

BRUNA CONTE REGINATO

**VARIAÇÃO INTERANUAL DO ZOOPLÂNCTON E MICROPLÁSTICOS NA
LAGUNA ACARAÍ, SÃO FRANCISCO DO SUL, SANTA CATARINA**

JOINVILLE

2022

BRUNA CONTE REGINATO

**VARIAÇÃO INTERANUAL DO ZOOPLÂNCTON E MICROPLÁSTICOS NA
LAGUNA ACARAÍ, SÃO FRANCISCO DO SUL, SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Saúde e Meio Ambiente, na Universidade da Região de Joinville. Orientador: Dr. Luciano Lorenzi. Coorientador: Dr. David Valença Dantas.

JOINVILLE

2022

Catálogo na publicação pela Biblioteca Universitária da Univille

R335v Reginato, Bruna Conte
Variação interanual do zooplâncton e microplásticos na laguna Acaraí, São Francisco do Sul, Santa Catarina / Bruna Conte Reginato; orientador Dr. Luciano Lorenzi; coorientador Dr. David Valença Dantas. – Joinville: UNIVILLE, 2022.

96 f.

Dissertação (Mestrado em Saúde e Meio Ambiente – Universidade da Região de Joinville)

1. Zooplâncton marinho – São Francisco do Sul (SC). 2. Poluição marinha. 3. Ecologia costeira. I. Lorenzi, Luciano (orient.). II. Dantas, David Valença (coorient.). 3. Título.

CDD 592.1776

Elaborada por Rafaela Ghacham Desiderato – CRB-14/1437

Termo de Aprovação

“Variação Interanual do Zooplâncton e Microplásticos na Laguna Acaraí, São Francisco do Sul, Santa Catarina”

por

Bruna Conte Reginato

Banca Examinadora:

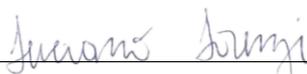
Prof. Dr. Luciano Lorenzi
Orientador (UNIVILLE)

Prof. Dr. David Valença Dantas
Coorientador (UDESC)

Prof. Dr. Eduardo Guilherme Gentil de Farias
(UDESC)

Prof. Dr. Gilmar Sidnei Erzingher
(UNIVILLE)

Dissertação julgada para a obtenção do título de Mestra em Saúde e Meio Ambiente, área de concentração Saúde e Meio Ambiente e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente.



Prof. Dr. Luciano Lorenzi
Orientador (UNIVILLE)



Profa. Dra. Marta Jussara Cremer
Vice-Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente

Joinville, 12 de dezembro de 2022

*Dedico este trabalho àquela que me deu um incentivo enorme desde o início da minha vida acadêmica. Muito obrigado por todas as palavras de coragem e força. À minha **mãe**, dedico este trabalho com toda a gratidão do mundo.*

“A persistência é o caminho do êxito.”

Charles Chaplin

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer ao meu orientador Dr. Luciano Lorenzi pela parceria, confiança, incentivo, por toda sua dedicação e pela oportunidade de desenvolvimento deste projeto.

Agradeço também ao meu coorientador Dr. David Valença Dantas, pela sua parceria e todas suas contribuições com as nossas pesquisas.

E aos colegas do grupo de pesquisa que contribuíram de alguma forma para o desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço à minha família, especialmente à minha mãe, por toda força, compreensão e apoio durante toda a minha vida e por novamente estar ao meu lado ao longo de toda esta trajetória.

Ao meu companheiro Rafael, pelo apoio, incentivo, compreensão e carinho em todos os momentos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado e oportunidade de desenvolvimento deste projeto.

Por fim, agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente, representado por todos os professores, por todo aprendizado passado durante todo mestrado.

RESUMO

Nos ecossistemas costeiros marinhos, os processos físicos e biológicos podem afetar diretamente a composição, abundância e distribuição dos organismos zooplanctônicos. As lagoas costeiras são ecossistemas essenciais para a manutenção da biodiversidade marinha, desempenham importante função ecológica, social e econômica, são altamente suscetíveis a impactos de origem natural e/ou antropogênica, dentre eles pode-se destacar a poluição por resíduos sólidos como os detritos plásticos. O objetivo deste trabalho foi analisar a variação espaço-temporal da densidade e composição do zooplâncton e dos microplásticos ao longo de três anos na Laguna Acaraí. As amostragens foram realizadas entre 2016 e 2020 (A1: 2016 a 2017, A2: 2019 e A3: 2020) durante as estações de inverno e verão em quatro áreas ao longo do canal principal da laguna (A, B, C e D) em cada área foram coletados três amostras de zooplâncton e microplásticos com o auxílio de uma rede plâncton cônico-cilíndrica. Os microplásticos foram classificados em quatro categorias (plástico sólido, plástico mole, filamento de plástico e fragmento de tinta) e foram determinadas as densidades (n/m^3) e áreas de superfície (mm^2) para cada detrito plástico. Foi analisado a composição estrutural dos microplásticos a partir da técnica de FTIR, classificando-os como polietileno, poliéster, polipropileno, polibutadieno e poliestireno. Foi possível observar uma variação interanual na concentração das densidades (n/m^3) dos microplásticos da Laguna Acaraí, separando o ano 1 (A1: 2016 a 2017) dos demais anos (A2: 2019 e A3:2020), que apresentou as maiores densidades de plásticos sólidos, plásticos moles e filamentos. As áreas a jusante (A: externa e B: inferior) apresentaram os maiores valores de densidade e área de superfície dos microplásticos influenciado pela proximidade com áreas marinhas e maior processo de ocupação urbana. Durante o estudo um total de 78.445 (212,935 ind/ m^3) organismos zooplanctônicos foram coletados distribuídos em 13 táxons. Os copépodes formaram o grupo mais abundante representando (58,23% da densidade total). Em relação a distribuição espacial evidenciou-se as maiores densidades dos táxons nas áreas externa e inferior (A e B), onde os valores de salinidades são mais elevados. No inverno do ano (A1) em todas as áreas de amostragem (A, B C e D) ocorreu a formação de um agrupamento relacionado com os aumentos das densidades (n/m^3) de Cnidaria, larvas de peixes, Copepoda, e também as densidades dos plásticos sólidos, plásticos moles e filamentos de plástico, influenciados principalmente pela redução da pluviosidade, intensidade de vento. Este estudo é o primeiro a avaliar a distribuição e a interação entre as variáveis ambientais, os detritos plásticos e a comunidade zooplanctônica da laguna Acaraí, gerando informações importantes para futuros processos de manejo e gestão ambiental.

Palavras-chave: Lagoa costeira, zooplâncton, Contaminação microplástico, Impacto antropogênico, ATR-FTIR.

INTERANUAL VARIATION OF ZOOPLANKTON AND MICROPLASTICS IN LAGUNA ACARAÍ, SÃO FRANCISCO DO SUL, SANTA CATARINA

ABSTRACT

In coastal marine ecosystems, physical and biological processes can directly affect the composition, abