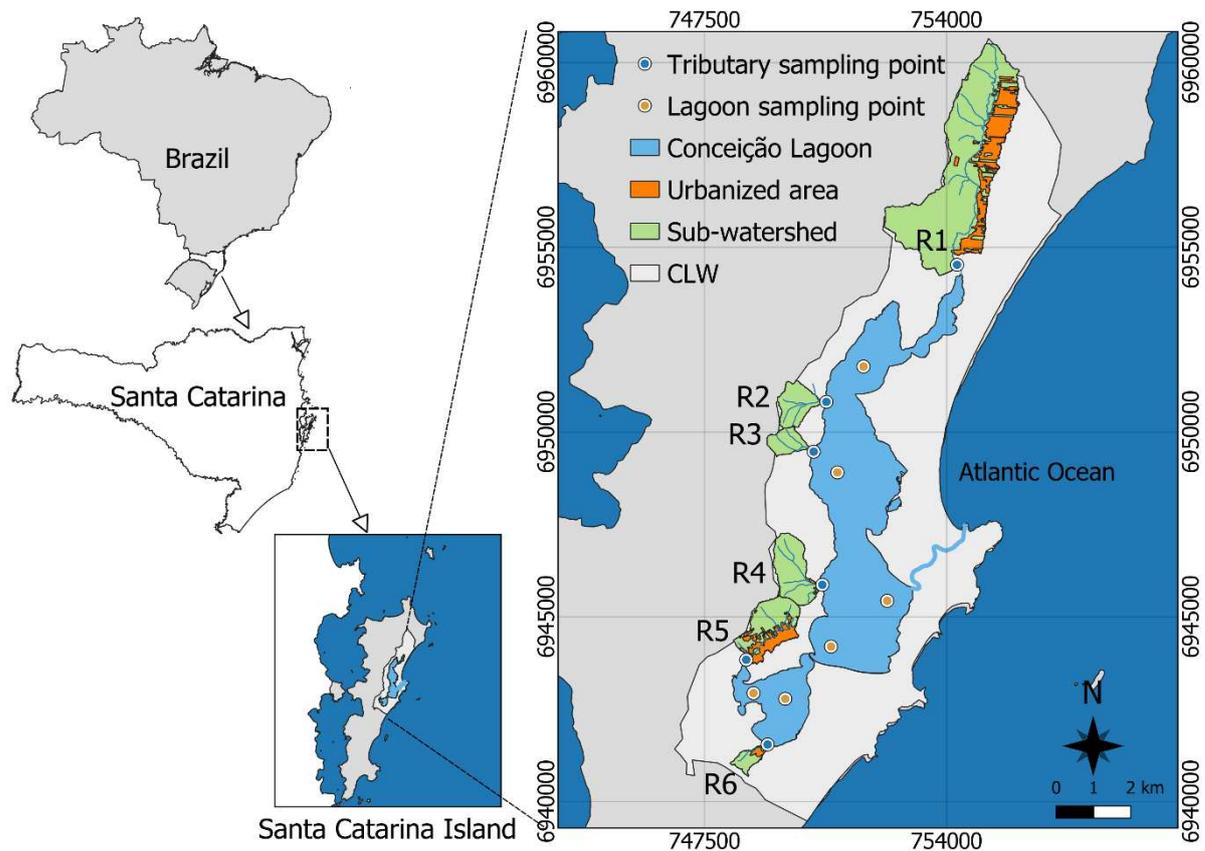


Figura 1 – Localização geográfica da Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição (CLW) e dos pontos amostrais nos afluentes (círculos azuis) e na laguna (círculos laranja). R2, R3 e R4 – sub-bacias Não-urbanizadas; R1, R5 e R6 – sub-bacias Urbanizadas.

A BHLC é composta por 36 sub-bacias, englobando cursos d’água sazonais e perenes (Bier, 2013). O corpo lagunar receptor da BHLC, denominado Lagoa da Conceição, é uma laguna costeira de águas rasas (profundidade média de 1,7 m e máxima de 8,3 m) e aproximadamente 20 km² de lâmina d’água (Cabral et al., 2019). Classificada como “laguna estrangulada”, é conectada ao mar por um canal meandrante, estreito e longo (canal da Barra da Lagoa), que atenua 95% da maré astronômica dentro da laguna (Godoy et al., 2009). A Lagoa da Conceição é dividida em três regiões, sendo Norte, Centro e Sul. As regiões foram divididas de acordo com padrões geomorfológicos e biogeoquímicos (Cabral et al., 2019).

A BHLC tem apresentado um intenso e desordenado processo de urbanização (Silva, 2016). De 2001 a 2005, a população urbana na área da bacia cresceu 93,19%, o que representa uma taxa de urbanização de 6,3% ao ano, ao passo que no estado de Santa Catarina a taxa de urbanização foi de 1,5% ao ano no mesmo período (Campanario, 2007). A densidade populacional e a urbanização se distribui de maneira desigual da bacia hidrográfica,

concentrando-se nas sub-bacias da região sul e de parte da região norte, enquanto as sub-bacias da região oeste apresentam-se menos urbanizadas e densamente arborizadas (Silva, 2016). A região oeste da BHLC integra uma unidade de conservação (Refúgio da Vida Silvestre Municipal Meiembipe) que abriga trilhas e cachoeiras com elevado apelo turístico.

2.2 Delineamento amostral

Durante os meses de junho, setembro, outubro e novembro de 2021, foram monitorados 6 afluentes e 6 pontos amostrais na laguna, totalizando quatro campanhas de coleta em 12 pontos amostrais fixos da BHLC (4 x 12 = 48 amostras).

Para seleção dos afluentes, foi definida a área de drenagem, usos e cobertura do solo e declividade média de suas sub-bacias hidrográficas utilizando o *software* QGIS. O mapeamento do uso da terra foi realizado por meio de ortofotocartas, além de imagens do satélite Sentinel 2. As sub-bacias que não possuem riachos permanentes ou cujos riachos não deságuam no corpo lagunar receptor não foram selecionadas para este estudo. A área total das sub-bacias selecionadas variou de 0,36 km² a 9,63 km², representando 14,87 km² ou 22,78% da área total da bacia hidrográfica. A área urbana (aqui entendida como área construída) variou de 0 a 1,81 km², representando 2,56 km² ou 23,36% da área urbana da bacia hidrográfica. A relação entre a área urbanizada e a área total de cada sub-bacia gerou uma porcentagem de urbanização de 0% a 34,51%. De acordo com estas porcentagens, as sub-bacias foram classificadas em duas categorias: “Urbanizadas” e “Não-urbanizadas”. Das seis sub-bacias selecionadas, as três que apresentaram as maiores porcentagens de urbanização, sendo de 18,77% a 34,51%, foram categorizadas como “Urbanizadas”, enquanto as três que apresentam as menores porcentagens de urbanização, sendo de 0% a 1,93%, foram categorizadas como “Não-urbanizadas” (Tabela 1).

Tabela 1 – Caracterização das sub-bacias dos afluentes amostrados em termos da porcentagem de área urbanizada, sua localização na bacia hidrográfica (BH) e identificação dos afluentes (R).

Categoria	Área urbanizada (%)	Localização na BH	Afluente
Urbanizada	34,51	Sul	R5
	20,63	Sul	R6

	18,77	Norte	R1
Não Urbanizada	1,93	Oeste	R4
	1,44	Oeste	R2
	0,00	Oeste	R3

Na laguna, os pontos amostrais foram selecionados de modo que o copo hídrico fosse homogêneo representado, conforme seus padrões de circulação e dispersão hidrodinâmicos (Silva, 2016). Assim, foram selecionados 6 pontos amostrais, sendo dois pontos na regiões Norte, dois pontos na região Central e dois pontos na região Sul.

2.3 Coleta de dados

2.3.1 Parâmetros ambientais

Os parâmetros de qualidade da água pH, condutividade elétrica (mS/cm), temperatura da água (°C), turbidez (FNU) e teor de oxigênio dissolvido (mg/ L) foram aferidos *in situ* em cada um dos pontos selecionados para este estudo, a fim de caracterizar as condições de cada região. Os parâmetros foram aferidos com o auxílio de uma sonda multiparâmetros YSI Professional Plus.

As amostras de água foram coletadas para análise *ex situ* dos parâmetros fósforo total, nitrogênio total e clorofila-*a*. A coleta seguiu a metodologia de Rice & Baird (2017). Duzentos mililitros de água foram coletados para realizar as análises de cada nutriente total e 500 mL de água foram coletados para análise da clorofila-*a*. As concentrações dos parâmetros foram calculadas a partir das leitura das amostras em espectrofotômetro, nos comprimentos de onda de 882 nm para fósforo total (Rice & Baird, 2017), 543 nm para nitrogênio total (Rice & Baird, 2017) e em 665 e 750 nm para clorofila-*a* (Lorenzen, 1967). As análises foram realizadas em duplicata e os resultados expressos em média e desvio padrão, na unidade mg/L para os nutrientes totais e mg/m³ para a clorofila-*a*.

A razão N:P foi calculada a partir das concentrações de nitrogênio e fósforo totais. Para determinação do nutriente limitante, usou-se como referência a razão de Redfield para plâncton marinho, em que razões $\geq 16:1$ indicam limitação de P e razões $< 16:1$ indicam limitação de N (Redfield, 1958). Esta razão é utilizada também como parâmetro para auxiliar interpretações das razões N:P em ecossistemas de água doce (Turner et al., 1988).

Informações dos índices pluviométricos e velocidade do vento no período amostrado foram obtidas junto ao Banco de Dados Meteorológicos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

2.3.2 Coleta do Microplástico

A coleta do microplástico nos corpos hídricos estudados foi realizada nos primeiros 30 cm superficiais da lâmina d'água, durante o período de maré vazante. Nos afluentes, devido às dimensões e pouca profundidade dos mesmos, 32 L de água foram coletados com auxílio de um balde de 8 L de capacidade e filtrados em campo utilizando uma rede de fitoplâncton de 20 µm de abertura de malha (30 cm de diâmetro x 70 cm de comprimento). A coleta foi realizada em torno de 5 metros de distância a montante do encontro dos afluentes com a laguna. Na laguna, a coleta foi realizada através de arrasto horizontal da rede de fitoplâncton de 20 µm de abertura de malha, rebocada na lateral da embarcação com fluxômetro acoplado. Cada arrasto teve duração de 2 min e a velocidade da embarcação não ultrapassou 4 m/s, resultando, em média, na filtração de 7.000 L (± 120) por ponto na laguna.

Após o processo de filtração das amostras em rede de fitoplâncton, estas foram concentradas em 100 mL (com auxílio de uma proveta), vertidas para frascos de vidro com tampa de rosca devidamente identificados e armazenadas em temperatura ambiente para posterior processamento e análise em laboratório.

2.4 Processamento das amostras de microplásticos

O processamento das amostras de microplásticos ocorreu em três etapas: (1) separação por densidade do material inorgânico, (2) filtração e (3) degradação parcial da matéria orgânica por peróxido de hidrogênio 30% (Gatidou et al., 2019).

Etapa 1 - Separação por densidade

Consiste na separação dos microplásticos e das partículas inorgânicas de argila e areia através do processo de decantação em solução hipersalina de NaCl (1,2 g/cm³) ou outras soluções de alta densidade (Gatidou et al., 2019). Neste trabalho, optou-se por não aplicar nenhuma substância para forçar a suspensão de partículas, já que os corpos hídricos estudados (afluentes e laguna) apresentam densidades diferentes entre si. Ao invés disso, optou-se pela análise de toda amostra, isto é, porção sobrenadante e porção decantada.

Para isso, os 100 mL de amostra foram vertidos em béqueres de 250 mL e mantidos em repouso durante 30 minutos. Os béqueres foram mantidos tampados com papel alumínio para evitar contaminação com fibras presentes no ar do laboratório.

Etapa 2 - Filtração

A porção sobrenadante da amostra, resultante da etapa 1, foi cuidadosamente vertida para um sistema de filtração à vácuo e filtrada em filtro de fibra de vidro (0,7 micra de porosidade nominal), dentro de uma capela de exaustão. Os filtros resultantes seguiram para a etapa seguinte de degradação parcial da matéria orgânica. A porção decantada da amostra foi imediatamente observada sob estereomicroscópio, em objetiva de 4x (aumento de 40x), a fim de investigar a presença de microplásticos remanescentes.

Etapa 3 - Degradação parcial da matéria orgânica

Consiste na oxidação parcial da matéria orgânica contida na amostra, a fim de facilitar a identificação dos microplásticos na etapa de análise (PICO; ALFARHAN; BARCELO, 2019). Para isso, os filtros resultantes da etapa 2 foram imersos em solução de peróxido de hidrogênio 30% por 24 horas. Após esse período, os filtros foram recuperados com o auxílio de uma pinça e lavados com água destilada filtrada. A solução contendo a amostra, o peróxido e a água da lavagem foi então novamente filtrada, e o filtro resultante posteriormente inspecionado sob microscópio óptico, em objetiva de 10x (aumento de 100x).

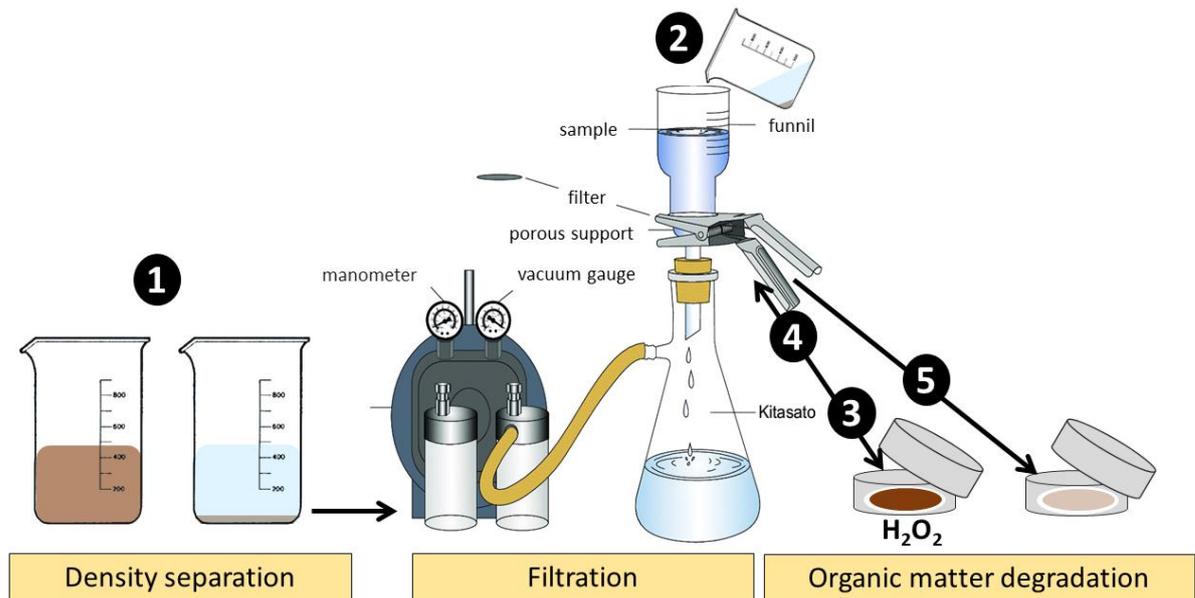


Figura 2 – Esquema exemplificando o processamento das amostras de microplásticos. (1) Separação por densidade. (2) Filtração da porção sobrenadante em filtro de fibra de vidro (porção decantada segue para análise em estereomicroscópio). (3) Imersão do filtro resultante da etapa 2 em solução de peróxido de hidrogênio 30% por 24h. (4) Filtração da solução de peróxido de hidrogênio e das partículas do filtro, ressuspendidas com água destilada. (5) Filtro resultante da etapa 4 segue para análise em microscópio óptico. Adaptação da figura do sistema de filtração de Manzolli et al., 2011.

2.5 Análise dos microplásticos

Neste estudo, os microplásticos foram visualmente classificados como as partículas que apresentassem, necessariamente, os critérios I, II e III, além de mais dois dos critérios descritos a seguir, conforme estabelecido por Horton et al. (2017):

- I) Ausência de estruturas orgânicas ou celulares;
- II) Sem segmentação;
- III) Se fibra, com igual espessura em todo comprimento, sem afilamento nas extremidades;
- IV) Coloração não natural, comparada à coloração das partículas mais recorrentes na amostra, e textura de aparência homogênea;

V) Revestimento de cores vivas e aparência não natural, sobre uma partícula de aparência natural;

VI) Formato perfeitamente esférico ou estranhamente angular;

VII) Brilhante ou vítreo.

Os microplásticos foram classificados também de acordo com sua cor, forma e possível origem, utilizando os critérios estabelecidos por Horton et al. (2017). Assim, classificou-se como fragmento as partículas de formato angular e sólido, provavelmente derivadas de itens maiores quebrados; como fibra, as filiformes e provavelmente derivadas de tecidos sintéticos; como filme, as muito finas e de aparência bidimensional, provavelmente derivadas de materiais de embalagem; e como esferas, as que apresentassem este formato e fossem provavelmente derivadas de cosméticos e produtos de higiene pessoal. Os microplásticos tiveram suas dimensões de comprimento e largura aferidas com auxílio do software ImageJ.

As partículas de dimensões superiores a 1 mm, visíveis a olho nu e passíveis de manipulação foram selecionadas para identificação química de sua natureza por meio de espectroscopia de absorção no infravermelho médio (FT-IR) com refletância total atenuada (ATR) (Asamoah et al., 2021). Para isso, foi utilizado espectrômetro FT-IR Thermofisher, equipado com uma unidade Platinum-ATR (Nicolet iS5). Como configuração, 16 varreduras de fundo foram agrupadas, seguidas por 16 varreduras de amostra com uma resolução espectral de 8 cm^{-1} em uma faixa de número de onda de 4000 cm^{-1} a 400 cm^{-1} . Os espectros obtidos foram analisados com o software Omnic (Nicolet iS5) através da comparação com espectros de referência de polímeros de um banco de dados personalizado contendo os polímeros mais comuns, bem como materiais naturais.

2.6 Controle

A contaminação das amostras por microplásticos externos é comum em estudos sobre este poluente (Gatidou et al., 2019). Por isso, medidas de prevenção foram tomadas, como: a evitação, tanto quanto possível, de materiais plásticos e de roupas de fibra sintética durante a coleta e o processamento das amostras; a devida higienização de bancadas e demais superfícies do laboratório antes de sua utilização e a proteção das amostras em placas de Petri devidamente tampadas.

Além dessas medidas, foi feito o controle da coleta, do processamento e da análise das amostras de microplásticos por meio da produção de brancos, conforme recomendado por (Miller et al., 2021). Os brancos são controles negativos que informam sobre a qualidade das metodologias aplicadas. Para isso, as metodologias descritas foram aplicadas utilizando-se água destilada no lugar das amostras, de modo que os filtros resultantes destes processos representaram os brancos. Ao todo, quatro brancos foram produzidos, sendo 1 branco por coleta e bateria de análise.

2.7 Validação de dados

Para validação dos dados provenientes dos afluentes, a condutividade elétrica foi utilizada como indicador de possíveis influências da laguna nos pontos amostrados. Dessa forma, foram considerados valores de condutividade elétrica de até 1.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ como referentes a água doce (EPA, 2012). Após a exclusão, o n amostral foi igual a 7 para a categoria “Urbanizados” e igual a 12 para a categoria “Não-urbanizados”. A necessidade de exclusão ocorreu para afluentes localizados nas regiões norte (R2) e sul (R5 e R6) da BHLC, cuja declividade das sub-bacias é menor (Bier, 2013), favorecendo a reentrância de água salobra proveniente da laguna. Os valores de condutividade elétrica dos afluentes por mês de amostragem podem ser identificados na Figura 1 do Material Suplementar.

A laguna foi tratada como um corpo lagunar único pois, exceto pela condutividade elétrica, que apresentou valores inferiores na região sul (ANOVA $p < 0,05$), nenhuma das demais variáveis analisadas apresentaram diferenças estatísticas entre os pontos amostrados (Kruskal-Wallis ou ANOVA, $p > 0,05$). Assim, o n amostral para a laguna foi igual a 24 (6 pontos x 4 coletas).

2.8 Análises estatísticas

A comparação da concentração de microplásticos e dos parâmetros de qualidade de água entre os afluentes Urbanizados, Não-urbanizados e a laguna se deu por meio de Análises de Variância (One Way ANOVA), seguidas do teste post-hoc de Tukey, ao nível de significância de 95%. Quando houve violação do pressuposto de normalidade ou de homocedasticidade, identificadas pelo teste Shapiro-Wilk e de Bartlett, respectivamente, os dados foram submetidos ao correspondente não paramétrico teste de Kruskal-Wallis, seguido do post-hoc de Dunn com ajuste de Bonferroni.

A comparação dos perfis de microplásticos (tipo e cor) dentre os afluentes e a laguna se deu por meio da aplicação de análise de agrupamento utilizando o método UPGMA (*Unweighted Pair Group Method using Arithmetic averages*), com aplicação do índice de similaridade de Jaccard. Para isso, foi realizado o cruzamento dos tipos e cores de microplásticos quantificados nas amostras, a fim de gerar “espécies” de microplásticos (por exemplo, fragmento amarelo, fragmento azul, filme preto, etc), utilizando os dados de abundância destas categorias.

A relação entre as variáveis ambientais e a concentração total de microplásticos nos corpos hídricos foi analisada através da Análise de Componentes Principais (PCA) combinada à aplicação do coeficiente de correlação de Spearman.

Os resultados foram expressos em termos de média \pm desvio padrão para os dados paramétricos e em termos de média para os dados não paramétricos. As análises foram realizadas utilizando o *software* RStudio, versão 1.3.1093.

3. Resultados

3.1 Variáveis ambientais

3.1.1 Condições meteorológicas

A análise dos dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) demonstrou que a precipitação acumulada foi superior na coleta de junho (115,2 mm), em comparação às coletas de setembro (40,6 mm), outubro (26,4 mm) e novembro (69,0 mm). Os ventos sul-sudeste foram predominantes durante todo o período amostrado. A frequência e a velocidade média do vento foram superiores no mês de setembro, cuja velocidade máxima atingiu até 13,8 m/s (Figura 3).

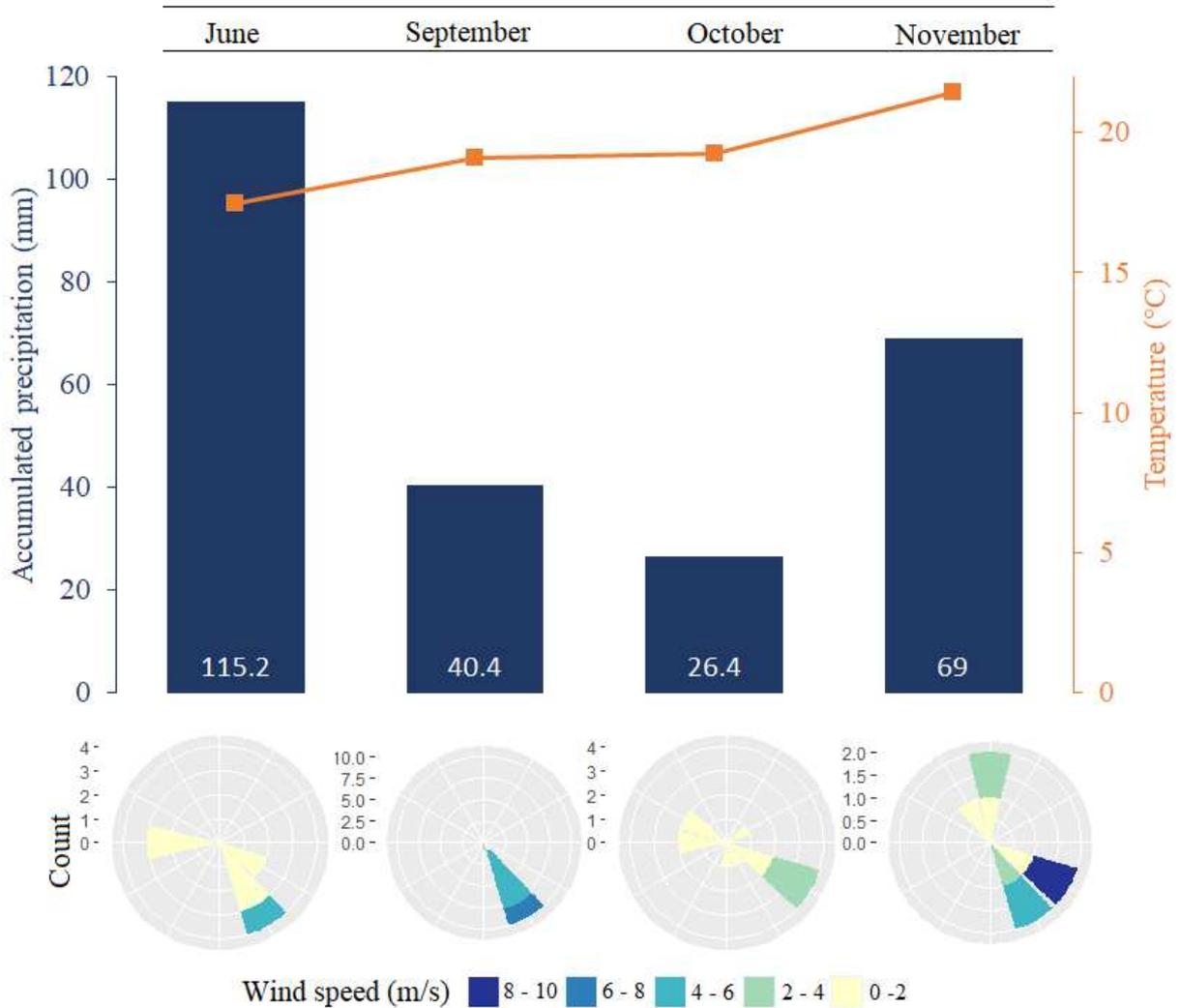


Figura 3 – Precipitação acumulada (colunas) e temperatura média (linha), nos 7 dias precedentes às coletas, e frequência, intensidade e direção do vento (rosas dos ventos) nos períodos de coleta.

3.1.2 Parâmetros de qualidade da água

As médias de todas as variáveis analisadas apresentaram diferença estatística entre os corpos hídricos estudados (ANOVA/Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Os afluentes Urbanizados e Não-urbanizados distinguiram-se em termos de temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, turbidez e nitrogênio total. A laguna apresentou similaridade com os afluentes Urbanizados em termos de temperatura da água, pH, nitrogênio e fósforo totais, enquanto com os afluentes Não-urbanizados a similaridade se deu em termos de turbidez. Para as variáveis clorofila-*a*, condutividade elétrica e razão N:P, ambos os afluentes Urbanizados e Não-urbanizados

diferiram significativamente em relação à laguna, mas não entre si. A concentração de oxigênio dissolvido diferiu entre as 3 categorias de corpos hídricos. (Figura 4. a-i).

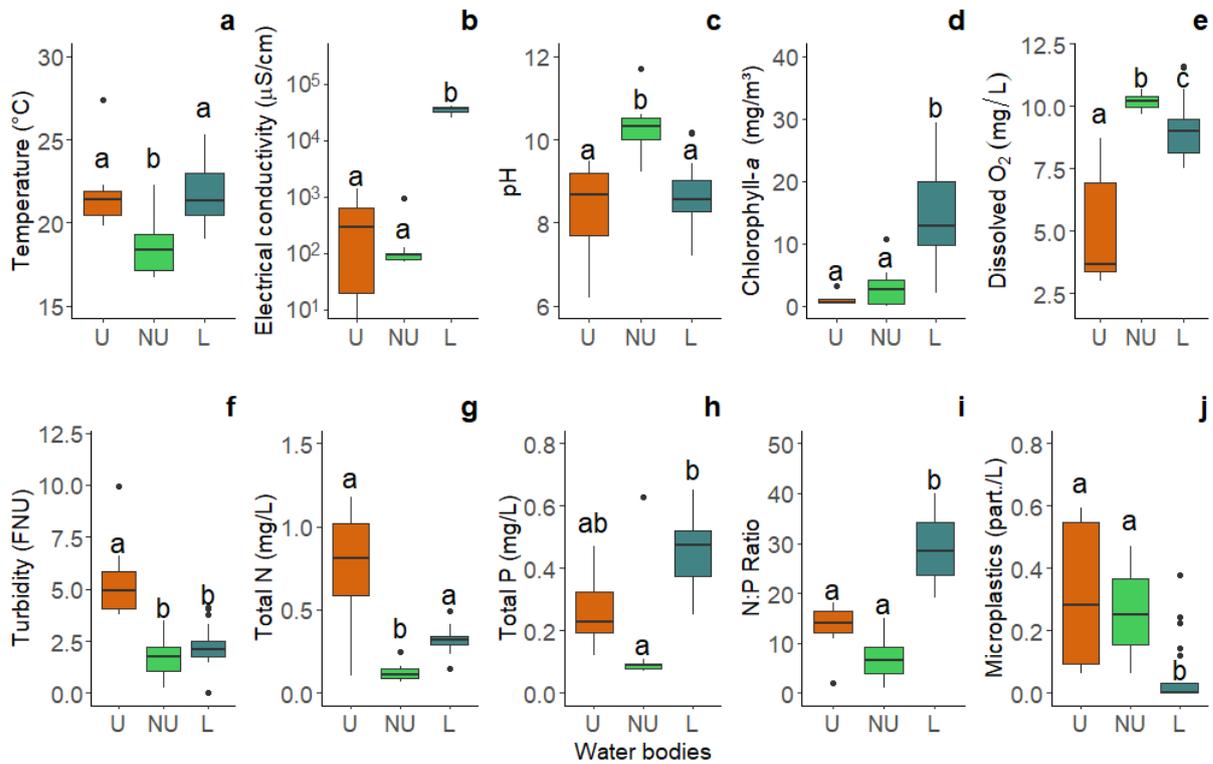


Figura 4 – Comparação das variáveis analisadas entre os afluentes Urbanizados (U), Não-urbanizados (N) e a laguna (L). (a) Temperatura da água (°C); (b) Condutividade elétrica (µS/cm); (c) pH; (d) Clorofila-a (mg/m³); (e) O₂ dissolvido (mg/L); (f) Turbidez (FNU); (g) N total (mg/L); (h) P total (mg/L); (i) Razão N:P; (j) Microplásticos (part./L). Diferença entre grupos identificada por meio de teste Tukey (a, b e i) e Dunn (c, d, e, f, g, h e j), com nível de significância de 95%.

A temperatura da água, a turbidez e a concentração de nitrogênio total foram significativamente inferiores nos afluentes Não-urbanizados em comparação aos afluentes Urbanizados (Tukey_(q) = 7,65, $p < 0,01$; Dunn_(z) = 3,88, $p < 0,01$; Dunn_(z) = 4,69, $p < 0,01$) e à laguna (Tukey_(q) = -8,43, $p < 0,01$; Dunn_(z) = 3,64, $p < 0,01$; Dunn_(z) = 3,94, $p < 0,01$). O pH da água, por outro lado, foi significativamente superior nos afluentes Não-urbanizados em comparação aos afluentes Urbanizados (Tukey_(q) = 7,65, $p < 0,01$) e à laguna (Tukey_(q) = 6,20, $p < 0,01$).

A condutividade elétrica, a concentração de clorofila-*a* e a razão N:P foram significativamente superiores na laguna em comparação aos afluentes Urbanizados ($Dunn_{(z)} = 3,91$, $p < 0,01$; $Dunn_{(z)} = 3,57$, $p < 0,01$; $Tukey_{(q)} = 9,24$, $p < 0,01$) e aos afluentes Não-urbanizados ($Dunn_{(z)} = 4,89$, $p < 0,01$; $Dunn_{(z)} = 3,88$, $p < 0,01$; $Tukey_{(q)} = 14,61$, $p < 0,01$). A concentração de fósforo total também foi significativamente superior na laguna em relação aos afluentes Não-urbanizados ($Dunn_{(z)} = 5,31$, $p < 0,01$), porém não houve diferença destes em relação aos afluentes Urbanizados.

Os afluentes Urbanizados apresentaram as menores concentrações de O₂ dissolvido, seguidos da laguna e, por fim, dos afluentes Não-urbanizados (Urbanizados/Não-urbanizados - $Dunn_{(z)} = 4,85$, $p < 0,01$; Urbanizados/Laguna - $Dunn_{(z)} = 2,82$, $p < 0,01$; Não-urbanizados/Laguna - $Dunn_{(z)} = 3,12$, $p < 0,01$). Os valores mínimos, médios e máximos de cada um dos parâmetros, bem como as saídas dos testes de comparação de médias, são apresentados na Tabela 1 em anexo.

3.2 Microplásticos

3.2.1 Brancos x amostras

Os brancos apresentaram uma frequência de 2 microplásticos ($\pm 0,82$) por filtro enquanto as amostras apresentaram uma frequência de 10,54 microplásticos ($\pm 8,57$) por filtro. Dessa forma, a contaminação dos brancos representa 19% da frequência de microplásticos nas amostras. A contaminação se deu por fragmentos ($1,75 \pm 0,96$), representando 29% dos fragmentos quantificados nas amostras, e por fibras ($0,25 \pm 0,96$), representando 5,85% das fibras quantificadas nas amostras. Não houve contaminação por outros tipos de microplásticos.

3.2.2 Concentração e perfil de microplásticos nos corpos hídricos

A concentração de microplásticos variou de 0,06 – 0,59 part./L nos afluentes Urbanizados (média = 0,32 part./L) e de 0,06 – 0,47 part./L nos afluentes Não-urbanizados (média = 0,27 part./L), não havendo diferença estatística entre as duas categorias de urbanização ($Dunn_{(z)} = 0,10$, $p = 1,00$). A comparação entre os níveis de urbanização e a concentração total de microplásticos também foi realizada por meio de análise de correlação, reforçando que a concentração total de microplásticos não se correlacionou à porcentagem de urbanização na área de drenagem dos afluentes ($Spearman_{(\rho)} = -0,07$; $p = 0,80$).

Na laguna, a concentração de microplásticos variou de 0,00 – 0,38 part./L (média = 0,06 part./L), valor estatisticamente inferior ao dos afluentes Urbanizados ($Dunn_{(z)} = 3,22$, $p < 0,01$) e dos afluentes Não-urbanizados ($Dunn_{(z)} = 3,78$, $p < 0,01$) (Figura 4.j).

Quanto aos tipos de microplásticos, os fragmentos foram predominantes tanto nas categorias de urbanização dos afluentes quanto na laguna. A proporção de fragmentos foi semelhante na laguna (58%) e nos afluentes Urbanizados (57%), sendo ligeiramente menor nos afluentes Não-urbanizados (48%). As fibras foram o segundo tipo predominante de microplásticos, ocorrendo em proporção similar nos três sistemas, sendo em torno de 40%. Os filmes tiveram ocorrência nos afluentes Não-urbanizados e na laguna, em uma proporção de 10% e 0,78%, respectivamente. Por fim, as esferas foram o tipo menos representativo de microplásticos, com ocorrência apenas nos afluentes Urbanizados, em uma proporção de 2% (Figura 5).

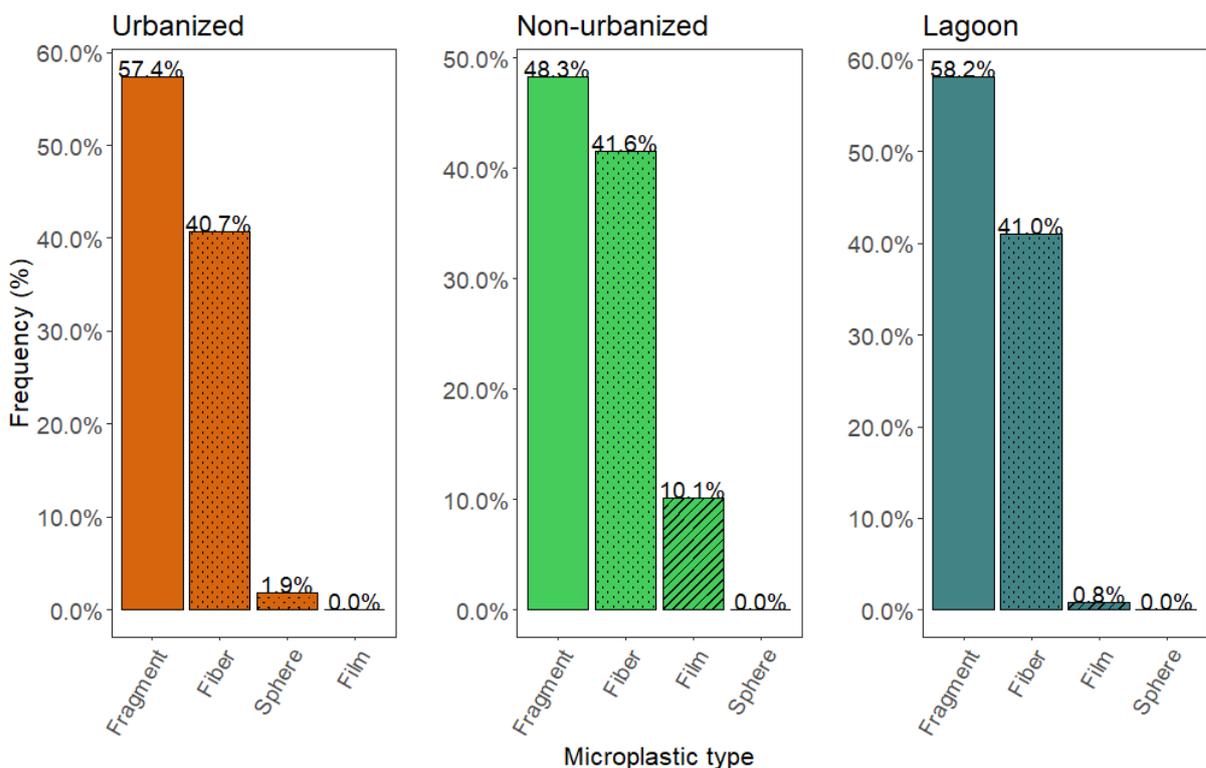


Figura 5 – Frequência (%) dos tipos de microplásticos (fragmento, fibra, filme e esfera) nos afluentes Urbanizados, Não-urbanizados e na laguna.

Ao todo, doze colorações foram identificadas nas amostras de microplásticos, sendo elas: azul, amarelo, bege, cinza, colorido (mais de uma cor predominante), lilás, preto, rosa, roxo, transparente, verde e vermelho. Dentre essas, sete cores foram identificadas nos afluentes

Urbanizados, 10 nos afluentes Não-urbanizados e 11 na laguna. As cores azul, amarelo e preto foram predominantes nas amostras. A frequência de cada uma das cores nos diferentes corpos hídricos, dentre os tipos de microplásticos, pode ser verificada na figura (Figura 6).

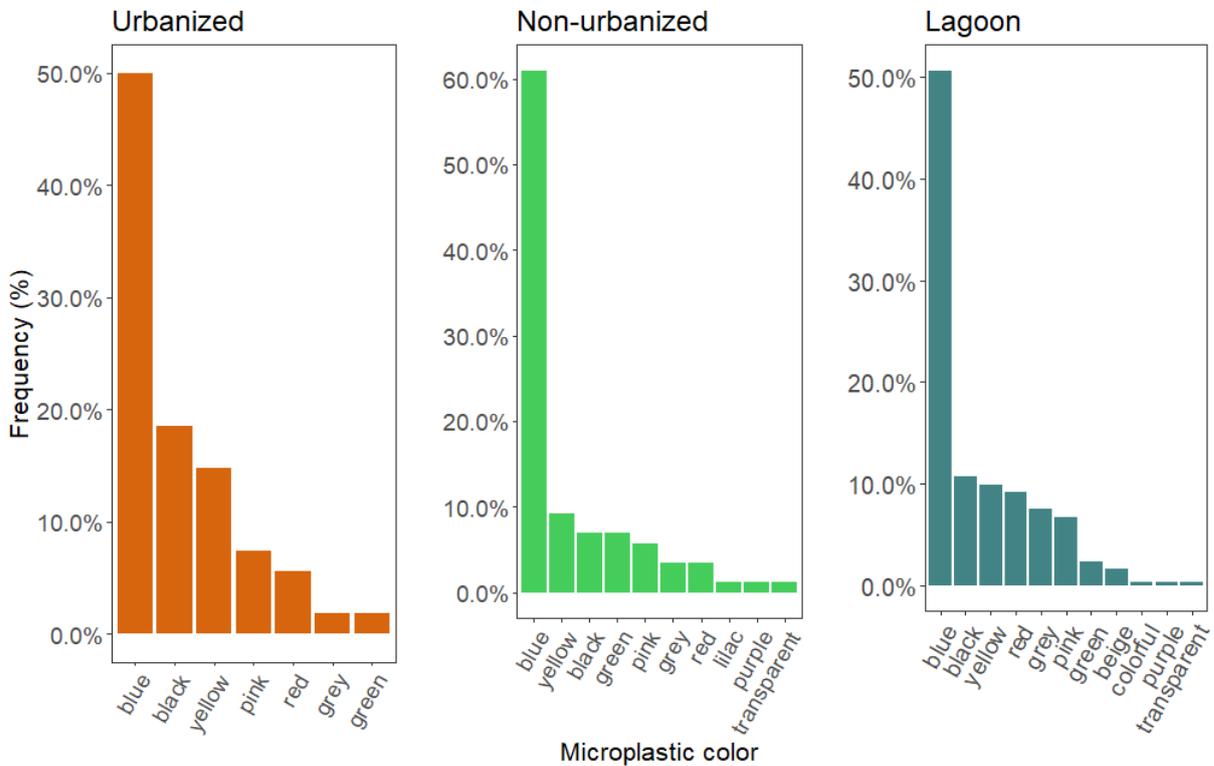


Figura 6 – Frequência (%) das cores de microplásticos nos afluentes Urbanizados, Não-urbanizados e na laguna.

Quando tipos e cores de microplásticos foram considerados concomitantemente, foi observada maior similaridade da composição de microplásticos entre a laguna e os afluentes Não-urbanizados, em relação aos afluentes Urbanizados (Figura 7).

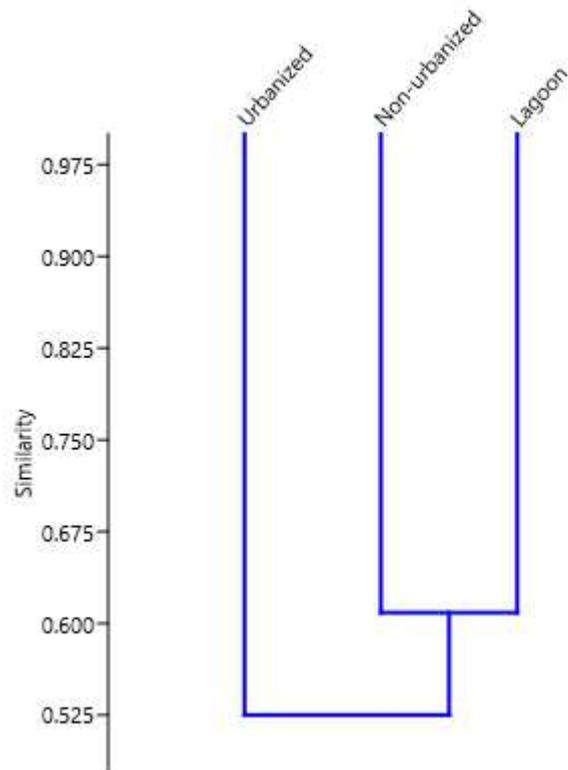


Figura 7 – Agrupamento dos corpos hídricos (afluentes Urbanizados, afluentes Não-urbanizados e laguna) com relação aos tipos e cores de microplásticos. Método de agrupamento: UPGMA; índice de similaridade: Jaccard.

Com relação ao tamanho dos microplásticos, os comprimentos variaram de 20 a 3.000 μm e as larguras, de 20 a 500 μm . Houve predominância de microplásticos de menores dimensões, com área superficial de até 40.000 μm^2 (Figura 8). Esses estiveram presentes em proporções acima de 90% nos três sistemas, sendo 92% nos afluentes Não-urbanizados, 93% na laguna e 97% nos afluentes Urbanizados. Não houve diferença estatística das dimensões de microplásticos (área superficial) entre as categorias de corpos hídricos (Kruskal-wallis_(chi-quadrado) = 0,04, p = 0,98).

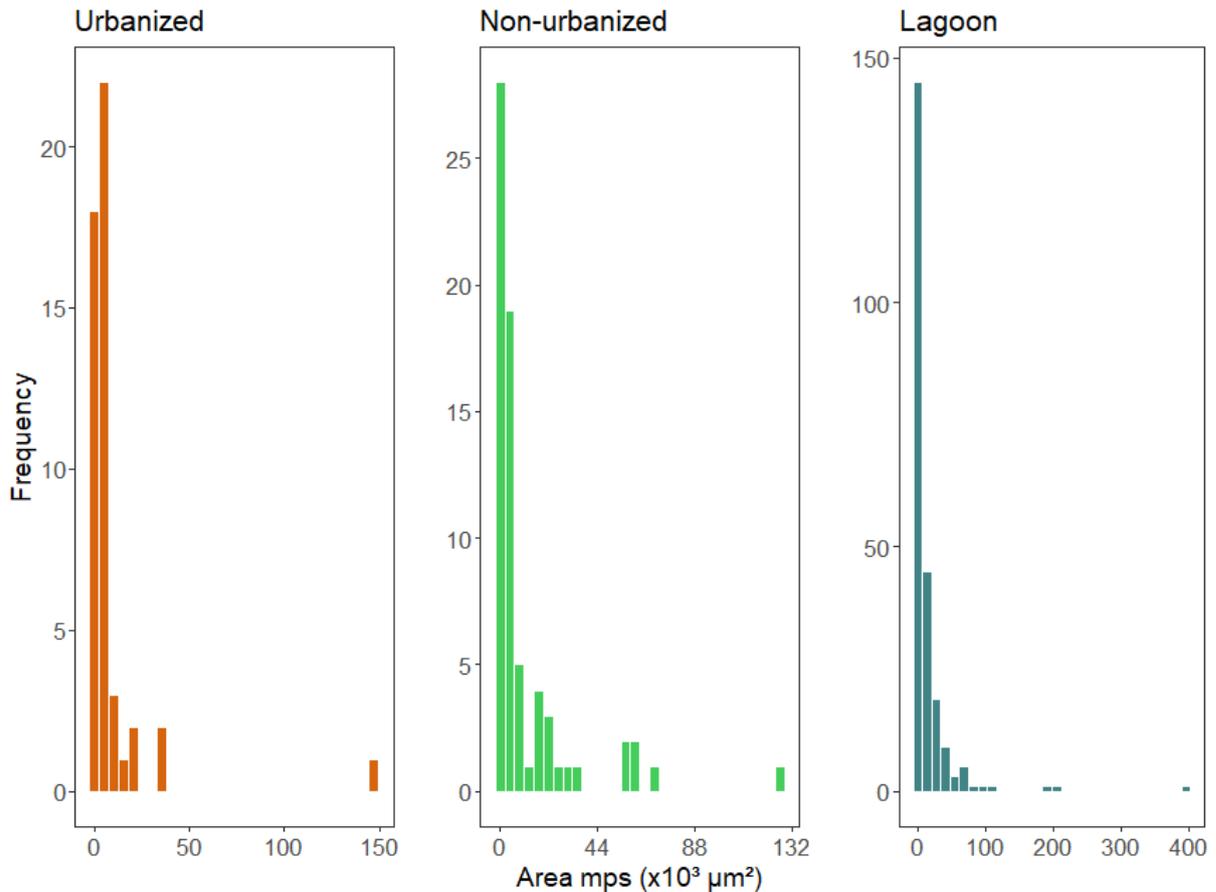


Figura 8 – Frequência (eixo y) da área superficial dos microplásticos (eixo x) nos afluentes Urbanizados, nos afluentes Não-urbanizados e na laguna.

Vinte e um microplásticos (13 fragmentos, 6 fibras e 2 filmes), ou 5% do total amostrado, foram selecionados para verificação de sua natureza química em ATR-FTIR. Destes, 91% tiveram sua natureza química confirmada como microplásticos. A maioria das partículas (67%) foi identificada como polietileno (PE), 19% foram identificadas como polipropileno (PP) e 5% foram identificados como polietileno tereftalato (PET) (Figura 9). Duas partículas (9%) não puderam ter sua natureza química identificada: uma por baixa acordância com os espectros disponíveis na biblioteca de espectros e outra por perda durante manipulação.

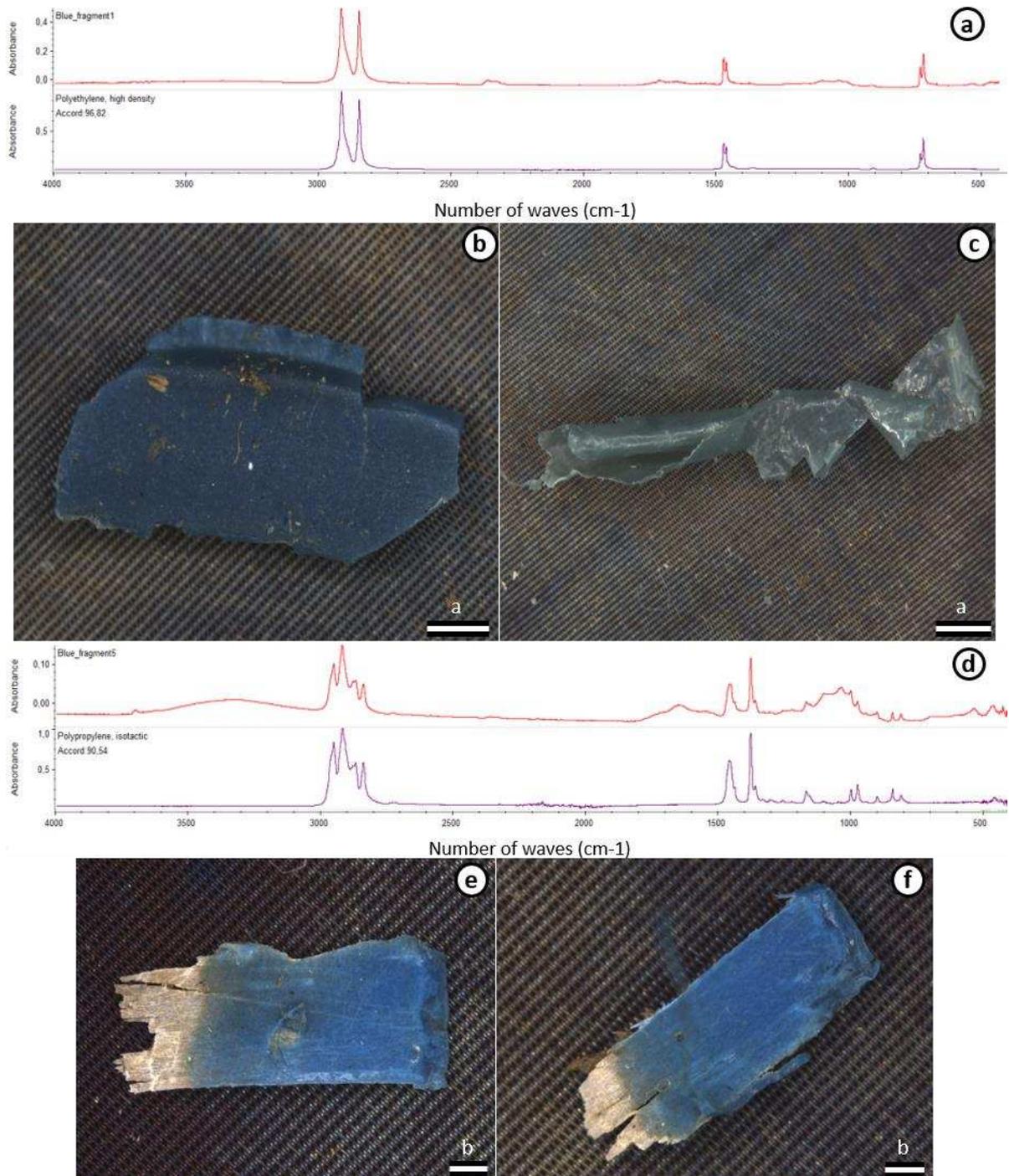


Figura 9 – Exemplo de microplásticos selecionados para análise em espectroscopia FTIR-ATR. (a) e (d) Comparação entre o espectro da amostra (linha vermelha) e o espectro de maior acordância na biblioteca consultada (linha roxa). (a) Polietileno de alta densidade, com acordância de 96,51%. Exemplo de fragmento (b) e filme (c) identificados como polietileno de alta densidade. (d) Polipropileno isotático, com acordância de 90,54%. Exemplo de fragmentos identificados como polipropileno isotático (e e f). Escalas: a = 800 μm e b = 380 μm .

3.3 Relação dos microplásticos com as variáveis ambientais

A análise de PCA indicou duas componentes principais explicando 49,05% da variabilidade dos dados. O primeiro eixo explicou 28,68% da variância observada. Este eixo apresentou uma forte correlação positiva com as variáveis concentração total de microplásticos ($\rho = 0,9$), fragmentos e fibras ($\rho = 0,8$) e negativa com a condutividade elétrica ($\rho = -0,8$) e a concentração de fósforo total ($\rho = -0,7$). O primeiro eixo correlacionou-se também positivamente com as variáveis filme ($\rho = 0,4$), pH ($\rho = 0,4$), razão N:P ($\rho = 0,4$) e precipitação acumulada ($\rho = 0,35$) e negativamente com as variáveis temperatura ($\rho = -0,4$) e clorofila-*a* ($\rho = 0,35$). Amostras provenientes dos afluentes Urbanizados e Não-urbanizados concentraram-se no lado positivo do primeiro eixo, enquanto amostras provenientes da Laguna concentraram-se no lado negativo. Dessa forma, o eixo 1 caracteriza o corpo lagunar em oposição aos afluentes.

O segundo eixo explicou 20,37% da variação dos dados. Este foi forte e positivamente correlacionado com a concentração de nitrogênio total ($\rho = 0,90$) e negativamente com a concentração de oxigênio dissolvido ($\rho = -0,77$). O segundo eixo correlacionou-se também positivamente com os microplásticos do tipo esfera ($\rho = 0,59$), com a turbidez ($\rho = 0,54$) e a velocidade média do vento ($\rho = 0,36$). Amostras provenientes dos afluentes Urbanizados concentraram-se no lado positivo do segundo eixo, enquanto amostras provenientes dos afluentes Não-urbanizados e da laguna concentraram-se no lado negativo. Dessa forma, o eixo 2 descreve a oposição entre situações de alto oxigênio dissolvido, especialmente nos afluentes Não-urbanizados e na laguna, em oposição aos afluentes Urbanizados com altas concentrações de nitrogênio total (Figura 10).

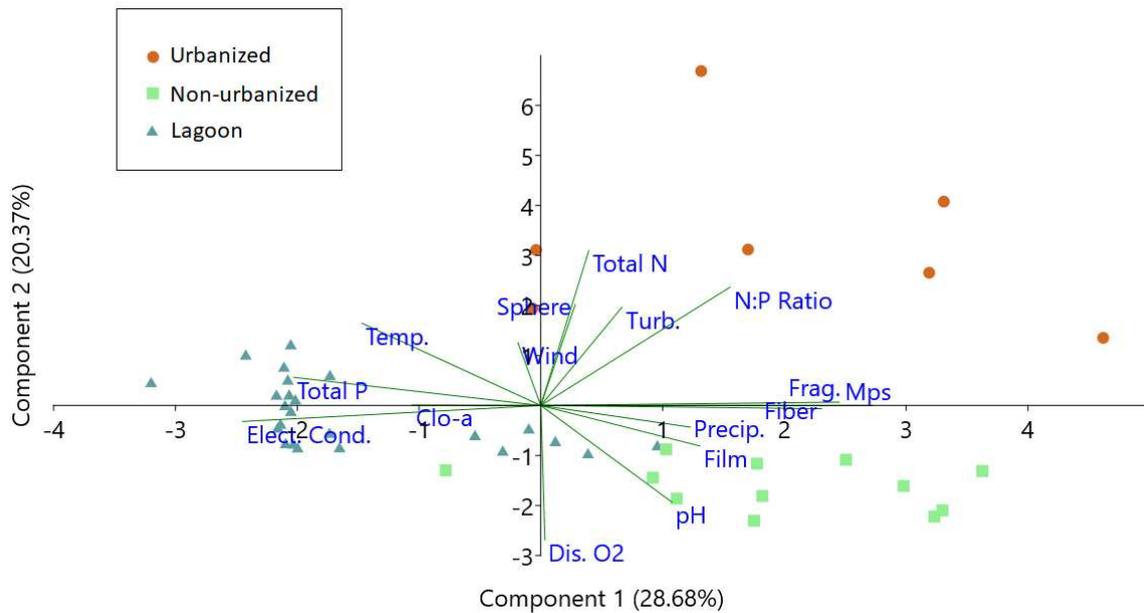


Figura 10 –Análise de Componentes Principais (PCA) dos corpos hídricos estudados na Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição (BHLC). Os três sistemas (afluentes Urbanizados, Não-urbanizados e laguna) são mostrados com diferentes pontos e cores.

As análises de correlação de Spearman entre microplásticos e as variáveis ambientais resultaram em maior número de correlações significativas na laguna. Nesse ambiente, a concentração total de microplásticos e dos tipos fragmentos e fibras foi superior quando em menores temperaturas da água ($\text{Spearman}_{(\rho)} < -0,65$, $p < 0,01$) e maiores concentrações de oxigênio dissolvido ($\text{Spearman}_{(\rho)} > 0,50$; $p < 0,01$). Ambos esses resultados estão relacionados a variações temporais, já que tanto as concentrações de microplásticos quanto os valores de temperatura e oxigênio dissolvido variaram significativamente dentre os meses de coleta (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). A concentração total de microplásticos e de oxigênio dissolvido foi superior no mês de junho em comparação aos meses de setembro, outubro e novembro (Dunn $p < 0,05$). Já a temperatura da água aumentou gradativamente de junho a novembro, diferindo entre todos os meses de coleta (Tukey $p < 0,05$).

Na laguna, a concentração total de microplásticos apresentou, ainda, correlação negativa com a razão N:P ($\text{Spearman}_{(\rho)} = -0,48$, $p = 0,01$) e positiva com a precipitação acumulada ($\text{Spearman}_{(\rho)} = 0,41$, $p = 0,04$). Os tipos de microplásticos correlacionaram-se de forma distinta com as variáveis ambientais. Enquanto os fragmentos se correlacionaram positivamente com a precipitação ($\text{Spearman}_{(\rho)} = 0,50$, $p = 0,01$), os filmes se correlacionam positivamente com a velocidade do vento ($\text{Spearman}_{(\rho)} = 0,48$; $p = 0,04$), indicando o potencial de tais variáveis de

influenciar não apenas a concentração, mas também a composição dos microplásticos. A concentração de fragmentos também foi superior quanto maior a precipitação acumulada nos afluentes Não-urbanizados ($\text{Spearman}_{(\rho)} = 0,70$, $p = 0,01$). Esta foi a única correlação significativa para os afluentes.

4. Discussão

A Lagoa da Conceição e seus afluentes apresentaram uma grande quantidade de microplásticos, comparados com outros sistemas semelhantes, provavelmente devido à pequena malha de rede utilizada. A ocorrência de microplásticos nos afluentes não está relacionada à urbanização em suas sub-bacias, mas a presença de esferas apenas nos afluentes Urbanizados sugere o impacto da urbanização. De forma geral, os afluentes têm 4 x mais microplásticos do que a laguna, havendo indicações de que os três sistemas estudados recebem os microplásticos de diferentes fontes.

4.1 Microplásticos nos afluentes: relação com a urbanização e fontes potenciais

A comparação da concentração de microplásticos nos afluentes estudados e em outros rios e riachos é complexa, devido a alguns fatores: 1) escassez de dados sobre a quantificação de microplásticos em rios e riachos (Akdogan & Guven, 2019; Castro et al., 2018; Li et al., 2020), especialmente em pequenos corpos hídricos (Wagner et al., 2014); 2) diferentes metodologias de coleta e análise nos estudos (Akdogan & Guven, 2019); e 3) diferentes formas de apresentação da concentração de microplásticos (Li et al., 2020).

Neste estudo, optamos pela utilização de uma rede de fitoplâncton com malha de 20 μm de abertura, a fim de obter a maior representatividade possível de tamanho dos microplásticos. Este tamanho é muito inferior à maioria dos estudos reportados na literatura (Fu & Wang, 2019; P. Wu et al., 2019b), o que dificulta a nossa comparação. Estudos demonstram que a concentração de microplásticos pode ser até 250 vezes superior quando utilizadas redes de 80 μm ao invés de 330 μm , por exemplo (Dris et al., 2018). Não por acaso, a concentração de microplásticos detectada em ambos os afluentes Urbanizados (média = 0,28, máx. = 0,59 part./L) e Não-urbanizados (média = 0,25, máx. = 0,44 part./L) é pelo menos 2 vezes superior à concentração de microplásticos reportada para rios de grande porte, inseridos em grandes bacias hidrográficas, como o Rio Ottawa, no Canadá (média = 0,11, máx. = 0,41 part./L) (Forrest et al., 2019); Rio Danúbio, na Austrália (média = 0,003, máx = 0,07 part./L) (Lechner

et al., 2014) e Rio Sena, na França (média = 0,03, máx. = 0,1 part./L) (Dris, Gasperi, et al., 2015). Esses trabalhos usaram, respectivamente, redes de 100 μm , 500 μm e 80 μm de abertura de malha, o que resulta na perda de microplásticos de tamanhos menores, já que estes atravessam a abertura da rede. No estudo do Rio Sena, ainda, os autores elucidam que, devido às dificuldades para a análise visual de microplásticos inferiores a 100 μm , os resultados reportados referem-se apenas aos microplásticos de tamanho superior a 100 μm (Dris, Gasperi, et al., 2015). Dessa forma, a maior concentração de microplásticos nos afluentes aqui estudados não necessariamente indica um maior nível de poluição destes corpos hídricos, mas reforça a importância das menores faixas de tamanho na concentração total deste poluente.

É importante ressaltar ainda que os fragmentos e fibras, predominantes nas amostras, foram também os tipos de microplásticos presentes nos brancos das amostras, indicando que as porcentagens calculadas para ambos podem estar superestimadas. A contaminação por fibras via ar é amplamente relatada na literatura em estudos sobre a ocorrência de microplásticos (Dris et al., 2017; Gatidou et al., 2019). Em alguns trabalhos, mesmo com cuidados rigorosamente aplicados, a contaminação por fibras chega a representar mais de 30% do total de partículas amostradas, como ocorrido com Talvitie et al. (2017), de modo que a taxa de contaminação de 5,85% para fibras no presente estudo pode ser considerada baixa. Já a contaminação por fragmentos é menos recorrente, e pode ter ocorrido neste estudo devido à impossibilidade de evitar materiais plásticos em situações específicas. Estes resultados elucidam a importância da preparação de brancos para avaliação da contaminação durante a coleta, processamento e análise das amostras de microplásticos, já que a total evitação de materiais plásticos durante todos estes processos não é fácil.

A relação entre os tipos de microplásticos e suas concentrações oferecem informações sobre as suas possíveis fontes (Li et al., 2020). Por exemplo, a descarga de efluentes é uma importante fonte de esferas e fragmentos irregulares, devido à liberação deste tipo de microplástico a partir de produtos de higiene pessoal (Eriksen et al., 2013; Fendall & Sewell, 2009). A descarga de efluentes também é uma das principais fontes de fibras para os corpos hídricos, devido à liberação destas partículas durante a lavagem de roupas (Magni et al., 2019). A Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição possui um sistema de tratamento de efluentes ineficiente (Cabral et al., 2019), que atende apenas 15% da população na bacia (Silva et al., 2017). Devido a isso, a contaminação dos afluentes Urbanizados por esferas (2%), fibras (44%) e fragmentos (54%) era esperada. Ainda, a detecção de esferas apenas nos afluentes

Urbanizados reforça a importância da descarga de efluentes como fonte deste tipo de microplástico para os corpos hídricos.

Dentre as cores de microplásticos, a predominância de azul e amarelo concordam com os pigmentos e corantes mais comumente aplicados nos plásticos, sendo eles: a ftalocianina de cobre e o mortoperm azul, que conferem a cor azul, e o amarelo cromo, que conferem a cor amarela aos plásticos (Horton et al., 2017). No entanto, contrariando a hipótese inicial, a riqueza de cores foi 30% superior nos afluentes Não-urbanizados em comparação aos afluentes Urbanizados. Este resultado pode ter sido consequência do menor n amostral na categoria de afluentes “Urbanizados”. Mas a diversidade de microplásticos em termos de tipos e cores, tanto nos afluentes Urbanizados quanto nos afluentes Não-urbanizados, indica que há uma combinação de fontes contribuindo para a poluição por microplásticos nestes corpos hídricos.

Nossa hipótese era que o nível de urbanização seria a principal variável a explicar o perfil e a concentração de microplásticos nos afluentes. No entanto, a ausência de correlação entre a porcentagem de urbanização na área de drenagem dos afluentes e a concentração total de microplásticos nestes corpos hídricos contrariou a hipótese inicial, e diferiu de trabalhos anteriores (Horton et al., 2017; Silva-Cavalcanti et al., 2017; Vidal et al., 2021; Yonkos et al., 2014). As áreas urbanas estão mais próximas das fontes de poluição por microplásticos do que as áreas naturais, de modo que são esperadas maiores abundâncias e diversidades de microplásticos nas proximidades destas áreas (Shi et al., 2022).

Em estudo desenvolvido na Baía de Laizhou, na China, os autores identificaram que as atividades sociais e econômicas, as condições naturais da bacia a montante e o nível de urbanização são os três principais fatores que afetam a distribuição espacial dos microplásticos em sedimentos superficiais dos rios (Shi et al., 2022). Horton et al. (2017) identificaram maior concentração de microplásticos em sítios amostrais com maior influência antropogênica em termos de entrada de efluentes e densidade populacional. Similarmente, estudos indicam que a incidência de ingestão de microplásticos pela ictiofauna é superior em rios e riachos presentes em áreas urbanizadas (Peters & Bratton, 2016; Silva-Cavalcanti et al., 2017; Vidal et al., 2021).

Por outro lado, mesmo nos trabalhos em que é verificada uma relação positiva entre urbanização e concentração de microplásticos, os autores enfatizam a notável poluição por microplásticos em corpos hídricos pouco ou não urbanizados (Horton et al., 2017; Vidal et al.,

2021). Uma possibilidade é que os microplásticos estejam alcançando estes corpos hídricos por meio da deposição atmosférica úmida e seca (Brahney et al., 2021). Nos últimos anos, tem sido constatada a importância do transporte atmosférico de microplásticos para a contaminação de áreas remotas (Allen et al., 2019). Por exemplo, Allen et al. (2019) identificaram uma taxa de deposição diária de 249 fragmentos, 73 filmes e 44 fibras por metro quadrado em uma remota bacia hidrográfica montanhosa. O tamanho dos microplásticos depositados alcançou até 2.600 µm para fibras, 600 micrômetros para filmes e 330 µm para fragmentos (Allen et al., 2019).

Os microplásticos amostrados no presente estudo apresentaram maior frequência de ocorrência entre 20 – 200 µm de comprimento e 20 - 40 µm de largura, dimensões passíveis de sofrerem transporte atmosférico (Allen et al., 2019; Brahney et al., 2020). Tais faixas de tamanho encontram-se dentro dos limites estabelecidos para transporte regional de poeira, que se estende de 10 a 1.000 km (Brahney et al., 2020; Lawrence & Neff, 2009). Além disso, considerando que as emissões provenientes de estradas, centros populacionais e oceanos estão entre as principais fontes de microplásticos para a atmosfera (Brahney et al., 2021), é possível que os microplásticos amostrados nos afluentes Não-urbanizados tenham sido originados a partir da ressuspensão de poeira das áreas urbanizadas, da evaporação da laguna ou mesmo dos oceanos, e alcançado tais afluentes através da deposição atmosférica. Ainda, a pequena extensão da bacia hidrográfica (~65 km²) pode fazer com que o transporte atmosférico de microplásticos tenha maior peso do que as diferenças do uso da terra em escala local. Isso poderia diluir as diferenças na concentração de microplásticos geradas pelo nível de urbanização nas sub-bacias.

Não foi observada correlação na concentração total ou de quaisquer um dos tipos de microplásticos com a velocidade média do vento. Por outro lado, foi observada uma forte correlação positiva entre a concentração de fragmentos e a precipitação nos afluentes Não-Urbanizados (Spearman_(ρ) = 0,7, p = 0,01), sugerindo que especialmente este tipo de microplástico esteja alcançando tais afluentes através da precipitação atmosférica. Dessa forma, é possível que a semelhança em termos de composição de microplásticos, especialmente de fragmentos, entre os afluentes Não-urbanizados e a laguna seja explicada pela deposição úmida.

No presente estudo, todos os afluentes classificados como “Não-urbanizados” estão localizados na região Oeste da bacia hidrográfica: uma área densamente florestada, com ausência de / ou poucas construções e com relevo altamente inclinado (Silva, 2016). A alta

inclinação em relação ao corpo lagunar receptor exclui a possibilidade de que os microplásticos detectados nestes corpos hídricos sejam provenientes de uma influência direta da água da laguna nos pontos amostrados. Além disso, os corpos hídricos estudados nesta categoria não apresentam vocação para navegação ou pesca, sendo improvável que a entrada de microplásticos nos mesmos seja proveniente de um fluxo de embarcações ou da deposição direta de apetrechos de pesca. Por isso, nós sugerimos que trabalhos futuros avaliem a contribuição da deposição atmosférica úmida e seca para a ocorrência de microplásticos na Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição.

O turismo e as atividades de lazer também são apontadas como fontes potenciais de microplásticos para o ambiente (Dowarah & Devipriya, 2019; F. Wang et al., 2021). A Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição é um importante ponto turístico na Ilha de Santa Catarina (Fontes et al., 2006). Os afluentes Não-urbanizados aqui amostrados estão inseridos na Trilha da Costa da Lagoa, região que recebe alto número de visitantes, especialmente durante a alta temporada, que coincide com o verão no hemisfério sul. Estima-se que o município de Florianópolis recebeu um número crescente de turistas de 2013 a 2019, com uma média de 126.914 turistas por temporada ao ano (Mendonça, 2021). Dessa forma, é possível que o descarte direto de resíduos plásticos também contribua para a prevalência de microplásticos nos afluentes Não-urbanizados, devido à fragmentação destes resíduos ao longo do tempo. As atividades turísticas contribuem, ainda, para a emissão de microplásticos para a atmosfera, intensificando o transporte e o alcance de áreas remotas por estes poluentes (Wang et al., 2021).

4.2 Microplásticos no corpo lagunar receptor: relação com os afluentes e comparação com estudos prévios

A concentração de microplásticos no corpo lagunar (média = 0,06, máx = 0,38 part./L) foi aproximadamente 4x inferior à concentração de microplásticos nos afluentes, indicando a importância destes como fonte de microplásticos para a laguna. Por outro lado, a concentração de microplásticos na laguna foi significativamente superior quando comparada a outras águas de transição. Por exemplo, a concentração aqui reportada é mais que 10x superior à concentração de microplásticos em águas superficiais da Baía de Guanabara (média = 0,0048 part/L), uma baía extremamente poluída no Rio de Janeiro (Figueiredo & Vianna, 2018), e até 100x superior à concentração de microplásticos na Laguna de Acaraí (média = 2,45e-05

part./L), uma laguna inserida em uma unidade de conservação no Sul do Brasil (Lorenzi et al., 2020).

Essa diferença pode ser devida às diferentes metodologias aplicadas em ambos os trabalhos, como discutido no tópico anterior. Enquanto no estudo na Baía de Guanabara e na Laguna de Acaraí foram utilizadas, respectivamente, redes de zooplâncton de 64 µm e 300 µm de abertura de malha, nós utilizamos uma rede de fitoplâncton de 20 µm. Esses resultados reforçam a importância da realização de amostragens que abranjam a maior faixa de tamanho possível de microplásticos, já que é esperado que as menores frações de tamanho estejam presentes em maior abundância no ambiente. De fato, similarmente aos afluentes, a laguna apresentou maior proporção de microplásticos (55%) entre 20 – 150 µm de comprimento.

No entanto, é importante ressaltar que, em janeiro de 2021, seis meses antes do início das coletas deste trabalho, a Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição foi cenário de um desastre ambiental, devido ao rompimento de uma lagoa artificial de infiltração que recebia efluentes tratados (CASAN, 2021; Ecoando Sustentabilidade et al., 2021). Este rompimento resultou no lançamento de uma grande quantidade de efluentes na laguna, com graves consequências socioambientais para este ecossistema. As estações de tratamento de efluentes (ETEs) são importantes fontes de microplásticos, mesmo com os métodos de tratamento tradicionalmente empregados sendo capazes de remover entre 72% e 99% dos microplásticos (Gatidou et al., 2019). Apesar da baixa concentração em termos de microplásticos/L nos efluentes tratados, o grande volume de descarga faz com que o número de microplásticos que alcançam os corpos hídricos seja alto – descarga diária estimada em até 10^7 part./L (Gatidou et al., 2019)

Somado a isso, tem-se o fato da laguna em estudo ser caracterizada por apresentar elevado tempo de residência associado a pequenas taxas de renovação de água, o que resulta no acúmulo de materiais tanto de origem natural quanto antropogênica nesse corpo hídrico (Barros et al., 2017; Cloern, 2001; Silva et al., 2017). Por isso, é também possível que as altas concentrações de microplásticos verificadas durante o período de estudo sejam consequência da descarga de efluentes pelo derramamento da lagoa artificial de infiltração. Nossos resultados alertam para a necessidade de que estudos futuros monitorem a concentração de microplásticos na laguna a longo prazo.

Com relação ao perfil de microplásticos, a laguna apresentou predominância de fragmentos (58,20%) e fibras (41,02%) e uma concentração menos expressiva de filmes

(0,78%). A predominância de fragmentos se assemelha ao reportado para a Baía de Guanabara, onde mais de 85% dos microplásticos foram fragmentos; mas diferencia-se quanto à concentração de fibras, que na Baía de Guanabara representou aproximadamente 1% dos microplásticos coletados (Figueiredo & Vianna, 2018). Os resultados também diferem daqueles encontrados previamente na laguna, em uma avaliação sobre a ingestão de microplásticos por Tainhas (*Mugil lisa Valenciennes*, 1836) (Albuquerque, 2019). Neste estudo, houve predominância de fibras (97%) no conteúdo estomacal das Tainhas em comparação aos fragmentos (2,4%). Tal diferença de perfil de microplásticos em águas superficiais e no conteúdo estomacal das Tainhas pode indicar um maior risco de ingestão de fibras por esta espécie e alerta para a necessidade de estudos que investiguem a relação da biota com os microplásticos no corpo lagunar.

As diferentes relações dos tipos de microplásticos na laguna com as variáveis ambientais indicam que estes alcançam o corpo lagunar através de diferentes vias. Enquanto os fragmentos foram positivamente correlacionados com a precipitação, os filmes foram positivamente correlacionados com a velocidade média do vento. Dessa forma, os resultados indicam que o alcance de fragmentos na laguna pode estar mais relacionado à deposição úmida e/ou ao escoamento superficial durante períodos de precipitação, enquanto a presença de filmes está mais relacionada à ressuspensão de poeira e à deposição seca.

Azul foi a cor predominante (53%) na laguna, assim como nos afluentes. O azul tem sido apontado como cor predominante em diferentes estudos sobre a ocorrência de microplásticos em estuários, seja no sedimento, em águas superficiais ou na biota (Baptista Neto et al., 2019; Dantas et al., 2020; Figueiredo & Vianna, 2018; Pojar et al., 2021). Similarmente aos afluentes, preto (11%) e amarelo (10%) foram duas das três cores mais preponderantes na laguna. Essas duas cores também são frequentemente reportadas em outros estudos sobre microplásticos (Baptista Neto et al., 2019; Figueiredo & Vianna, 2018; Pojar et al., 2021). No entanto, os resultados diferem das cores de microplásticos quantificadas no conteúdo estomacal de Tainhas capturadas na laguna, em que foi observada predominância de fibras transparentes (63%), azuis (16%) e pretas (14%) (Albuquerque, 2019).

4.3 Qualidade da água x concentração e perfil de microplásticos

4.3.1 Nos afluentes

As categorias de urbanização dos afluentes distinguiram-se significativamente em termos de qualidade da água. Os resultados obtidos para os afluentes Urbanizados condizem com alterações na qualidade da água causadas por impactos antropogênicos, como a descarga de efluentes e o escoamento superficial de áreas urbanas (Cabral et al., 2019; Mello et al., 2020).

Os afluentes Urbanizados caracterizaram-se por apresentar maiores valores de temperatura, turbidez e nitrogênio total, e menores valores de oxigênio dissolvido em comparação aos afluentes Não-urbanizados. Nos afluentes Urbanizados localizados ao sul da BHLC (R5 e R6), as concentrações de oxigênio dissolvido foram inferiores a 4 mg/L, abaixo do mínimo de 5 mg/L estabelecido pela legislação CONAMA 357/2005.

Os afluentes Urbanizados também apresentaram concentrações mais altas de fósforo total em comparação aos afluentes Não-urbanizados, apesar de não apresentarem diferença estatística em relação a esta variável. Os valores de fósforo total nos afluentes Urbanizados R5 e R6 ultrapassaram de duas a quatro vezes os limites estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357/2005 (máximo de 0,1 mg/L), indicando uma maior concentração de nutrientes nestes corpos hídricos (Silva et al., 2017).

Nossos resultados condizem com aqueles reportados por Cabral et al. (2019), os quais constataram maiores valores de temperatura, amônia, nitrato, nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo inorgânico dissolvido, e menores valores de oxigênio dissolvido em afluentes Urbanizados da BHLC em comparação aos Não-urbanizados. Os autores associaram a deterioração da qualidade da água nos afluentes Urbanizados à ineficiência do sistema de tratamento de efluentes na bacia hidrográfica.

Apesar da distinção dos corpos hídricos em termos de qualidade de água, a concentração total de microplásticos não diferiu entre os níveis de urbanização dos afluentes. Isso indica que a descarga direta de efluentes e o escoamento superficial de áreas urbanas não são as principais fontes de microplásticos na Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição.

A concentração total de microplásticos não apresentou correlação significativa com os parâmetros de qualidade de água nos afluentes. Nossos resultados diferem daqueles obtidos por Buwono et al. (2021), os quais encontraram um efeito significativo da temperatura ($\rho = 0,9$) e da turbidez ($\rho = 0,8$) na abundância de microplásticos no rio Brantas, na Indonésia. Os autores argumentam que a temperatura influencia significativamente a distribuição de microplásticos

por influenciar também a hidrodinâmica da água, bem como a fragmentação dos microplásticos (Buwono et al., 2021). Eles também argumentam que a maioria dos poluentes, incluindo microplásticos, são particularmente propensos a se relacionarem à turbidez, de modo que altos valores de turbidez podem ser indicativo da descarga de tais poluentes (Buwono et al., 2021). No presente estudo, no entanto, as concentrações de microplásticos foram similares nos afluentes Urbanizados e Não-urbanizados, mesmo havendo uma diferença significativa em termos de temperatura e turbidez entre eles.

4.3.2 Na laguna

A menor concentração de fósforo total na laguna (0,25 mg/L) ultrapassou em quase duas vezes o limite máximo de 0,15 mg/L estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005. Apesar disso, a razão N:P mostrou-se superior a 16:1 durante todos os meses de coleta, indicando que o fósforo é o componente químico limitante à produção primária no corpo lagunar. Este resultado é reforçado pela constatação de correlação positiva e significativa entre as concentrações de fósforo total e clorofila-*a* na laguna ($\rho = 0,48$; $p = 0,01$), indicando que o aumento nos valores de fósforo estão associados ao aumento da biomassa fitoplanctônica. Estes valores concordam com aqueles constatados em estudos prévios, os quais também reportam aumento da entrada de nutrientes ao longo do tempo na laguna, associado à elevação de seu estado trófico (Cabral et al., 2019; Silva et al., 2017).

A concentração total de microplásticos apresentou uma fraca, porém significativa correlação negativa com a razão N:P, apontando que a concentração de microplásticos pode ser maior quando há maior *input* de fósforo no sistema lagunar. Considerando que baixas razões N:P são indicativo da descarga de efluentes (Cabral et al., 2019), os resultados obtidos demonstram indiretamente a contribuição da descarga de efluentes para a poluição por microplásticos na laguna. Dessa forma, a descarga de efluentes não apenas eleva o estado trófico da laguna, como também contribui para o aporte de microplásticos para o corpo lagunar. Essa combinação é uma condição ambiental de preocupação ecológica, levando em consideração as recentes constatações de que os microplásticos têm potencial de promover o crescimento de cianobactérias produtoras de toxinas e frequentemente presentes em *blooms* (D. Wu et al., 2021).

A maior concentração de microplásticos em meses de menores temperaturas é semelhante aos resultados encontrado por Lorenzi et al. (2020) na Laguna de Acaraí. No entanto, as explicações para os padrões observados são distintos. No caso da Laguna de Acaraí, os autores discutem o resultado observado com base na menor precipitação e na entrada de águas costeiras na laguna durante os meses mais frios do ano, o que reduz o seu poder de diluição (Lorenzi et al., 2020). No entanto, no presente estudo, a análise do volume acumulado de chuvas demonstrou que a precipitação foi superior no mês de junho (120 mm), em comparação aos meses de setembro (56,8 mm), outubro (30,8 mm) e novembro (70,2 mm). Além disso, a concentração total de microplásticos apresentou uma fraca, porém significativa correlação positiva com a precipitação ($\rho = 0,41$; $p = 0,04$), indicando que a concentração de microplásticos, principalmente de fragmentos, é maior em períodos de maior pluviosidade.

Esse resultado concorda com aqueles reportados por Hitchcock (2020), os quais identificaram eventos de fortes chuvas como momentos-chaves para a contaminação por microplásticos nos ecossistemas aquáticos. No referido estudo, a concentração média de microplásticos aumentou de 400 part./m³ para 17.383 part./m³ após eventos de tempestade. Como o período amostrado apresentou um índice de precipitação atípico, considerando as normais climatológicas da área de estudo (Silva, 2016), faz-se necessário o monitoramento da distribuição temporal de microplásticos na laguna a fim de se confirmar o padrão aqui observado.

5. Conclusão

Contrariando nossa primeira hipótese, os afluentes Urbanizados não apresentaram maior concentração ou diversidade de microplásticos em comparação aos afluentes Não-urbanizados, apesar de apresentarem diferenças significativas entre os parâmetros de qualidade de água. A presença de microplásticos, mesmo em corpos hídricos inseridos em unidades de conservação, alerta para que a concentração de microplásticos seja um parâmetro a ser analisado visando avaliar o grau de conservação dos corpos hídricos. Em acordância com nossa segunda hipótese, a concentração de microplásticos foi significativamente superior nos afluentes em comparação à laguna, demonstrando a importância destes afluentes como fonte de microplásticos para o corpo lagunar receptor. Nossa terceira hipótese foi parcialmente atendida, já que não houve correlações significativas entre a concentração de microplásticos e os parâmetros de qualidade de água nos afluentes, mas na laguna a concentração de microplásticos demonstrou ser maior

quando há maior *input* de fósforo no sistema lagunar, provavelmente em decorrência da descarga de efluentes. A avaliação da relação dos microplásticos com as variáveis ambientais também demonstrou que existem variações temporais significativas na concentração de microplásticos, principalmente na laguna. A precipitação e a velocidade do vento demonstraram exercer influência na distribuição dos microplásticos, indicando a importância da avaliação conjunta dos parâmetros de qualidade de água e de variáveis meteorológicas para a compreensão das vias de poluição por microplásticos ao nível de bacias hidrográficas. A diversidade de microplásticos observada tanto nos afluentes Urbanizados, Não-urbanizados e na laguna indicam que há uma combinação de fontes contribuindo para a poluição destes corpos hídricos. Sendo assim, sugerimos que trabalhos futuros avaliem o efeito do turismo bem como da deposição atmosférica na presença de microplásticos nos corpos hídricos estudados.

6. Referências

- Akdogan, Z., & Guven, B. (2019). Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. *Environ. Pollut.*, 254. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113011>
- Albuquerque, P. S. de. (2019). *Avaliação da incidência de plástico em conteúdo estomacal de tainhas (Mugil liza, Valenciennes, 1836) capturadas na Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina.*
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Duránte Jiméneez, P., Simonneau, A., Binet, S., & Galop, D. (2019a). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nat. Geosci.* 2019 125, 12(5), 339–344. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Duránte Jiméneez, P., Simonneau, A., Binet, S., & Galop, D. (2019b). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nat. Geosci.*, 12(5), 339–344. <https://doi.org/10.1038/S41561-019-0335-5>
- Asamoah, B. O., Uurasjärvi, E., Rätty, J., Koistinen, A., Roussey, M., & Peiponen, K. E. (2021). Towards the Development of Portable and In Situ Optical Devices for Detection of Micro- and Nanoplastics in Water: A Review on the Current Status. *Polym.* 2021, Vol. 13, Page

730, 13(5), 730. <https://doi.org/10.3390/POLYM13050730>

- Baptista Neto, J. A., de Carvalho, D. G., Medeiros, K., Drabinski, T. L., de Melo, G. V., Silva, R. C. O., Silva, D. C. P., de Sousa Batista, L., Dias, G. T. M., da Fonseca, E. M., & dos Santos Filho, J. R. (2019). The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro/Brazil. *Mar. Pollut. Bull.*, 149, 110558. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2019.110558>
- Barros, G. De, Fonseca, A. L. D. oliveir., Santos, A. C. Dos, Fontes, M. L. S., Varela, A. R. D., & Franco, D. (2017). Nutrient distribution in a shallow subtropical lagoon, south Brazil, subjected to seasonal hypoxic and anoxic events. *Brazilian J. Oceanogr.*, 65(2), 116–127. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592017101206502>
- Bashir, I., Lone, F. A., Bhat, R. A., Mir, S. A., Dar, Z. A., & Dar, S. A. (2020). Concerns and Threats of Contamination on Aquatic Ecosystems. *Bioremediation Biotechnol.*, 1. https://doi.org/10.1007/978-3-030-35691-0_1
- Bayo, J., Olmos, S., & López-Castellanos, J. (2020). Microplastics in an urban wastewater treatment plant: The influence of physicochemical parameters and environmental factors. *Chemosphere*, 238, 124593. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.124593>
- Bier, F. B. (2013). *Caracterização morfométrica e hidrológica da bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição, Florianópolis – SC*. Universidade Federal de Santa Catarina.
- Brahney, J., Hallerud, M., Heim, E., Hahnenberger, M., & Sukumaran, S. (2020). Plastic rain in protected areas of the United States. *Science (80-.)*, 368(6496), 1257–1260. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.AAZ5819>
- Brahney, J., Mahowald, N., Prank, M., Cornwell, G., Klimont, Z., Matsui, H., & Prather, K. A. (2021). Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 118(16). https://doi.org/10.1073/PNAS.2020719118/SUPPL_FILE/PNAS.2020719118.SAPP.PDF
- Buwono, N. R., Risjani, Y., & Soegianto, A. (2021). Distribution of microplastic in relation to water quality parameters in the Brantas River, East Java, Indonesia. *Environ. Technol.*

Innov., 24, 101915. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2021.101915>

- Cabral, A., Bercovich, M. V., & Fonseca, A. (2019). Implications of poor-regulated wastewater treatment systems in the water quality and nutrient fluxes of a subtropical coastal lagoon. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 29, 100672. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100672>
- Campanario, P. (2007). Florianópolis: dinâmica demográfica e projeção da população por sexo, grupos etários, distritos e bairros (1950-2050). *Ipuf*.
- CASAN. (2021). *Relatório de ações da companhia*. [https://casan.com.br/ckfinder/userfiles/images/Noticias_Conteudo/relatório Lagoa da Conceição \(4\).pdf](https://casan.com.br/ckfinder/userfiles/images/Noticias_Conteudo/relatório_Lagoa_da_Conceição(4).pdf)
- Castro, R. O., Silva, M. L. da, & Araújo, F. V. de. (2018). Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. *Ocean Coast. Manag.*, 165(July), 385–400. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.09.013>
- Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 210, 223–253. <https://doi.org/10.3354/MEPS210223>
- Dantas, N. C. F. M., Duarte, O. S., Ferreira, W. C., Ayala, A. P., Rezende, C. F., & Feitosa, C. V. (2020). Plastic intake does not depend on fish eating habits: Identification of microplastics in the stomach contents of fish on an urban beach in Brazil. *Mar. Pollut. Bull.*, 153, 110959. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2020.110959>
- Dowarah, K., & Devipriya, S. P. (2019). Microplastic prevalence in the beaches of Puducherry, India and its correlation with fishing and tourism/recreational activities. *Mar. Pollut. Bull.*, 148, 123–133. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2019.07.066>
- Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., & Tassin, B. (2017). A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environ. Pollut.*, 221, 453–458. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., & Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. *Environ. Chem.*, 12(5), 592–

599. <https://doi.org/10.1071/EN14167>

- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., & Tassin, B. (2018). Synthetic and non-synthetic anthropogenic fibers in a river under the impact of Paris Megacity: Sampling methodological aspects and flux estimations. *Sci. Total Environ.*, *618*, 157–164. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.11.009>
- Dris, R., Imhof, H., Sanchez, W., Gasperi, J., Galgani, F., Tassin, B., Laforsch, C., Dris, R., Imhof, H., Sanchez, W., Gasperi, J., Galgani, F., Tassin, B., & Laforsch, C. (2015). Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-)plastic particles. *Environ. Chem.*, *12*(5), 539–550. <https://doi.org/10.1071/EN14172>
- Ecoando Sustentabilidade, LAFIC, LOQUI, & Veleiro Eco. (2021). *Nota técnica sobre o rompimento da barragem da CASAN*. UFSC. https://noticias.paginas.ufsc.br/files/2021/01/Nota-técnica-impactos-e-ações-necessárias-de-mitigação-e-restauração-da-lagoa-da-cocneição-e-sistema-de-dunas_UFSC-2.pdf
- EPA. (2012). 5.9 Conductivity | Monitoring & Assessment | US EPA. In *EPA*. <https://archive.epa.gov/water/archive/web/html/vms59.html>
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., & Amato, S. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Mar. Pollut. Bull.*, *77*(1–2), 177–182. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007>
- Fahrenfeld, N. L., Arbuckle-Keil, G., Naderi Beni, N., & Bartelt-Hunt, S. L. (2019). Source tracking microplastics in the freshwater environment. *TrAC - Trends Anal. Chem.*, *112*, 248–254. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.030>
- Fendall, L. S., & Sewell, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Mar. Pollut. Bull.*, *58*(8), 1225–1228. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2009.04.025>
- Figueiredo, G. M., & Vianna, T. M. P. (2018). Suspended microplastics in a highly polluted bay: Abundance, size, and availability for mesozooplankton. *Mar. Pollut. Bull.*, *135*(February), 256–265. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.020>
- Fontes, M. L. S., Cavellucci, R., Laurenti, A., Machado, E. C., Camargo, M. G., & Brandini,

- N. (2006). Detection of environmental impact on variations in dissolved nutrients and Chl-a in the Conceicao Lagoon, Florianopolis, SC, Brazil. *J. Coast. Res.*, 3(39), 1407–1411.
- Forrest, S. A., Holman, L., Murphy, M., & Vermaire, J. C. (2019). Citizen science sampling programs as a technique for monitoring microplastic pollution: results, lessons learned and recommendations for working with volunteers for monitoring plastic pollution in freshwater ecosystems. *Environ. Monit. Assess.*, 191(3). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7297-3>
- Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., & Boldgiv, B. (2014). High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Mar. Pollut. Bull.*, 85(1), 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>
- Fu, Z., & Wang, J. (2019). Current practices and future perspectives of microplastic pollution in freshwater ecosystems in China. *Sci. Total Environ.*, 691, 697–712. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.167>
- Gatidou, G., Arvaniti, O. S., & Stasinakis, A. S. (2019). Review on the occurrence and fate of microplastics in Sewage Treatment Plants. *J. Hazard. Mater.*, 367, 504–512. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.12.081>
- Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., van der Ploeg, M., van de Zee, S. E. A. T. M., & Ritsema, C. J. (2015). Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *Int. Soil Water Conserv. Res.*, 3(1), 57–65. <https://doi.org/10.1016/J.ISWCR.2015.03.002>
- Godoy, F. B., Franco, O. D., Da, M. H., & Da, L. (2009). *Modelagem Hidrológico-Hidrodinâmica Da Lagoa Da Conceição - Sc.* 105.
- Heskett, M., Takada, H., Yamashita, R., Yuyama, M., Ito, M., Geok, Y. B., Ogata, Y., Kwan, C., Heckhausen, A., Taylor, H., Powell, T., Morishige, C., Young, D., Patterson, H., Robertson, B., Bailey, E., & Mermoz, J. (2012). Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. *Mar. Pollut. Bull.*, 64(2), 445–448. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.11.004>

- Hitchcock, J. N. (2020). Storm events as key moments of microplastic contamination in aquatic ecosystems. *Sci. Total Environ.*, *734*, 139436. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139436>
- Horton, A., Svensden, C., Williams, R., Spurgeon, D., & Lahive, E. (2017). Microplastics in sediments of the low-lying Thames River Basin catchment, UK – abundance, sources 1 and methods for effective quantification. *Environ. Pollut.*, *114*.
- Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). (n.d.). *Banco de Dados Meteorológicos do INMET (BDMEP)*. Retrieved September 27, 2022, from <https://bdmep.inmet.gov.br/>
- Jeyavani, J., Sibiya, A., Shanthini, S., Ravi, C., Vijayakumar, S., Rajan, D. K., & Vaseeharan, B. (2021). A Review on Aquatic Impacts of Microplastics and Its Bioremediation Aspects. *Curr. Pollut. Reports 2021 73*, *7*(3), 286–299. <https://doi.org/10.1007/S40726-021-00188-2>
- Lawrence, C. R., & Neff, J. C. (2009). The contemporary physical and chemical flux of aeolian dust: A synthesis of direct measurements of dust deposition. *Chem. Geol.*, *267*(1–2), 46–63. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMGEO.2009.02.005>
- Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., & Schludermann, E. (2014). The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe’s second largest river. *Environ. Pollut.*, *188*, 177–181. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2014.02.006>
- Li, C., Busquets, R., & Campos, L. C. (2020). Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. *Sci. Total Environ.*, *707*, 135578. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.135578>
- Lin, C. T., Chiu, M. C., & Kuo, M. H. (2022). A Mini-Review of Strategies for Quantifying Anthropogenic Activities in Microplastic Studies in Aquatic Environments. *Polym. 2022, Vol. 14, Page 198*, *14*(1), 198. <https://doi.org/10.3390/POLYM14010198>
- LORENZEN, C. J. (1967). DETERMINATION OF CHLOROPHYLL AND PHEOPIGMENTS: SPECTROPHOTOMETRIC EQUATIONS. *Limnol. Oceanogr.*, *12*(2), 343–346. <https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343>

- Lorenzi, L., Reginato, B. C., Mayer, D. G., & Dantas, D. V. (2020). Plastic floating debris along a summer-winter estuarine environmental gradient in a coastal lagoon: how does plastic debris arrive in a conservation unit? *Environ. Sci. Pollut. Res.*, *27*(8), 8797–8806. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07708-5>
- Magni, S., Binelli, A., Pittura, L., Avio, C. G., Della Torre, C., Parenti, C. C., Gorbi, S., & Regoli, F. (2019). The fate of microplastics in an Italian Wastewater Treatment Plant. *Sci. Total Environ.*, *652*, 602–610. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.10.269>
- Manzolini, R. P., Portz, L., & Paiva, M. (2011). Oceanografia Química. In Danilo Koetz Calazans (Ed.), *ESTUDOS OCEANOGRÁFICOS: DO INSTRUMENTAL AO PRÁTICO* (1st ed.). Editora Textos.
- Mello, K. de, Taniwaki, R. H., Paula, F. R. de, Valente, R. A., Randhir, T. O., Macedo, D. R., Leal, C. G., Rodrigues, C. B., & Hughes, R. M. (2020). Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *J. Environ. Manage.*, *270*(March), 110879. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>
- Mendonça, M. P. (2021). *Efeito do Turismo nas Finanças Públicas no Município de Florianópolis*.
- Miller, E., Sedlak, M., Lin, D., Box, C., Holleman, C., Rochman, C. M., & Sutton, R. (2021). Recommended best practices for collecting, analyzing, and reporting microplastics in environmental media: Lessons learned from comprehensive monitoring of San Francisco Bay. *J. Hazard. Mater.*, *409*, 124770. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2020.124770>
- Peeken, I., Primpke, S., Beyer, B., Gütermann, J., Katlein, C., Krumpfen, T., Bergmann, M., Hehemann, L., & Gerdt, G. (2018). Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastic. *Nat. Commun.*, *9*(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03825-5>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, *11*(5), 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/HESS-11-1633-2007>
- Peters, C. A., & Bratton, S. P. (2016). Urbanization is a major influence on microplastic

- ingestion by sunfish in the Brazos River Basin, Central Texas, USA. *Environ. Pollut.*, *210*, 380–387. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.018>
- Pico, Y., Alfarhan, A., & Barcelo, D. (2019). Nano- and microplastic analysis: Focus on their occurrence in freshwater ecosystems and remediation technologies. *TrAC - Trends Anal. Chem.*, *113*, 409–425. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.08.022>
- Pojar, I., Kochleus, C., Dierkes, G., Ehlers, S. M., Reifferscheid, G., & Stock, F. (2021). Quantitative and qualitative evaluation of plastic particles in surface waters of the Western Black Sea. *Environ. Pollut.*, *268*, 115724. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2020.115724>
- Redfield, A. C. . (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.*, *46*(3), 205–221. <https://www.jstor.org/stable/27827150>
- Renzi, M., Pauna, V. H., Provenza, F., Munari, C., & Mistri, M. (2020). Marine litter in transitional water ecosystems: State of the art review based on a bibliometric analysis. *Water (Switzerland)*, *12*(2), 1–12. <https://doi.org/10.3390/w12020612>
- Rice, E. W., & Baird, R. B. (2017). Methods for the Examination of Water and Wastewater. In A. D. Eaton, L. S. Clesceri, & A. E. Greenberg (Eds.), *American Public Health Association, American Water Works* (Vol. 23). AWWA (American Water Works Association).
- Shi, H., Yu, D., Yin, L., Sui, Y., Liu, Y., Qiao, S., Wang, W., Zheng, W., & Ding, D. (2022). Source-sink process of microplastics in watershed-estuary-offshore system. *J. Clean. Prod.*, *338*, 130612. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130612>
- Silva-Cavalcanti, J. S., Silva, J. D. B., França, E. J. de, Araújo, M. C. B. de, & Gusmão, F. (2017). Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. *Environ. Pollut.*, *221*(December), 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.068>
- Silva, V. E. C. (2016). *Análise espaço temporal do estado trófico de uma laguna costeira subtropical: Lagoa da Conceição, Florianópolis, Santa Catarina.*
- Silva, V. E. C., Franco, D., Fonseca, A. L., Fontes, M. L., & Donnangelo, A. R. (2017). Space time evolution of the trophic state of a subtropical lagoon: Lagoa da Conceição,

Florianópolis Island of Santa Catarina, Brazil. *RBRH*, 22. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011716027>

Stovall, J. K., & Bratton, S. P. (2022). Microplastic Pollution in Surface Waters of Urban Watersheds in Central Texas, United States: A Comparison of Sites With and Without Treated Wastewater Effluent. *Front. Anal. Sci.*, 0, 2. <https://doi.org/10.3389/FRANS.2022.857694>

Strokal, M., Bai, Z., Franssen, W., Hofstra, N., Koelmans, A. A., Ludwig, F., Ma, L., van Puijenbroek, P., Spanier, J. E., Vermeulen, L. C., van Vliet, M. T. H., van Wijnen, J., & Kroeze, C. (2021). Urbanization: an increasing source of multiple pollutants to rivers in the 21st century. *Npj Urban Sustain.* 2021 11, 1(1), 1–13. <https://doi.org/10.1038/s42949-021-00026-w>

Sul, J. A. I. do, & Costa, M. F. (2013). Plastic pollution risks in an estuarine conservation unit. <https://doi.org/10.2112/SI65-009.1>, 65(sp1), 48–53. <https://doi.org/10.2112/SI65-009.1>

Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., & Koistinen, A. (2017). How well is microlitter purified from wastewater? - A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Res.*, 109, 164–172. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2016.11.046>

Turner, J. T., Tester, P. A., & Ferguson, R. L. (1988). The marine cladoceran *Penilia avirostris* and the “microbial loop” of pelagic food webs1. *Limnol. Oceanogr.*, 33(2), 245–255. <https://doi.org/10.4319/lo.1988.33.2.0245>

Vidal, C., Lozoya, J. P., Tesitore, G., Goyenola, G., & Teixeira-De-mello, F. (2021). Incidence of Watershed Land Use on the Consumption of Meso and Microplastics by Fish Communities in Uruguayan Lowland Streams. *Water* 2021, Vol. 13, Page 1575, 13(11), 1575. <https://doi.org/10.3390/W13111575>

Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A. D., Winther-Nielsen, M., & Reifferscheid, G. (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environ. Sci. Eur.*, 26(1), 1–9. <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7>

- Wang, F., Lai, Z., Peng, G., Luo, L., Liu, K., Huang, X., Xu, Y., Shen, Q., & Li, D. (2021). Microplastic abundance and distribution in a Central Asian desert. *Sci. Total Environ.*, *800*, 149529. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.149529>
- Wang, L., Li, H., Dang, J., Zhao, Y., Zhu, Y., Qiao, P., & Feng, C. (2020). Effects of Urbanization on Water Quality and the Macrobenthos Community Structure in the Fenhe River, Shanxi Province, China. *J. Chem.*, *2020*. <https://doi.org/10.1155/2020/8653486>
- Wu, D., Wang, T., Wang, J., Jiang, L., Yin, Y., & Guo, H. (2021). Size-dependent toxic effects of polystyrene microplastic exposure on *Microcystis aeruginosa* growth and microcystin production. *Sci. Total Environ.*, *761*, 143265. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.143265>
- Wu, P., Huang, J., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., He, F., Chen, H., Quan, G., Yan, J., Li, T., & Gao, B. (2019). Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, *184*(April), 109612. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109612>
- Yonkos, L. T., Friedel, E. A., Perez-Reyes, A. C., Ghosal, S., & Arthur, C. D. (2014). Microplastics in four estuarine rivers in the Chesapeake Bay, U.S.A. *Environ. Sci. Technol.*, *48*(24), 14195–14202. https://doi.org/10.1021/ES5036317/SUPPL_FILE/ES5036317_SI_001.PDF

CAPÍTULO 2

Avaliação do risco de ingestão de microplásticos pelo zooplâncton em uma laguna subtropical

Daniela Grijó de Castro; Sara Ruth dos Passos; Lorena Pinheiro Silva; Andrea Santarosa Freire; Nei Kavaguichi Leite

Resumo

A ampla distribuição ambiental dos microplásticos (plásticos < 5 mm) têm pressionado os ecossistemas a lidarem com compostos químicos sintéticos, que fluem pelas cadeias tróficas. Devido às suas dimensões, os microplásticos são capazes de interagir com animais microscópicos, como o zooplâncton. No entanto, o risco de ingestão de microplásticos pelo zooplâncton em ambiente natural permanece pouco estudado. No presente estudo, nós avaliamos o risco de ingestão de microplásticos (> 20 µm) pelo zooplâncton, utilizando as razões de tamanho entre predador e presa para táxons específicos, conforme dados disponíveis na literatura, e das taxas de encontro possível com microplásticos biodisponíveis. A avaliação foi feita em uma laguna costeira subtropical entre abril e junho de 2021, para os táxons Calanoida, Cyclopoida, Harpacticoida, Rotifera, Cladocera e Appendicularia. O presente estudo demonstra que a presença de microplásticos na laguna é persistente, porém o risco de ingestão de microplásticos pela comunidade mostrou-se variável temporalmente. Os maiores riscos de ingestão ocorreram em abril e junho, quando as concentrações de microplásticos foram mais elevadas (0,098 e 0,377 part./L, respectivamente). Considerando os critérios utilizados, os grupos mais suscetíveis à ingestão de microplásticos foram Calanoida, Harpacticoida e Appendicularia. Os valores indicam que o número de microplásticos biodisponíveis para cada um destes grupos em junho foi superior à abundância dos próprios grupos, chegando a ser 5x superior para Harpacticoida, o que tem importantes implicações ecológicas. A metodologia empregada oferece *insights* sobre a capacidade dos microplásticos impactarem ou não o ecossistema local e tem potencial de aplicação em outros ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: poluição, impacto ambiental, gestão ambiental, bacias hidrográficas, ecossistema aquático, cadeias alimentares.

Introdução

Os microplásticos, definidos como plásticos menores que 5 mm, são poluentes emergentes amplamente distribuídos nos ecossistemas (Barnes et al., 2009; Wagner et al., 2014). Eles podem alcançar os ecossistemas aquáticos costeiros por uma variedade de vias, como o escoamento terrestre através de rios, o transporte atmosférico, as trocas com o oceano e o descarte direto e indiscriminado de resíduos plásticos (Allen et al., 2020; Brahney et al., 2021; Lebreton et al., 2017; Renzi et al., 2020b). Uma vez presentes nesses ambientes, os microplásticos são capazes de interagir com a biota, podendo gerar impactos do nível sub-celular ao nível dos ecossistemas (Galloway et al., 2017).

Os microplásticos apresentam a mesma faixa de tamanho de componentes do plâncton, que são recursos alimentares para uma ampla diversidade de espécies (Kokalj et al., 2018). A ingestão de microplásticos pela biota está diretamente relacionada às propriedades morfológicas e à concentração das partículas plásticas, além das preferências de forrageamento dos organismos (Setälä et al., 2016). Dentre os invertebrados de ecossistemas costeiros, o zooplâncton de livre natação apresenta o maior risco de ingestão de microplásticos (Setälä et al., 2016).

Os organismos que compõem o zooplâncton ocupam uma posição chave nas teias tróficas por serem o principal elo entre produtores primários e os demais níveis tróficos (Chew et al., 2012; Maar et al., 2004; Puspasari, 2012). Com ciclo de vida curto, eles respondem rapidamente às alterações ambientais e exercem papel fundamental no ciclo de nutrientes e no fluxo de energia (Hirst, 1996; Sodré & Bozelli, 2019). Devido a essas características, a ingestão de microplásticos pelo zooplâncton representa um risco ao equilíbrio de todo o ecossistema aquático, especialmente em sistemas hídricos já impactados pela ação antrópica.

O tamanho corporal é uma das características mais importantes do zooplâncton. Esse traço morfológico responde a diversas características ambientais e está correlacionado com características fisiológicas e com o impacto do zooplâncton nas funções dos ecossistemas (Sodré & Bozelli, 2019). O tamanho corporal também está intimamente relacionado à seleção alimentar destes organismos, de modo que o tamanho preferencial de presas de grupos taxonômicos específicos pode ser previsto pelas razões de tamanho entre predador e presa (Hansen et al., 1994; Lombard et al., 2011). Nesse sentido, o tamanho das partículas plásticas

é um fator chave no risco de ingestão de microplásticos pelo zooplâncton (Figueiredo & Vianna, 2018).

Devido ao processo de fragmentação, inerente aos materiais plásticos, os microplásticos tendem a aumentar sua concentração nas menores faixas de tamanho (Materić et al., 2022). A fragmentação de 1 microplástico de 190 μm pode resultar na formação de mais de mil microplásticos de 8 μm , em aproximadamente quatro meses (Menzel et al., 2022). A liberação de nanoplásticos ($< 1000 \text{ nm}$) no ambiente pode ser até sete ordens de grandeza superior à liberação de microplásticos (Yang et al., 2021). Dessa forma, os microplásticos podem ocorrer nos ambientes naturais em tamanhos equivalentes ou inferiores ao do zooplâncton, sendo possível sua ingestão por esses organismos.

Além do tamanho, a quimiodeteção desempenha um papel importante na detecção de presas de alguns grupos taxonômicos (Jackson & Kiørboe, 2004; Steinke et al., 2006; Svensen & Kiørboe, 2000). Nestes casos, a ingestão acidental de microplásticos pode ocorrer devido à formação de biofilme na superfície das partículas plásticas, o que confunde os predadores (Vroom et al., 2017a). O desenvolvimento de comunidades microbianas na superfície dos microplásticos tem sido reportada na literatura científica e sido referenciada como “plastisfera” (Canniff & Hoang, 2018; Dąbrowska, 2021; Oberbeckmann et al., 2014; Zettler et al., 2013). A formação da plastisfera, somada à fragmentação dos microplásticos, pode favorecer sua ingestão pela comunidade zooplancônica ao longo do tempo nos ambientes naturais (Vroom et al., 2017a).

A ingestão de microplásticos pelo zooplâncton no ambiente natural tem sido reportada em diferentes estudos. A primeira evidência documentada foi reportada por Kosore et al. (2018) no mar do Quênia. Neste estudo, um total de 129 partículas plásticas foram encontradas ingeridas por Chaetognatha, Copepoda, Amphipoda e larvas de peixes, em abundâncias de 0,46, 0,33, 0,22 e 0,16 partículas.ind⁻¹. Outros resultados reportam a ingestão de microplásticos por anfípodas na Antártica (Jones-Williams et al., 2020), por anfípodas e copépodes no Ártico (Botterell et al., 2022) e por cinco diferentes táxons no Canadá (Mahara et al., 2022).

Os riscos de ingestão expõem o zooplâncton aos possíveis efeitos adversos provocados pelos microplásticos. Até o momento atual, estudos indicam que a exposição aos microplásticos são raramente letais, mas podem afetar negativamente o zooplâncton, reduzindo sua

alimentação e esgotando os estoques de energia, com efeitos indiretos para a fecundidade e o crescimento (Cole et al., 2015; Galloway et al., 2017). Dessa forma, os microplásticos podem desequilibrar os fluxos de nutrientes e energia, desestabilizando também o fornecimento de serviços ecossistêmicos (Sridharan et al., 2021).

A intensidade do impacto negativo dos microplásticos é, frequentemente, inversamente proporcional ao tamanho dos microplásticos e diretamente proporcional ao tempo de exposição (Eltemsah & Bøhn, 2019; Jaikumar et al., 2018; Jeong et al., 2016). Os efeitos adversos mais severos, incluindo letalidade, são observados em concentrações de microplásticos superiores às reportadas atualmente no ambiente natural (Botterell et al., 2019; Castro et al. *in prep*). No entanto, a emissão constante de microlásticos nos ecossistemas e sua tendência de fragmentação fazem destes resultados um sinal de alerta.

Os microplásticos podem ainda se acumular nos organismos e serem transferidos entre os níveis tróficos (Jemec et al., 2016; Kim et al., 2022; Setälä et al., 2014). Nesse sentido, a entrada de microplásticos na cadeia trófica pode ocorrer tanto a partir da ingestão direta quanto indiretamente, através da transferência trófica. Considerando a posição chave ocupada pelo zooplâncton nas teias tróficas, a investigação das possíveis relações desta comunidade com os microplásticos torna-se imperativa.

Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o risco de ingestão de microplásticos pela comunidade zooplanctônica em uma laguna costeira subtropical. Para isso, foram avaliadas as relações de tamanho e a abundância de microplásticos e de quatro táxons do zooplâncton na área de estudo. As hipóteses norteadoras do estudo foram que os microplásticos estão presentes na laguna e biodisponíveis, na faixa de tamanho estudada (0,002 – 5 mm), em abundâncias que possibilitam sua ingestão pelo zooplâncton.

Material e Métodos

Área de estudo e delineamento amostral

O estudo foi realizado na Lagoa da Conceição, localizada em Florianópolis (27°34'S 48°26'W), Santa Catarina, sul do Brasil (Figura 1). O clima da região é classificado como subtropical úmido, caracterizado pela tendência de densidade de chuvas no verão, porém sem estação seca definida (Peel et al., 2007).

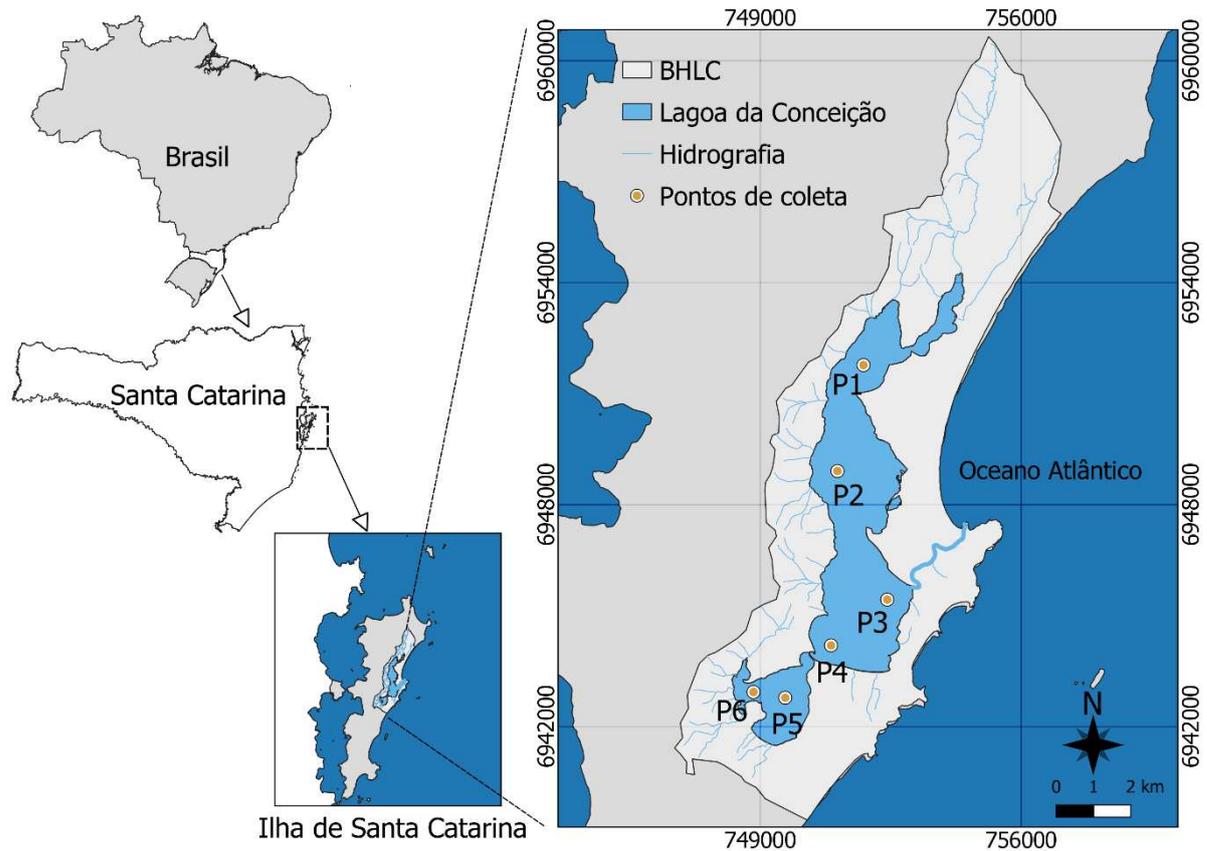


Figura 1 - Localização da Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição (BHLC) e dos pontos de coleta no norte (P1 e P2), no centro (P3 e P4) e no sul (P5 e P6) da laguna.

A Lagoa da Conceição é uma laguna costeira estrangulada, de aproximadamente 20 km² de lâmina d'água, profundidade média de 1,7 m e máxima de 8,3 m, sendo dividida nas regiões Norte, Centro e Sul, de acordo com seus padrões geomorfológicos e biogeoquímicos (Cabral et al., 2019; Odebrecht & Caruso, 1987). A região central da laguna é conectada ao oceano Atlântico pelo meandrante, estreito e longo Canal da Barra da Lagoa, que atenua 95% da maré astronômica (Godoy et al., 2009). Devido à construção de molhes no Canal da Barra em 1982, o fluxo da laguna com o oceano dá-se durante todo o ano (Odebrecht & Caruso, 1987). Caracterizada por apresentar elevado tempo de residência associado a pequenas taxas de renovação de água, possui tendência para o acúmulo de nutrientes e partículas provenientes do escoamento terrestre (Silva et al., 2017).

As coletas foram realizadas em seis pontos amostrais da laguna, sendo dois na região norte, dois na região centro e dois na região sul. A amostragem ocorreu nos meses de abril, junho, setembro, outubro e novembro de 2021, totalizando cinco campanhas e 30 amostras.

Variáveis ambientais

Informações dos índices pluviométricos foram utilizadas para caracterização das condições meteorológicas. As informações foram obtidas através do Banco de Dados Meteorológicos do Instituto Nacional de Meteorologia, referente à estação FLORIANÓPOLIS A806 (INMET).

Coleta das amostras

A coleta se deu por meio de arrasto horizontal na superfície com rede de plâncton (30 cm de diâmetro x 70 cm de comprimento) e fluxometro acoplado. Para a coleta do microplástico, foi utilizada rede de 20 μm de abertura de malha, e para a coleta do zooplâncton, foi utilizada rede de 53 μm . As redes foram emparelhadas à lateral do barco, uma em cada bordo, e arrastadas simultaneamente durante dois minutos, em velocidade não superior a 2 nós.

Às amostras de zooplâncton, foi adicionada água gaseificada antes da fixação em solução de formalina (concentração final de 4%) para evitar a contração dos organismos zooplanctônicos no momento da fixação (Cetesb, 2011). As amostras de zooplâncton e de microplásticos foram concentradas em 100 mL.

Análise das amostras

As amostras de microplásticos foram submetidas às etapas de tratamento: separação por densidade, filtração e degradação parcial da matéria orgânica em peróxido de hidrogênio 30%. As partículas foram visualmente identificadas como microplásticos e classificadas em fragmento, fibra, filme ou esfera de acordo com os critérios estabelecidos por Horton et al. (2017). A análise foi realizada sob microscópio óptico com câmera acoplada, em objetivas de no mínimo 4x (aumento de 40x) e no máximo 20x (aumento de 200x). Os microplásticos tiveram suas dimensões de comprimento e largura aferidos para cálculo de seus respectivos diâmetros esféricos equivalentes (DEE). Aqueles maiores que 1 mm, visíveis a olho nu e passíveis de manipulação foram selecionadas para análise por meio de espectroscopia de absorção no infravermelho médio (FT-IR) com refletância total atenuada (ATR) (Asamoah et al., 2021). A metodologia utilizada para tratamento e análise dos microplásticos foi descrita em detalhes em Castro et al. (2021, *em prep*). A densidade dos microplásticos foi expressa em termos de partícula por litro (part./L).

Os organismos zooplancctônicos foram identificados e quantificados em câmara de Sedwick-rafter a partir de subamostras de 1 ml. Análise foi realizada sob microscópio óptico com câmara acoplada e objetiva de 4x (aumento de 40x). A identificação do zooplâncton se deu até o menor nível taxonômico possível utilizando literaturas especializadas (Fraser, 1981; Shiel, 1995). A quantificação dos taxa seguiu até que fossem atingidos 100 indivíduos do táxon dominante na amostra e, no mínimo, 10% da amostra fosse analisada (Frontier, 1981). A densidade dos grupos foi expressa em termos de indivíduos por litro (ind.L⁻¹).

Alguns grupos taxonômicos foram selecionados para avaliação da biodisponibilidade dos microplásticos. A seleção foi baseada em dois critérios: grupos que apresentassem a maior abundância; grupos de diferentes níveis tróficos ou modo de alimentação. Ao menos 30 indivíduos de cada grupo foram aleatoriamente selecionados e tiveram suas dimensões de comprimento e largura aferidos com uso do *software ImageJ*. As dimensões corporais dos organismos foram utilizadas para cálculo do tamanho preferencial de presas, a partir de seus diâmetros esféricos equivalentes (DEE) (Hansen et al., 1994).

Biodisponibilidade de microplásticos ao zooplâncton

A biodisponibilidade, aqui entendida como a equivalência de tamanho entre presas naturais do zooplâncton e microplásticos, foi calculada com base nos DEEs dos organismos zooplancctônicos e dos microplásticos (Figueiredo & Vianna, 2018). O DEE foi calculado conforme proposto por Hansen et al. (1994). Os copépodes *Acartia*, *Temora*, *Oithona* e *Euterpina acutifrons* Dana, 1987, os rotíferos *Brachionus* e *Synchaeta*, o cladócero *Evadne* e o apendiculário *Oikopleura* foram selecionados para esta avaliação. A faixa de tamanho preferencial de presas de cada grupo foi calculada conforme as razões predador:presa obtidas na literatura (Tabela 1). Foram classificados como biodisponíveis os microplásticos que apresentassem DEE entre o tamanho mínimo e máximo de presas de cada grupo estudado.

Tabela 1 – Razões predador:presa referentes aos tamanhos mínimo, ótimo e máximo de presas de Copepoda, Rotifera, do cladócero *Evadne* e do apendiculário *Oikopleura*, com suas respectivas referências.

Grupo	Razão predador:presa (tamanho mínimo, ótimo e máximo de presas)	Referência
--------------	--------------------------------------------------------------------------------	-------------------

Copepoda	33:1, 18:1 e 10:1	Hansen et al. (1994)
Rotifera	42:1, 18:1 e 8:1	Hansen et al. (1994)
Cladocera (<i>Evadne</i>)	17:1, 9:1 ^a e 1:1	Nival & Ravera (1979); Nielsen (1991); Hansen et al. (1994)
Appendicularia (<i>Oikopleura</i>)	0,04% (2500:1), 1,2% (83:1) e 20% (5:1) do DEE corporal do predador ^b	Lombard et al. (2011)

^a Os autores apresentam as razões para tamanhos mínimo e máximo de presas. Foi adotada a razão intermediária de 9:1 como o tamanho ótimo de presas.

^b As razões predador:presa, entre parênteses, foram calculadas com base nas porcentagens apresentadas pelos autores, a fim de padronização com as demais referências.

Taxa de encontro possível entre microplásticos e zooplâncton

A taxa de encontro possível (TEP) define a razão entre o número de microplásticos e o número de organismos zooplancônicos do táxon estudado, em um litro de água. Este valor é expresso em porcentagem. A taxa de encontro possível entre microplásticos e organismos planctônicos tem sido amplamente utilizada em estudos (Collignon et al., 2014; Jones-Williams et al., 2020; Kang et al., 2015; Moore et al., 2001). No presente estudo, devido ao objetivo de avaliar o risco de ingestão de microplásticos pelo zooplâncton, a taxa de encontros possíveis foi calculada com base na densidade de microplásticos biodisponíveis.

Análises estatísticas

A normalidade dos dados foi testada utilizando o teste de Shapiro-Wilk, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$). Os resultados foram expressos em termos de média \pm desvio padrão, para as variáveis paramétricas, e em termos de média, para as variáveis não-paramétricas. Os resultados de biodisponibilidade e da taxa de encontros possíveis foram apresentados em termos de porcentagem, em gráficos de distribuição de frequências. As análises estatísticas e os gráficos foram realizados no *software RStudio* versão 1.3.1093.

Resultados

Variáveis meteorológicas

Abril foi o mês mais quente (Temp. média = 22,5°C) e com menor precipitação acumulada (13,0 mm), enquanto junho foi o mês mais frio (Temp. média = 17,5 °C) e com maior precipitação (121,6 mm), enquanto os outros meses tiveram valores intermediários (Figura 2).

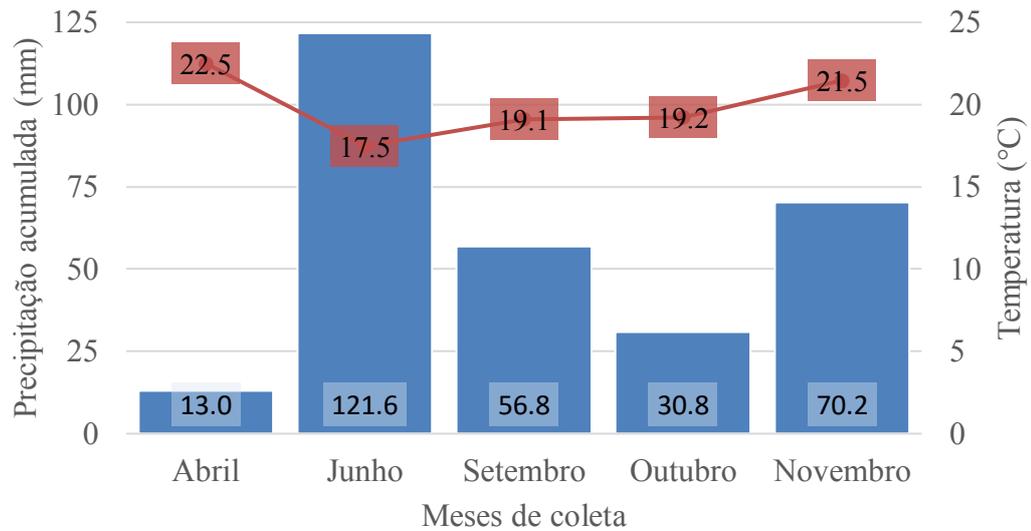


Figura 2 – Distribuição da precipitação acumulada (nos sete dias anteriores à coleta) e da temperatura atmosférica média na Lagoa da Conceição durante os meses amostrados. Fonte: INMET.

Microplásticos e zooplâncton na laguna

Os microplásticos estiveram presentes em todas as amostras. Os tipos observados foram fragmentos, fibras e filmes, com predomínio de fragmentos e fibras. A densidade e o perfil de microplásticos variaram entre os pontos de coleta, com tendência de menor concentração na região sul (P5 e P6), em comparação às regiões norte (P1 e P2) e centro (P3 e P4). A maior densidade média foi de 0,053 part./L, em P4, e a menor foi de 0,0167 part./L, em P6 (Figura 3).

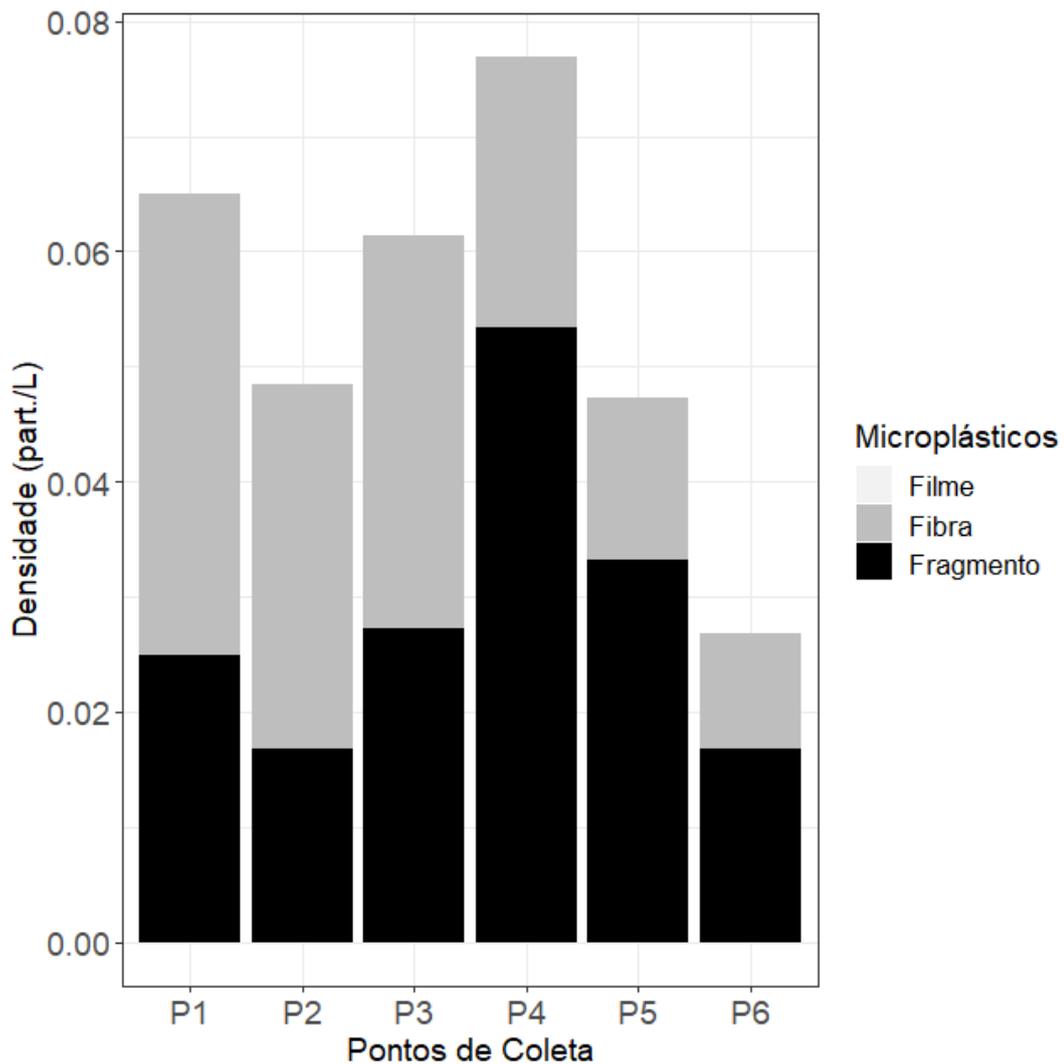


Figura 3 – Densidade média de microplásticos entre os pontos amostrais na Lagoa da Conceição, nas regiões norte (P1 e P2), centro (P3 e P4) e sul (P5 e P6).

Foi observada grande variação temporal tanto no perfil quanto na concentração de microplásticos. Em abril, houve predominância de fibras em toda laguna, enquanto nos demais meses os fragmentos foram predominantes na maioria dos pontos amostrais. Os filmes estiveram presentes apenas nas coletas de abril, em P6, e setembro, em P1 e P4, em densidades inferiores a 0,001 part./L. A densidade de microplásticos variou em até 3 ordens de grandeza entre os meses. As maiores densidades foram observadas em abril e junho, alcançando 0,098 e 0,377 part./L, respectivamente, enquanto nos demais meses a densidade de microplásticos não ultrapassou 0,003 part./L (Figura 4).

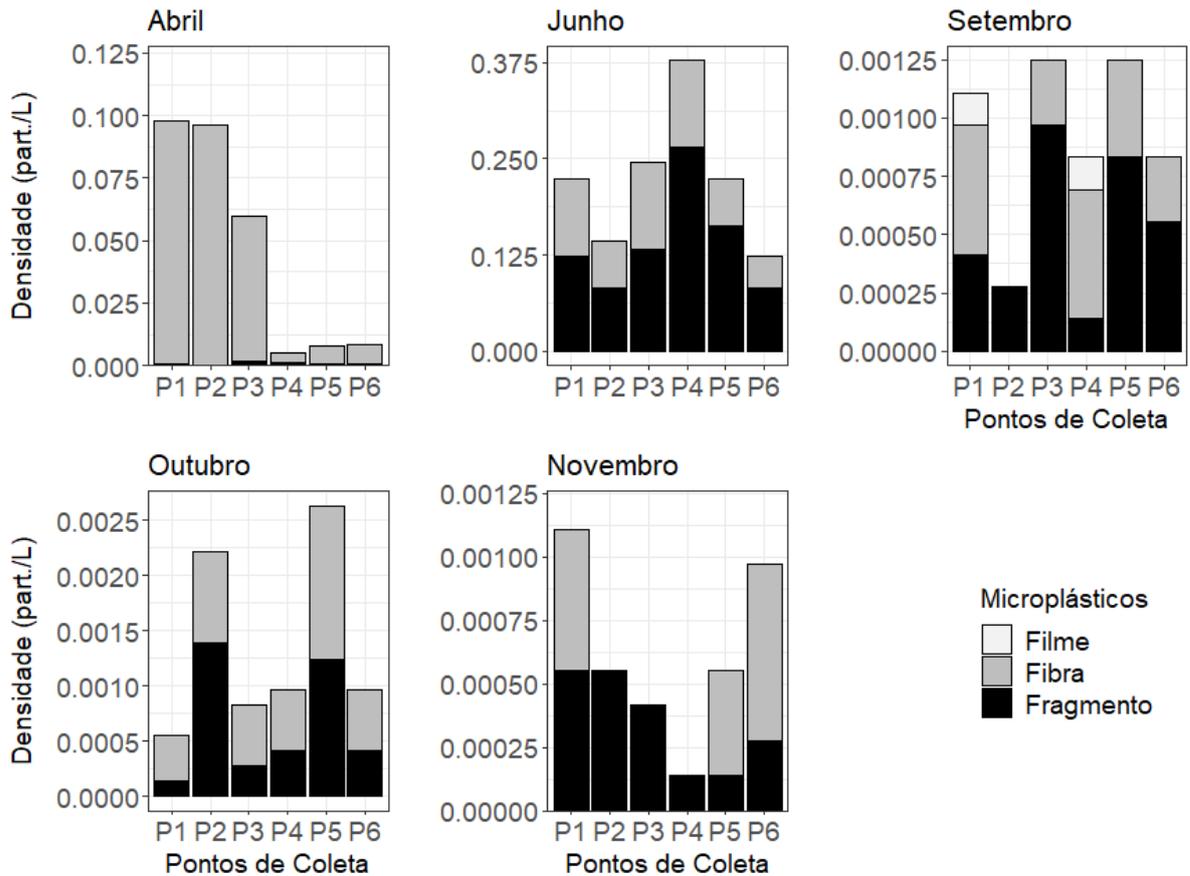


Figura 4 – Densidade dos tipos de microplásticos (filme, fibra e fragmento) observados na Lagoa da Conceição nas coletas de abril, junho, setembro, outubro e novembro de 2021. Observe que os eixos y apresentam diferentes escalas para cada mês.

A densidade total do zooplâncton foi pelo menos 10x superior à densidade de microplásticos, em todas as amostras. Houve maior abundância de organismos na região sul da laguna, em comparação às regiões norte e centro, com tendência a setorização de alguns grupos. Foram registrados Copepoda, Mollusca (larvas), Polychaeta (larvas), Rotifera, Cnidaria (larvas), Appendicularia, Cirripedia (larvas), Cladocera e outros. Copepoda foi o principal representante da comunidade zooplanctônica, apresentando densidade de até 15,46 ind./L, em P5. Cladocera foi o grupo menos abundante e mais raro, apresentando densidade média máxima de 0,04 ind./L (Figura 5).

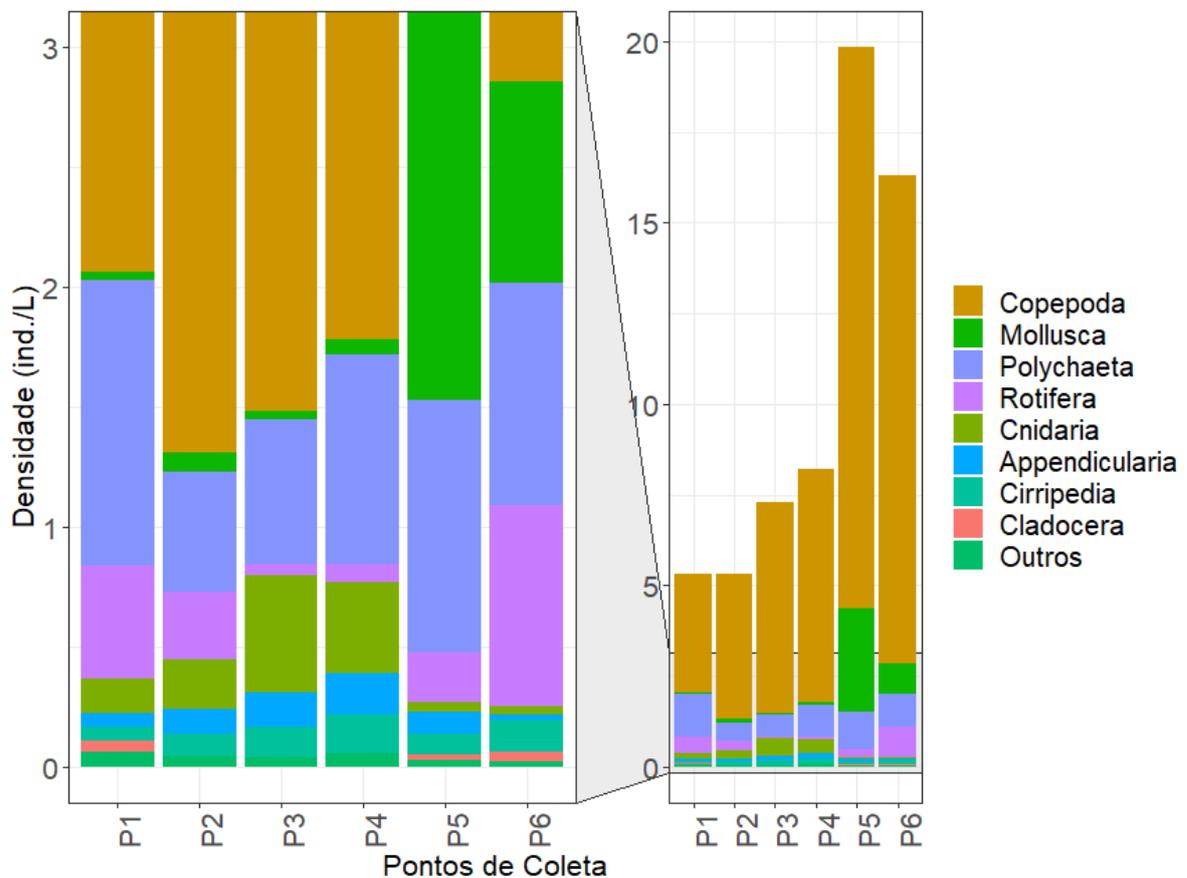


Figura 5 – Densidade média dos grupos taxonômicos nos pontos amostrais da Lagoa da Conceição, nas regiões norte (P1 e P2), centro (P3 e P4) e sul (P5 e P6).

Rotifera, larvas de Polychaeta e Mollusca, especialmente larvas de Bivalvia, alternaram-se como segundo táxon dominante. Polychaeta teve distribuição similar entre os pontos, enquanto larvas de Bivalvia se concentraram no sul e Rotifera no norte e no sul. Dentre os táxons menos abundantes, Appendicularia, representada pelo gênero *Oikopleura*, e larvas de Cirripedia se distribuíram amplamente, enquanto Cladocera se restringiu às regiões norte e sul e Cnidaria esteve ausente da região sul.

Copepoda apresentou dominância da ordem Cyclopoida em todos os pontos amostrais (7,25 ind./L), seguida das ordens Calanoida (0,81 ind./L) e Harpacticoida (0,05 ind./L). Houve predomínio de Cyclopoida durante a maior parte do período amostrado, exceto em junho, quando houve predomínio de Calanoida. Qualitativamente, os copépodes foram identificados a nível de gênero, sendo observados principalmente os calanóides *Acartia* e *Temora*, o ciclopóide *Oithona* e o harpacticóide *Euterpina acutifrons* (Figura 6).

Rotifera apresentou dominância de *Synchaeta* nos setores norte (0,33 ind./L) e centro (0,04 ind./L), enquanto no setor sul houve dominância de *Brachionus* (0,37 ind./L) e outros gêneros (0,13 ind./L). *Oikopleura* registrou maior densidade na região central (0,10 ind/L), onde os outros grupos foram menos abundantes. Os cladóceros *Penilia* e *Evadne* tiveram ocorrência pontual. *Penilia* ocorreu ao norte, em junho, e ao centro, em outubro (0,01 ind./L). Já *Evadne* ocorreu ao sul, em setembro, e nas três regiões da laguna, em outubro (0,01 ind./L) (Figura 6).

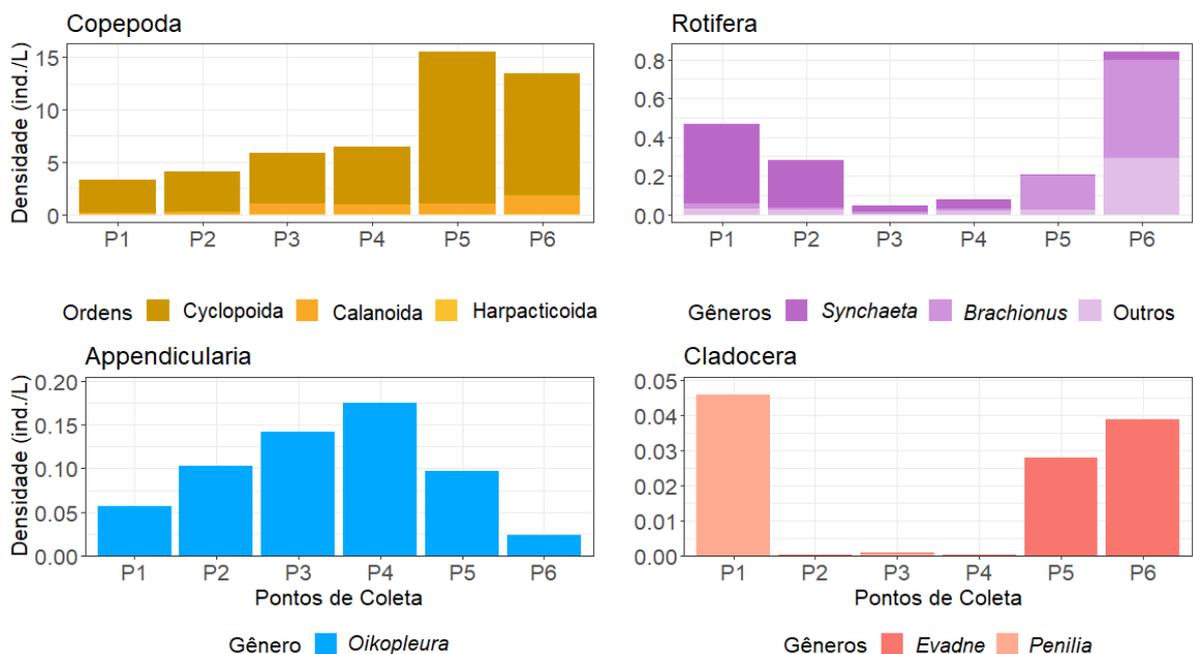


Figura 6 - Distribuição das ordens de Copepoda e dos gêneros de Rotifera, Appendicularia e Cladocera entre os pontos amostrados. Observe as diferenças nas escalas do eixo y.

Assim como os microplásticos, a comunidade zooplânctônica apresentou ampla variação temporal na laguna. Apesar da dominância espacial de Copepoda, Rotifera foi o grupo dominante em abril, havendo baixa densidade total de indivíduos (máximo de ~3 ind/L). Em junho, os copépodes tornaram-se o grupo dominante, com a comunidade ainda apresentando baixas densidades totais (máximo de ~8 ind/L). A partir de setembro, a comunidade apresentou um grande aumento na densidade total indivíduos (até 40 ind./L), havendo a manutenção dos copépodes como grupo dominante. Em novembro, a densidade diminuiu e há maior diversidade

de táxons em geral, com exceção da dominância de larvas véliger de Mollusca no sul da laguna (Figura 7).

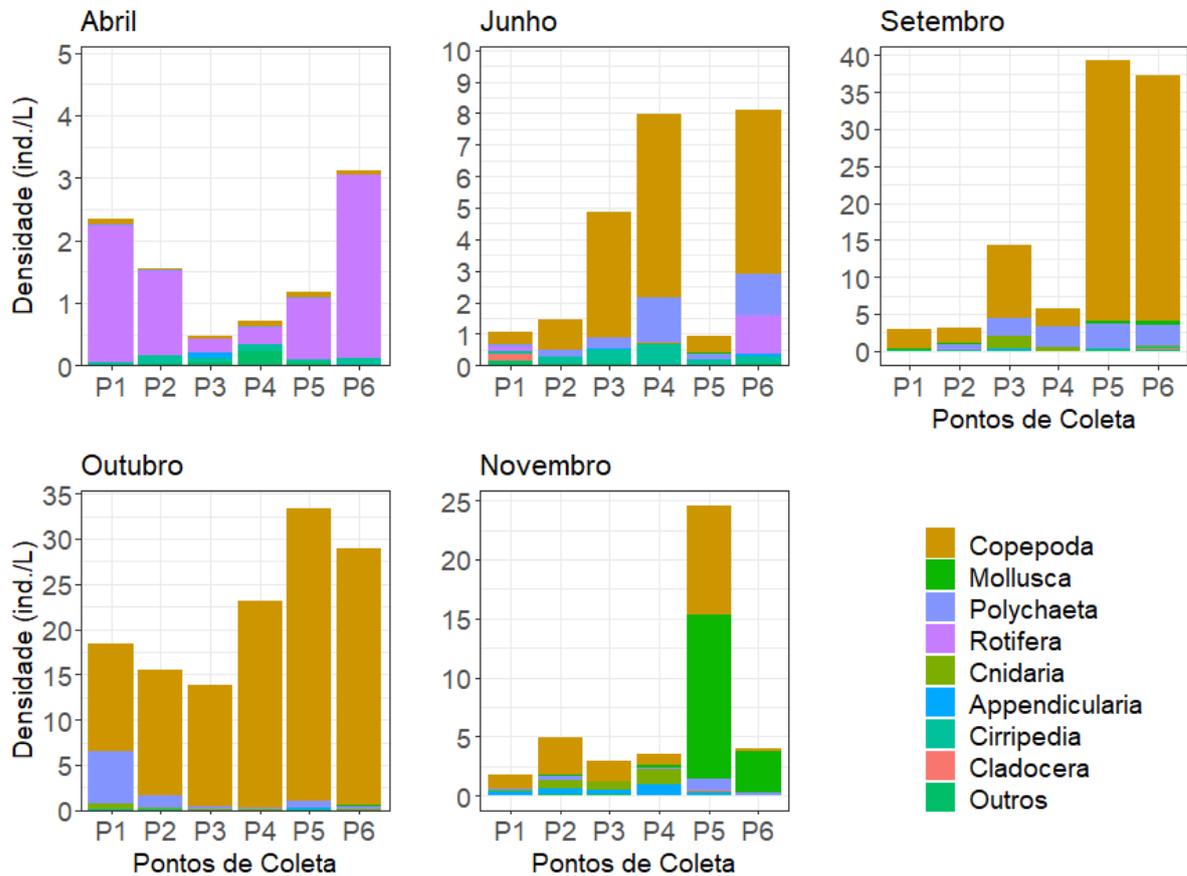


Figura 7 – Variação temporal da densidade dos táxons nos pontos amostrais da Lagoa da Conceição, nas regiões norte (P1 e P2), centro (P3 e P4) e sul (P5 e P6), em 2021. Observe as diferentes escalas do eixo y.

Biodisponibilidade dos microplásticos ao zooplâncton

O DEE médio da comunidade variou de 131,31 μm ($\pm 18,11$) em Rotifera a 376,43 μm ($\pm 92,36$) em Calanoida. O DEE médio dos microplásticos foi de 68,32 μm ($\pm 47,12$), variando de 9,62 μm a 625,30 μm (Figura 8).

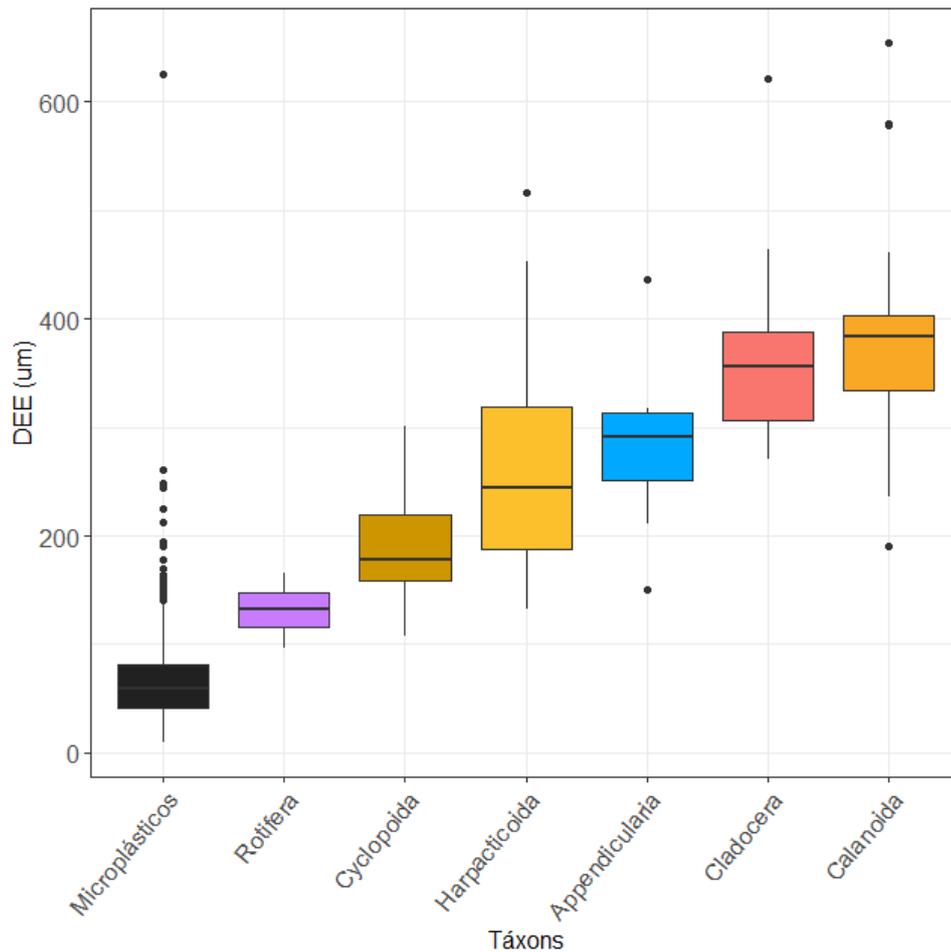


Figura 8 – Distribuição de tamanho (μm) dos táxons e dos microplásticos, pelos seus respectivos diâmetros esféricos equivalentes (DEE).

A faixa de tamanho preferencial de presas dos táxons foi mais ampla do que a faixa de tamanho dos microplásticos, em ambos os limites inferior e superior. O menor tamanho de presa foi estimado para Appendicularia, sendo $0,06 \mu\text{m}$, enquanto o maior tamanho de presas foi estimado para *Evadne*, sendo $620,89 \mu\text{m}$. A distribuição dos tamanhos mínimo, ótimo e máximo calculados para as presas de cada grupo está apresentado na Figura 9.

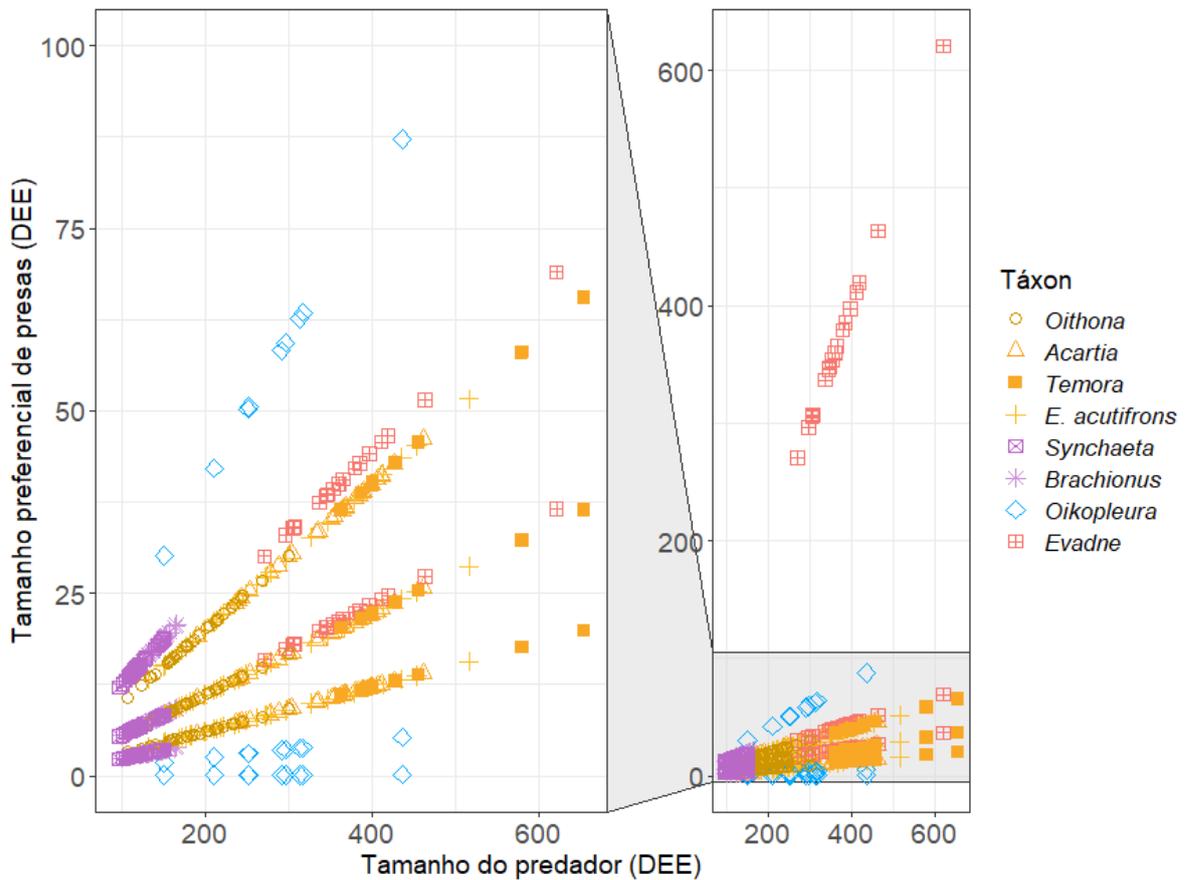


Figura 9 – Relação de tamanho entre predador e presas dos táxons, em termos de diâmetro esférico equivalente (DEE). O agrupamento dos táxons em linhas indica o tamanho mínimo (linha inferior), ótimo (linha intermediária) e máximo (linha superior) estimado para suas presas. As cores identificam os níveis taxonômicos superiores: Cyclopoida (*Oithona*), Calanoida (*Acartia* e *Temora*), Harpacticoida (*E. acutifrons*), Rotifera (*Synchaeta* e *Brachionus*), Appendicularia (*Oikopleura*) e Cladocera (*Evadne*).

A frequência dos microplásticos foi expressivamente maior quanto menor o seu tamanho, até 50 μm . Entre 20 e 50 μm , houve uma redução da frequência. A equivalência do tamanho preferencial de presas dos grupos e dos microplásticos ocorreu principalmente entre 20 e 50 μm , menor faixa de tamanho investigada no presente estudo.

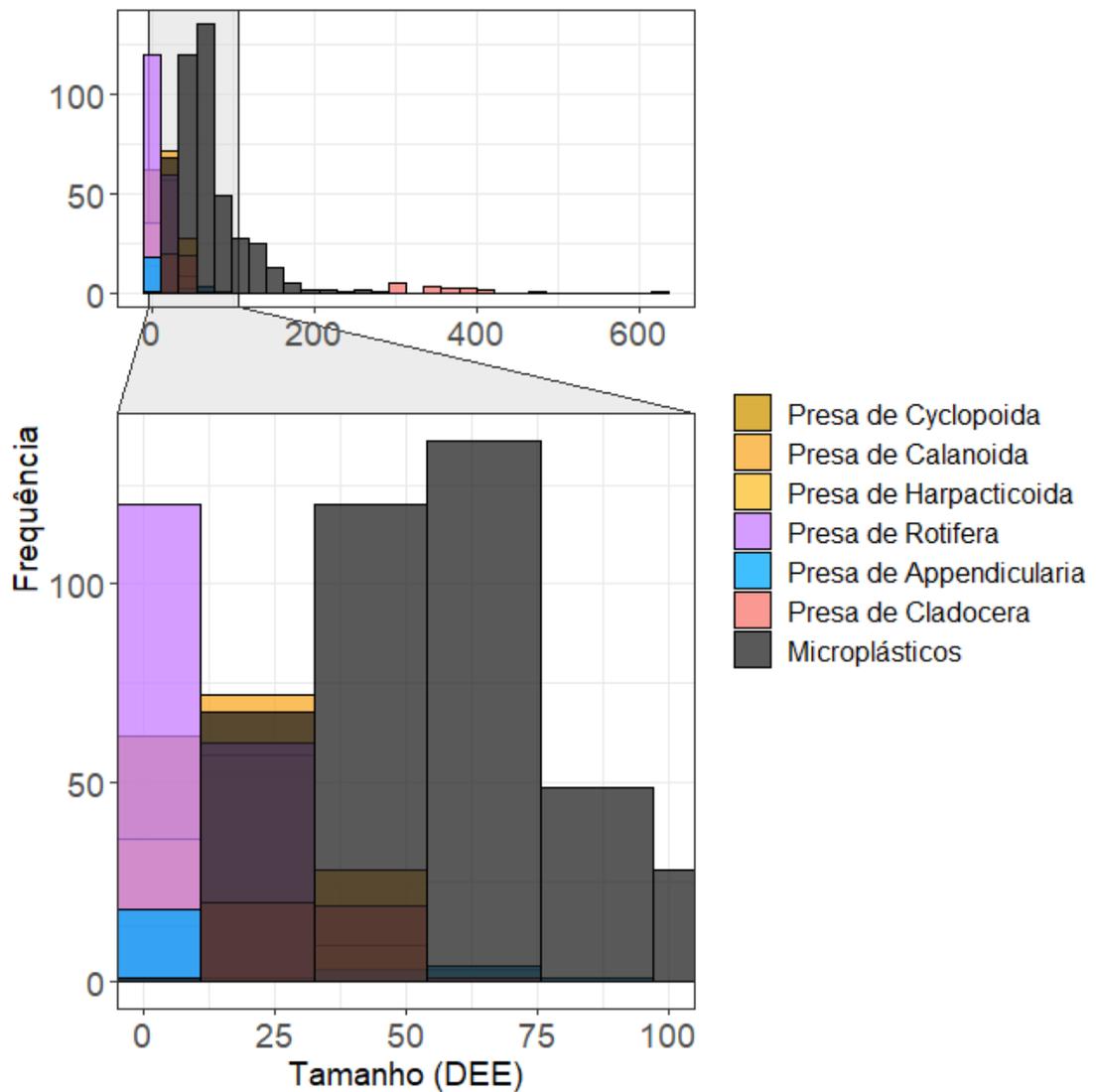


Figura 10 – Distribuição do tamanho dos microplásticos e do tamanho estimado para as presas de Cyclopoida, Calanoida, Harpacticoida, Rotifera, Appendicularia e Cladocera, em termos de diâmetro esférico equivalente (DEE).

A comparação do DEE dos microplásticos com o DEE das presas de cada gênero resultou em porcentagens de biodisponibilidade variando de 5,51% para *Synchaeta* a 94,70% para *Evadne*. Apenas o cladóceros *Evadne* e os copépodes *Temora*, *E. acutifrons* e *Acartia* apresentaram compatibilidade entre seus respectivos tamanhos ótimos de presas e o tamanho dos microplásticos. Para todos os demais gêneros, a biodisponibilidade de microplásticos ocorreu na faixa de tamanho máximo de presas (Tabela 2).

Tabela 2 – Biodisponibilidade (%) dos microplásticos para os gêneros do zooplâncton nos intervalos de tamanho mínimo, ótimo e máximo de presas. A biodisponibilidade total foi calculada pelo somatório das demais.

Táxons	Gêneros	Biodisponibilidade (%)			Total biodisponível
		Tamanho mínimo de presa	Tamanho Ótimo de presa	Tamanho máximo de presa	
Cladocera	<i>Evadne</i>	10,82	46,80	37,09	94,70
Appendicularia	<i>Oikopleura</i>	0	0	79,03	79,03
Calanoida	<i>Temora</i>	6,62	12,58	37,97	57,17
Harpacticoida	<i>Euterpina</i>	0	12,58	26,05	38,63
Calanoida	<i>Acartia</i>	0,22	8,83	22,29	31,35
Cyclopoida	<i>Oithona</i>	0	0	13,91	13,91
Rotifera	<i>Brachionus</i>	0	0	6,84	6,84
Rotifera	<i>Synchaeta</i>	0	0	5,52	5,52

Econtros possíveis entre microplásticos e zooplâncton

As taxas de encontros possíveis tiveram grande variação entre os pontos e meses amostrais, devido à distribuição heterogênea tanto dos táxons quanto dos microplásticos (Tabela 2). Abril e junho apresentaram as maiores taxas de encontro possível, devido à alta concentração de microplásticos nestes meses. Uma exceção foram as taxas de encontro para Cladocera, representado pelo gênero *Evadne*, cuja ocorrência foi observada apenas nos meses de setembro e outubro.

As taxas de encontro calculadas para Harpacticoida, Appendicularia e Calanoida em junho foram as mais altas durante este estudo. Os valores informam que o número de microplásticos biodisponíveis para cada um destes grupos neste mês foi superior à abundância dos próprios grupos, chegando a ser 5x superior para Harpacticoida.

Setembro, outubro e novembro apresentaram taxas de encontro possível mais baixas, não ultrapassando 12% para a maioria dos grupos taxonômicos. Uma exceção foi a taxa de encontro para o cladócero *Evadne*, a qual foi de 86% em outubro.

Os grupos Calanoida, Harpacticoida e Appendicularia foram frequentemente os que apresentaram as três maiores chances de encontro com microplásticos biodisponíveis. Exceções

foram os meses de setembro e outubro, nos quais Cladocera apresentou uma das três maiores taxas de encontro (Tabela 3).

Tabela 3 – Taxa de encontro possível (%) com microplásticos biodisponíveis para cada taxón estudado nos meses amostrais.

	Encontro possível com microplástico biodisponível (%)				
	Abril	Junho	Setembro	Outubro	Novembro
Calanoida	36.55 ± 39.72	103.37 ± 136.16	0.21 ± 0.18	0.64 ± 0.57	6.41 ± 5.78
Cyclopoida	1.62 ± 1.70	46.63 ± 52.09	0.02 ± 0.02	0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.02
Harpacticoida	15.84 ± 22.35	537.14 ± 366.40	0.32 ± 0.23	12.49 ± 28.66	0.86 ± 0.94
Appendicularia	11.64 ± 6.32	273.15 ± 257.26	3.20 ± 2.39	1.74 ± 1.74	0.47 ± 0.82
Rotifera	0.01 ± 0.03	64.87 ± 53.35	0.00	0.00	0.00
Cladocera	NA	NA	0.62 ± 0.34	86.18 ± 59.69	NA

Discussão

Os microplásticos estiveram presentes na laguna durante todo período de estudo. A comunidade zooplânctônica apresentou elevado risco de ingestão de microplásticos nos meses de abril e junho, mas baixo nos demais meses. Essa variação foi consequência, principalmente, da expressiva concentração de microplásticos em abril e junho, mas também das flutuações na abundância dos táxons. Dessa forma, nossa hipótese foi parcialmente atendida. Há indícios de que os resultados observados em abril e junho sejam reflexo de um desastre ambiental ocorrido na área de estudo meses antes do início das coletas. A maior suscetibilidade de ingestão de microplásticos pelos grupos Calanoida, Harpacticoida e Appendicularia pode ter implicações ecológicas importantes para a laguna.

Distribuição de microplásticos e zooplâncton na área de estudo

A concentração de microplásticos nos ecossistemas aquáticos depende de uma complexa combinação de fatores, estando maiores concentrações geralmente relacionadas a fatores antrópicos como a densidade populacional, a descarga de efluentes, os níveis de urbanização das bacias hidrográficas e o turismo (Cole et al., 2011; Horton et al., 2017; Silva-Cavalcanti et al., 2017; Vidal et al., 2021). A distribuição temporal heterogênea dos microplásticos na laguna é discutida em detalhes por Castro et al (*in prep*) e relacionada a fatores como a precipitação e

ao rompimento de uma lagoa artificial de infiltração de efluentes em janeiro de 2021 no interior da laguna.

O derramamento aconteceu na região central, com dispersão potencial para outras regiões, principalmente para o norte, que apresenta maior troca de água com o centro da laguna (Ecoando Sustentabilidade et al., 2021; Odreski, 2012). No presente estudo, foi observada concentrações de microplásticos em abril consideravelmente mais altas em comparação aos meses de setembro, outubro e novembro, principalmente nas regiões norte (P1 e P2) e centro (P3). Além disso, o perfil de microplásticos mostrou-se diferente em abril em relação aos demais meses.

O tempo de residência da água nas regiões norte e centro da laguna pode variar de 10 a 292 dias, sendo negativamente relacionado à precipitação (Cabral et al., 2019). Dessa forma, é possível que os microplásticos observados na laguna em abril sejam principalmente provenientes do derramamento ocorrido em janeiro. A maior precipitação em junho pode ter provocado a ressuspensão de microplásticos decantados, além do *input* de microplásticos por vias discutidas em Castro et al (*in prep*), aumentando as concentrações de microplásticos em águas superficiais da laguna neste mês. A partir de setembro, a redução na concentração de microplásticos pode ter sido resultado da renovação da água da laguna após a elevada precipitação de junho.

A expressiva menor abundância do zooplâncton em abril, com dominância de Rotifera, também pode ter ocorrido em resposta à mudança da qualidade da água em um curto período de tempo, devido ao rompimento da lagoa de efluentes. A densidade zooplanctônica total registrada em abril é significativamente inferior às densidades reportadas em estudo anterior realizado no mesmo ambiente (Odebrecht, 1988). No entanto, mais estudos são necessários a fim de se verificar se os diferentes resultados aqui observados refletem mudanças temporárias agudas ou sazonais na comunidade zooplanctônica da Lagoa da Conceição.

Risco de ingestão de microplásticos pelo zooplâncton

Os resultados de biodisponibilidade obtidos no presente estudo diferem daqueles reportados por Figueiredo & Vianna (2018), cujo tamanho dos microplásticos amostrados (0,1 – 5 mm) mostrou-se muito grande para ser ingerido por copépodes. Seguindo recomendações dos autores, optamos por uma rede de plâncton de 20 μm de abertura de malha, inferior à

abertura de rede por eles utilizada (63 μm). Este tamanho mostrou-se suficiente para amostragem de microplásticos dentro do tamanho preferencial de presas de todos os grupos taxonômicos avaliados, porém em porcentagens limitadas.

Para os rotíferos e os copépodes ciclopóides, por exemplo, táxons de menor tamanho dentre os grupos avaliados, a biodisponibilidade mostrou-se baixa e limitada ao tamanho máximo de presas destes grupos. Em torno de 99% do tamanho preferencial de presas estimado para rotíferos apresentou DEE entre 3 e 20 μm , inferior à faixa de tamanho de microplásticos amostrada. A baixa biodisponibilidade fez com que a chance de encontro possível entre rotíferos e microplásticos biodisponíveis fosse próximo a 0% em abril e exatamente 0% em setembro, outubro e novembro. Padrão similar foi observado para os ciclopóides, cujas taxas de encontro possível não alcançaram 2% em abril e foram inferiores 0,05% entre setembro e novembro. Dessa forma, os resultados indicam que a ingestão de microplásticos pelo grupo Rotifera e Cyclopoida é frequentemente improvável na faixa de tamanho estudada.

É importante ressaltar, por outro lado, que a maior concentração de microplásticos observada em menores dimensões é indicativo da fragmentação de microplásticos no ambiente. Nesse sentido, as concentrações reportadas entre 0,002 e 5 mm dão indícios da presença de microplásticos ainda menores na laguna e, conseqüentemente, da suscetibilidade dos rotíferos e dos ciclopóides à ingestão deste poluente. A redução observada na frequência de microplásticos entre 20 e 50 μm pode ter ocorrido devido à maior dificuldade de análise visual nesta faixa de tamanho, o que é indicativo de uma possível subestimação dos microplásticos em tais dimensões. Isso ilustra a necessidade de estudos que investiguem as menores faixas de tamanho de micro/nanoplásticos e suas interações com a biota. Para isso, no entanto, são necessárias metodologias e tecnologias de análise diferentes das aqui utilizadas (Botterell et al., 2022).

Estudos recentes realizados no Ártico demonstram que a ingestão de microplásticos por copépodes ocorre entre 8 μm e 286 μm , mas principalmente em tamanhos inferiores a 50 μm (Botterell et al., 2022). O DEE estimado para os microplásticos biodisponíveis aos copépodes está em acordância ao observado no referido estudo em 76%. Este resultado indica a viabilidade da análise de biodisponibilidade de microplásticos baseada na razão entre predador e presa, enunciada por Hansen et al. (1994). Tal abordagem é útil, pois permite prever as possíveis relações entre os microplásticos e a comunidade zooplânctônica, ainda que metodologias mais

simples de detecção de microplásticos, com maiores limites de detecção, sejam utilizadas. Os demais 24% do microplásticos estimados como biodisponíveis aos copépodes apresentaram dimensões inferiores a 8 μm , alcançando o mínimo de ~ 3 μm para presas do ciclopóide *Oithona*. Essa diferença em relação à ingestão observada de microplásticos por copépodes no Ártico pode estar principalmente relacionada ao limite de detecção de microplásticos de 6.25 μm adotada no referido estudo.

A biodisponibilidade dos microplásticos foi baixa para o ciclopóide *Oithona* (13%), intermediária para o calanóide *Acartia* (31%) e para o harpacticóide *E. acutifrons* (39%) e alta para o calanóide *Temora* (57%). Essas diferenças estão relacionadas ao tamanho corporal médio dos gêneros estudados, já que a razão estimada entre predador e presa é a mesma para as três ordens de copépodes (Hansen et al., 1994). Dessa forma, os microplásticos amostrados apresentaram maior equivalência de tamanho com as presas dos copépodes *Acartia*, *E. acutifrons* e, principalmente, *Temora*.

As maiores biodisponibilidades foram observadas para os gêneros *Evadne* (Cladocera, 94%) e *Oikopleura* (Appendicularia, 79%), devido ao amplo espectro de tamanho de presas destes grupos. *Evadne* é um gênero raptorial que se utiliza da preensão para se alimentar (Nielsen, 1991; Nival & Ravera, 1979). Estudos pioneiros sobre a morfologia do aparelho bucal de *Evadne* indicaram que o gênero é capaz de ingerir partículas de 20 a 170 μm ou tamanhos superiores (Nival & Ravera, 1979). A revisão de Hansen (1994) demonstrou que o limite superior de tamanho de presas de *Evadne* é considerado grande, podendo ser igual ao tamanho do predador (Hansen et al., 1994). O DEE estimado para presas de *Evadne* na comunidade variou entre 17,4 - 620 μm , enquanto o DEE dos microplásticos variou entre 9,62 – 212,42 μm . Esses resultados demonstram que *Evadne* está particularmente propensa a ingerir microplásticos na faixa de tamanho estudada, inclusive os que apresentam maiores dimensões.

Oikopleura é um gênero filtrador, cujo espectro de tamanho de presas é muito mais amplo do que o observado na maioria dos outros organismos planctívoros (Lombard et al., 2011). Os organismos pertencentes ao gênero são herbívoros micrófagos e macrófagos, simultaneamente (Lombard et al., 2011). O DEE estimado para as presas de *Oikopleura* variou entre 0,06 – 87,22 μm , faixa de tamanho equivalente a $\sim 80\%$ do microplásticos amostrados, mas com biodisponibilidade limitada ao tamanho máximo de presas do grupo. Assim,

Oikopleura está particularmente propenso à ingestão de microplásticos na faixa de tamanho estudada ou de tamanhos inferiores ao investigado.

O risco de ingestão de microplásticos não depende apenas da biodisponibilidade em termos de tamanho das partículas plásticas, mas também da chance de encontro entre o zooplâncton e os microplásticos biodisponíveis (Botterell et al., 2019). As taxas de encontro reportadas no presente estudo foram muito variáveis, apresentando similaridade tanto com estudos que apresentaram taxas de encontro de 0,15% (Jones-Williams et al., 2020), quanto com estudos que apresentaram taxas de encontro de 273% (Collignon et al., 2014).

As baixas taxas de encontro possível calculadas para os meses de setembro, outubro e novembro dificultam, mas não impossibilitam a ingestão de microplásticos pelo zooplâncton considerando dados disponíveis na literatura. Por exemplo, a taxa de encontro observada, isto é, o número de microplásticos ingeridos por anfípodes foi superior ao estimado pela taxa de encontro possível no estudo de Jones-Williams et al. (2020). Essa última, por outro lado, deve ser analisada com cautela, já que grupos pouco abundantes podem fazer com que os encontros possíveis sejam superestimados (Jones-Williams et al., 2020).

A taxa de encontro possível calculada em junho para os rotíferos (64%) foi quase mil vezes superior à calculada em abril (0,01%), quando o grupo era dominante na laguna. No entanto, a abundância do grupo sozinha não explica a diferença observada, já que a densidade de rotíferos não ultrapassou 3 ind./L mesmo em abril. Dois outros fatores oferecem melhor explicação para a menor taxa de encontro em abril comparada a junho. O primeiro fator é a maior concentração de microplásticos em junho, que fez com que a taxa de encontro possível fosse maior para todos os grupos estudados neste mês. O segundo fator é a dominância de fibras em abril, que fez com que o número de microplásticos biodisponíveis fosse menor para os rotíferos. As fibras tendem a ser mais longas, apresentando maior DEE, enquanto Rotifera apresentou os menores DEE estimados para suas presas. Dessa forma, as diferentes taxas de encontro observadas para Rotifera são consequência, de fato, das diferentes concentrações e perfis de microplásticos entre os meses.

As taxas de encontro possível para o cladóceros *Evadne* também apresentou grande variação entre os meses de setembro (0,62%) e outubro (86%). Nesse caso, no entanto, não houve variação expressiva no perfil ou no número de microplásticos biodisponíveis entre os

meses em questão. A concentração média de microplásticos biodisponíveis foi de 0,001 part./L tanto em setembro ($\pm 0,0003$) quanto em outubro ($\pm 0,001$). Já a abundância de *Evadne* apresentou grande variação entre os meses, sendo $0,05 \pm 0,09$ ind./L em setembro e $0,001 \pm 0,001$ em outubro. Dessa forma, a diferença nas taxas de encontro de *Evadne* foram consequência da densidade do cladóceros, e não da concentração de microplásticos, de modo que a taxa de encontro de outubro pode ser considerada superestimada.

Os copépodes Harpacticoida e Calanoida apresentaram frequentemente as maiores chances de encontro com microplásticos biodisponíveis, e portanto maior risco de ingestão. Esse resultado é um sinal de alerta, considerando a importância do grupo Copepoda na estrutura da comunidade e como recurso alimentar a níveis tróficos superiores. Dessa forma, é possível que a ingestão de microplásticos por níveis tróficos mais altos, como já reportado na Lagoa da Conceição (Albuquerque, 2019), ocorra não apenas de forma direta, mas também de forma indireta através de níveis tróficos mais baixos, como copépodes.

A discussão aprofundada sobre os riscos de ingestão de microplásticos entre os gêneros de copépodes é difícil, pois as investigações das interações destes grupos com os microplásticos ainda estão em fase inicial e algumas informações são conflitantes. Por exemplo, estudos sugerem que táxons que se utilizam da quimiodeteção podem estar mais propensos à ingestão de microplásticos do que táxons que identificam suas presas principalmente através da hidromecânica (Botterell et al., 2020). Dentre os gêneros estudados, os calanóides *Acartia* e *Temora* têm sua capacidade de quimiodeteção reportada, enquanto o ciclopóide *Oithona* detecta suas presas através da hidromecânica, não havendo tais informações para *E. acutifrons* até a realização deste estudo (Steinke et al., 2006; Svendsen & Kiørboe, 2000; Xu et al., 2018). De posse destas informações, o maior risco de ingestão de microplásticos pelos calanóides seria reforçada não apenas pelas relações de tamanho e abundância com os microplásticos, mas também por sua estratégia de detecção de presas.

De fato, a ingestão de microplásticos por *Acartia tonsa* Dana, 1849 é maior quando os microplásticos estão envelhecidos ou embebidos em dimetilsulfureto (DMS) e dimetilsulfoniopropionato (DMSP), infoquímicos derivados de algas (Botterell et al., 2020; Vroom et al., 2017). No entanto, estudos recentes indicam que *Temora longicornis* Müller O.F., 1785 é capaz de reconhecer e rejeitar microplásticos, mesmo aqueles que apresentam biofilme em sua superfície (Xu et al., 2022). Segundo os autores, o reconhecimento ocorre através do

contato físico com os microplásticos (Xu et al., 2022). Todos estes estudos foram realizados em contexto laboratorial. Os resultados conflitantes revelam a necessidade de que estudos futuros investiguem a ingestão de microplásticos entre os gêneros, a fim de identificar a importância de cada uma dessas variáveis (tamanho, concentração e detecção de presas) na ingestão de microplásticos pelos copépodes.

O gênero *Oikopleura* foi o terceiro grupo a apresentar as maiores taxas de encontro possível com microplásticos biodisponíveis, apesar da biodisponibilidade ter sido limitada ao seu tamanho máximo de presas. Esse resultado demonstra a sensibilidade do grupo à ingestão de microplásticos, considerando que microplásticos de menores dimensões podem estar presentes na laguna em maiores concentrações. Os apendiculários são capazes de filtrar uma variedade de microplásticos da coluna d'água, ingeri-los e, em seguida, empacotá-los em suas pelotas fecais (Katija, Choy, et al., 2017). Os microplásticos também se fixam nas casas de muco, construídas por esses organismos, as quais se depositam rapidamente no fundo quando abandonadas (Katija, Choy, et al., 2017). Essas características, somadas às elevadas taxas de filtração do grupo (~ 80 litros hora⁻¹), fazem dos apendiculários contribuintes potenciais para o fluxo vertical de microplásticos na laguna (Katija, Choy, et al., 2017; Katija, Sherlock, et al., 2017).

Conclusão

Nossos resultados demonstram que a presença de microplásticos na laguna é persistente, porém a comunidade zooplânctônica apresentou elevado risco de ingestão de microplásticos apenas nos meses de abril e junho, quando as concentrações de microplásticos foram mais elevadas (0,377 e 0,098 part./L, respectivamente). Os grupos que apresentaram os maiores riscos de ingestão de microplásticos, considerando tanto a biodisponibilidade quanto as taxas de encontro possível, foram Calanoida, Harpacticoida e Appendicularia. Esse resultado acende um alerta, considerando a importância e as funções ecológicas realizadas por esses grupos no ecossistema estudado. A metodologia empregada no presente estudo pode ser aplicada em outros ecossistemas aquáticos, a fim de inferir o risco de ingestão de microplásticos pelo zooplâncton.

Referências

Albuquerque, P. S. de. (2019). *Avaliação da incidência de plástico em conteúdo estomacal de*

tainhas (Mugil liza, Valenciennes, 1836) capturadas na Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina.

- Allen, S., Allen, D., Moss, K., Le Roux, G., Phoenix, V. R., & Sonke, J. E. (2020). Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. *PLoS One*, *15*(5). <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0232746>
- Asamoah, B. O., Uurasjärvi, E., Rätty, J., Koistinen, A., Roussey, M., & Peiponen, K. E. (2021). Towards the Development of Portable and In Situ Optical Devices for Detection of Micro- and Nanoplastics in Water: A Review on the Current Status. *Polym.* *2021*, *Vol. 13*, Page 730, *13*(5), 730. <https://doi.org/10.3390/POLYM13050730>
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, *364*(1526), 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Botterell, Z. L. R., Beaumont, N., Cole, M., Hopkins, F. E., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2020). Bioavailability of Microplastics to Marine Zooplankton: Effect of Shape and Infochemicals. *Environ. Sci. Technol.*, *54*(19), 12024–12033. <https://doi.org/10.1021/ACS.EST.0C02715>
- Botterell, Z. L. R., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environ. Pollut.*, *245*(2019), 98–110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>
- Botterell, Z. L. R., Bergmann, M., Hildebrandt, N., Krumpfen, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2022). Microplastic ingestion in zooplankton from the Fram Strait in the Arctic. *Sci. Total Environ.*, *831*, 154886. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154886>
- Brahney, J., Mahowald, N., Prank, M., Cornwell, G., Klimont, Z., Matsui, H., & Prather, K. A. (2021). Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, *118*(16). https://doi.org/10.1073/PNAS.2020719118/SUPPL_FILE/PNAS.2020719118.SAPP.PDF
- Cabral, A., Bercovich, M. V., & Fonseca, A. (2019). Implications of poor-regulated wastewater treatment systems in the water quality and nutrient fluxes of a subtropical coastal lagoon. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, *29*, 100672. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100672>
- Canniff, P. M., & Hoang, T. C. (2018). Microplastic ingestion by *Daphnia magna* and its

- enhancement on algal growth. *Sci. Total Environ.*, 633, 500–507.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.176>
- Cetesb. (2011). Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras - Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos. *Cia. Ambient. Do Estado São Paulo*, 326p.
https://www.mendeley.com/catalogue/6889555a-4f54-38e0-a7cf-0daa477a7915/?utm_source=desktop&utm_medium=1.19.8&utm_campaign=open_catalog&userDocumentId=%7B9bc6a89b-6682-3b33-b913-cbaf6d7e4fc3%7D
- Chew, L. L., Chong, V. C., Tanaka, K., & Sasekumar, A. (2012). Phytoplankton fuel the energy flow from zooplankton to small nekton in turbid mangrove waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 469, 7–24. <https://doi.org/10.3354/MEPS09997>
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2015). The Impact of Polystyrene Microplastics on Feeding, Function and Fecundity in the Marine Copepod *Calanus helgolandicus*. *Environ. Sci. Technol.*, 49(2), 1130–1137.
<https://doi.org/10.1021/es504525u>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, 62(12), 2588–2597.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Collignon, A., Hecq, J. H., Galgani, F., Collard, F., & Goffart, A. (2014a). Annual variation in neustonic micro- and meso-plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean-Corsica). *Mar. Pollut. Bull.*, 79(1–2), 293–298.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.023>
- Collignon, A., Hecq, J. H., Galgani, F., Collard, F., & Goffart, A. (2014b). Annual variation in neustonic micro- and meso-plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean-Corsica). *Mar. Pollut. Bull.*, 79(1–2), 293–298.
<https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2013.11.023>
- Dąbrowska, A. (2021). A roadmap for a Plastisphere. *Mar. Pollut. Bull.*, 167, 112322.
<https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2021.112322>
- Ecoando Sustentabilidade, LAFIC, LOQUI, & Veleiro Eco. (2021). *Nota técnica sobre o rompimento da barragem da CASAN*. UFSC.
https://noticias.paginas.ufsc.br/files/2021/01/Nota-técnica-impactos-e-ações-necessárias-de-mitigação-e-restauração-da-lagoa-da-cocneição-e-sistema-de-dunas_UFSC-2.pdf
- Eltemsah, Y. S., & Bøhn, T. (2019). Acute and chronic effects of polystyrene microplastics on juvenile and adult *Daphnia magna*. *Environ. Pollut.*, 254.

- <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.087>
- Figueiredo, G. M., & Vianna, T. M. P. (2018). Suspended microplastics in a highly polluted bay: Abundance, size, and availability for mesozooplankton. *Mar. Pollut. Bull.*, *135*(February), 256–265. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.020>
- Fraser, J. H. (James H. (1981). *British pelagic tunicates : keys and notes for the identification of the species.* 57.
- Frontier, S. (1981). Cálculo del error em el recuento de organismos zooplanctónicos. In D. Boltovskoy (Ed.), *Atlas de Zooplancton del Atlántico sudoccidental y métodos de trabajo com el zooplancton marino* (pp. 163–167). INIDEP.
- Galloway, T. S., Cole, M., & Lewis, C. (2017). Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nat. Ecol. Evol.*, *1*(5), 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116>
- Godoy, F. B., Franco, O. D., Da, M. H., & Da, L. (2009). *Modelagem Hidrológico-Hidrodinâmica Da Lagoa Da Conceição - Sc.* 105.
- Hansen, B., Bjornsen, P. K., & Hansen, P. J. (1994). The size ratio between planktonic predators and their prey. *Limnol. Oceanogr.*, *39*(2), 395–403. <https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.2.0395>
- Hirst, A. G. (1996). *Zooplankton production and energy flow : towards a biological model of Southampton Water.* University of Southampton.
- Horton, A., Svensden, C., Williams, R., Spurgeon, D., & Lahive, E. (2017). Microplastics in sediments of the low-lying Thames River Basin catchment, UK – abundance, sources 1 and methods for effective quantification. *Environ. Pollut.*, *114*.
- Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). (n.d.). *Banco de Dados Meteorológicos do INMET (BDMEP)*. Retrieved September 27, 2022, from <https://bdmep.inmet.gov.br/>
- Jackson, G. A., & Kjørboe, T. (2004). Zooplankton use of chemodetection to find and eat particles. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, *269*, 153–162. <https://doi.org/10.3354/MEPS269153>
- Jaikumar, G., Baas, J., Brun, N. R., Vijver, M. G., & Bosker, T. (2018). Acute sensitivity of three Cladoceran species to different types of microplastics in combination with thermal stress. *Environ. Pollut.*, *239*, 733–740. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.069>
- Jemec, A., Horvat, P., Kunej, U., Bele, M., & Kržan, A. (2016). Uptake and effects of microplastic textile fibers on freshwater crustacean *Daphnia magna*. *Environ. Pollut.*, *219*, 201–209. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.037>
- Jeong, C. B., Won, E. J., Kang, H. M., Lee, M. C., Hwang, D. S., Hwang, U. K., Zhou, B.,

- Souissi, S., Lee, S. J., & Lee, J. S. (2016). Microplastic Size-Dependent Toxicity, Oxidative Stress Induction, and p-JNK and p-p38 Activation in the Monogonont Rotifer (*Brachionus koreanus*). *Environ. Sci. Technol.*, *50*(16), 8849–8857. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01441>
- Jones-Williams, K., Galloway, T., Cole, M., Stowasser, G., Waluda, C., & Manno, C. (2020). Close encounters - microplastic availability to pelagic amphipods in sub-antarctic and antarctic surface waters. *Environ. Int.*, *140*(September 2019), 105792. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105792>
- Kang, J. H., Kwon, O. Y., & Shim, W. J. (2015). Potential Threat of Microplastics to Zooplanktivores in the Surface Waters of the Southern Sea of Korea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, *69*(3), 340–351. <https://doi.org/10.1007/S00244-015-0210-3/TABLES/3>
- Katija, K., Choy, C. A., Sherlock, R. E., Sherman, A. D., & Robison, B. H. (2017). From the surface to the seafloor: How giant larvaceans transport microplastics into the deep sea. *Sci. Adv.*, *3*(8). https://doi.org/10.1126/SCIADV.1700715/SUPPL_FILE/1700715_SM.PDF
- Katija, K., Sherlock, R. E., Sherman, A. D., & Robison, B. H. (2017). New technology reveals the role of giant larvaceans in oceanic carbon cycling. *Sci. Adv.*, *3*(5). https://doi.org/10.1126/SCIADV.1602374/SUPPL_FILE/1602374_SM.PDF
- Kim, L., Cui, R., Il Kwak, J., & An, Y. J. (2022). Trophic transfer of nanoplastics through a microalgae–crustacean–small yellow croaker food chain: Inhibition of digestive enzyme activity in fish. *J. Hazard. Mater.*, *440*, 129715. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2022.129715>
- Kokalj, A. J., Kunej, U., & Skalar, T. (2018). Screening study of four environmentally relevant microplastic pollutants: Uptake and effects on *Daphnia magna* and *Artemia franciscana*. *Chemosphere*, *208*, 522–529. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.172>
- Kosore, C., Ojwang, L., Maghanga, J., Kamau, J., Kimeli, A., Omukoto, J., Ngisiag'e, N., Mwaluma, J., Ong'ada, H., Magori, C., & Ndirui, E. (2018). Occurrence and ingestion of microplastics by zooplankton in Kenya's marine environment: first documented evidence. *African J. Mar. Sci.*, *40*(3), 225–234. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2018.1492969>
- Lebreton, L. C. M., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nat. Commun.*, *8*, 1–10. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- 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>
- Maar, M., Nielsen, T. G., Gooding, S., Tønnesson, K., Tiselius, P., Zervoudaki, S., Christou, E., Sell, A., & Richardson, K. (2004). Trophodynamic function of copepods, appendicularians and protozooplankton in the late summer zooplankton community in the Skagerrak. *Mar. Biol.*, *144*(5), 917–933. <https://doi.org/10.1007/S00227-003-1263-9/TABLES/9>
- Mahara, N., Alava, J. J., Kowal, M., Grant, E., Boldt, J. L., Kwong, L. E., & Hunt, B. P. V. (2022). Assessing size-based exposure to microplastic particles and ingestion pathways in zooplankton and herring in a coastal pelagic ecosystem of British Columbia, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, *683*, 139–155. <https://doi.org/10.3354/meps13966>
- Moore, C. J., Moore, S. L., Leecaster, M. K., & Weisberg, S. B. (2001). A Comparison of Plastic and Plankton in the North Pacific Central Gyre. *Mar. Pollut. Bull.*, *42*(12), 1297–1300. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00114-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00114-X)
- Nielsen, T. G. (1991). Contribution of zooplankton grazing to the decline of a *Ceratium* bloom. *Limnol. Oceanogr.*, *36*(6), 1091–1106. <https://doi.org/10.4319/LO.1991.36.6.1091>
- Nival, S., & Ravera, S. (1979). Morphological study of the appendages of the marine cladoceran *Evadne spinifera* Muller by means of the scanning electron microscope. *J. Plankton Res.*, *1*(3), 207–213. <https://doi.org/10.1093/PLANKT/1.3.207>
- Oberbeckmann, S., Loeder, M. G. J., Gerds, G., & Osborn, A. M. (2014). Spatial and seasonal variation in diversity and structure of microbial biofilms on marine plastics in Northern European waters. *FEMS Microbiol. Ecol.*, *90*(2), 478–492. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12409>
- Odebrecht, C. (1988). *Variacoes espaciais e sazonais do fitoplâncton, protozooplâncton e metazooplâncton na Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina, Brasil*. *10*, 21–40.
- Odebrecht, C., & Caruso, F. (1987). Hidrografia e matéria particulada em suspensão na Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. *Atl. Rio Gd.*, *9*(1), 83–104.
- Odreski, L. F. R. (2012). *Influência hidrológica nos processos hidrodinâmicos da Lagoa da Conceição – Florianópolis - SC*. Universidade Federal de Santa Catarina.
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, *11*(5), 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/HESS-11-1633-2007>
- Puspasari, R. (2012). *Trophodynamic of phytoplankton-zooplankton as determination of fish*

larvae survival at Lagoon of Pulau Pari, Seribu Island.
<https://repository.ipb.ac.id/handle/123456789/61290>

- Renzi, M., Pauna, V. H., Provenza, F., Munari, C., & Mistri, M. (2020). Marine litter in transitional water ecosystems: State of the art review based on a bibliometric analysis. *Water (Switzerland)*, *12*(2), 1–12. <https://doi.org/10.3390/w12020612>
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., & Lehtiniemi, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environ. Pollut.*, *185*, 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.013>
- Setälä, O., Norkko, J., & Lehtiniemi, M. (2016). Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. *Mar. Pollut. Bull.*, *102*(1), 95–101. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.053>
- Shiel, R. J. (1995). *Guide to Rotifera, Cladocera and Copepoda from Australian Inland Water* (Identifica). Co-operative Research Centre for Freshwater Ecology.
- Silva-Cavalcanti, J. S., Silva, J. D. B., França, E. J. de, Araújo, M. C. B. de, & Gusmão, F. (2017). Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. *Environ. Pollut.*, *221*(December), 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.068>
- Silva, V. E. C., Franco, D., Fonseca, A. L., Fontes, M. L., & Donnangelo, A. R. (2017). Space time evolution of the trophic state of a subtropical lagoon: Lagoa da Conceição, Florianópolis Island of Santa Catarina, Brazil. *RBRH*, *22*. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011716027>
- Sodré, E. de O., & Bozelli, R. L. (2019). How planktonic microcrustaceans respond to environment and affect ecosystem: a functional trait perspective. *Int. Aquat. Res.* *2019* *113*, *11*(3), 207–223. <https://doi.org/10.1007/S40071-019-0233-X>
- Sridharan, S., Kumar, M., Bolan, N. S., Singh, L., Kumar, S., Kumar, R., & You, S. (2021). Are microplastics destabilizing the global network of terrestrial and aquatic ecosystem services? *Environ. Res.*, *198*, 111243. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2021.111243>
- Steinke, M., Stefels, J., & Stamhuis, E. (2006). Dimethyl sulfide triggers search behavior in copepods. *Limnol. Oceanogr.*, *51*(4), 1925–1930. <https://doi.org/10.4319/LO.2006.51.4.1925>
- Svensen, C., & Kiørboe, T. (2000). Remote prey detection in *Oithona similis*: hydromechanical versus chemical cues. *J. Plankton Res.*, *22*(6), 1155–1166. <https://doi.org/10.1093/PLANKT/22.6.1155>
- Vidal, C., Lozoya, J. P., Tesitore, G., Goyenola, G., & Teixeira-De-mello, F. (2021). Incidence

- of Watershed Land Use on the Consumption of Meso and Microplastics by Fish Communities in Uruguayan Lowland Streams. *Water* 2021, Vol. 13, Page 1575, 13(11), 1575. <https://doi.org/10.3390/W13111575>
- Vroom, R. J. E., Koelmans, A. A., Besseling, E., & Halsband, C. (2017a). Aging of microplastics promotes their ingestion by marine zooplankton. *Environ. Pollut.*, 231, 987–996. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.088>
- Vroom, R. J. E., Koelmans, A. A., Besseling, E., & Halsband, C. (2017b). Aging of microplastics promotes their ingestion by marine zooplankton. *Environ. Pollut.*, 231, 987–996. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2017.08.088>
- Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A. D., Winther-Nielsen, M., & Reifferscheid, G. (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environ. Sci. Eur.*, 26(1), 1–9. <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7>
- Xu, J., Nielsen, L. T., & Kiørboe, T. (2018). Foraging response and acclimation of ambush feeding and feeding-current feeding copepods to toxic dinoflagellates. *Limnol. Oceanogr.*, 63(4), 1449–1461. <https://doi.org/10.1002/LNO.10782>
- Xu, J., Rodríguez-Torres, R., Rist, S., Nielsen, T. G., Hartmann, N. B., Brun, P., Li, D., & Almeda, R. (2022). Unpalatable Plastic: Efficient Taste Discrimination of Microplastics in Planktonic Copepods. *Environ. Sci. Technol.*, 2022, 6465. https://doi.org/10.1021/ACS.EST.2C00322/ASSET/IMAGES/LARGE/ES2C00322_0006.JPG
- Zettler, E. R., Mincer, T. J., & Amaral-Zettler, L. A. (2013). Life in the “plastisphere”: Microbial communities on plastic marine debris. *Environ. Sci. Technol.*, 47(13), 7137–7146. https://doi.org/10.1021/ES401288X/SUPPL_FILE/ES401288X_SI_001.PDF

CONCLUSÃO GERAL

Os resultados do presente estudo demonstram que os microplásticos estão amplamente distribuídos na Bacia Hidrográfica Lagoa da Conceição, sendo os afluentes importantes fontes de microplásticos para o corpo lagunar receptor. No entanto, o nível de urbanização não é a principal fonte de microplásticos para os corpos hídricos, havendo indícios de que os microplásticos alcançam os corpos hídricos da bacia não apenas por meio da descarga de

efluentes, mas também por meio do transporte atmosférico através da precipitação e dos ventos. A concentração de microplásticos em junho foi superior à abundância de alguns grupos taxonômicos, indicando que os microplásticos apresentavam expressiva chance de entrada na cadeia trófica neste mês. A grande variabilidade temporal dos microplásticos na laguna pode estar relacionada ao rompimento da lagoa artificial de tratamento em 2021, demonstrando a sensibilidade deste corpo hídrico às pressões antrópicas na bacia hidrográfica. Ao mesmo tempo, as menores concentrações de microplásticos obtidas a partir de setembro, as quais culminaram em reduzido risco de ingestão de microplásticos pelo zooplâncton, indicam certa resiliência e capacidade de recuperação da laguna. Faz-se necessário o monitoramento prolongado do microplástico na BHLC em conjunto com variáveis ambientais, já que os resultados indicam que a comunidade pode tornar-se altamente susceptível à ingestão deste poluente a depender de condições ambientais como a precipitação.

ANEXO I – Arquivos citados como Material Suplementar

Tabela 1 - Valores mínimos, médios e máximos de cada um dos parâmetros de qualidade de água e dos microplásticos, bem como as saídas dos testes de comparação de médias.

	Urbanizado		Não-urbanizado		Laguna		Resultado estatístico
	Mín - máx	Méd ± des	Mín - máx	Méd ± des	Mín - máx	Méd ± des	
Temp. °C	19,9 - 27,4	21,9 ± 2,6	16,7 – 22,3	18,5 ± 1,7	19,0 – 25,3	21,7 ± 2,0	ANOVA _(F) = 10,86; p < 0,01
Cond. µS/cm	7,06 – 1385,00	440,02	70,10 – 968,00	164,00	24937,00 – 42354,00	36134,21	Kruskal-Wallis _(chi-quadrado) = 31,10, p < 0,01
pH	6,20 – 9,48	8,30 ± 1,20	9,22 – 12,42	10,43 ± 0,88	7,21 - 10,17	8,69 ± 0,67	ANOVA _(F) = 21,77; p < 0,01
Clo-a mg/m ³	0,53 – 3,21	1,17	0,00 – 10,69	3,10	2,14 – 29,40	14,38	Kruskal-Wallis _(chi-quadrado) = 22,14, p < 0,01

O ₂ dis. mg/L	3,00 – 8,73	5,15	9,68 – 10,70	10,18	7,53 – 11,62	9,05	Kruskal-Wallis _(chi-quadrado) = 24,22, p < 0,01
Turb. FNU	3,79 – 9,94	5,48	0,26 – 3,50	1,70	0,00 – 4,09	2,17	Kruskal-Wallis _(chi-quadrado) = 16,73, p < 0,01
N total mg/L	0,10 – 1,18	0,76	0,07 – 0,25	0,12	0,15 – 0,49	0,31	Kruskal-Wallis _(chi-quadrado) = 25,43, p < 0,01
P total mg/L	0,12 – 0,47	0,26	0,07 – 0,11	0,09	0,25 – 0,65	0,45	Kruskal-Wallis _(chi-quadrado) = 22,79, p < 0,01
Razão N:P	2 – 18	13 ± 5,40	3 – 15	7,5 ± 3,7	19 – 40	29 ± 6,40	ANOVA _(F) = 65,95, p < 0,01

Figura 1 - Valores de condutividade elétrica dos afluentes por mês de amostragem. Pontos localizados acima da linha tracejada, que representata a condutividade máxima esperada para águas doces, foram excluídos das análises. Afluentes Urbanizados estão identificados em laranja e afluentes Não-urbanizados estão identificados em verde.

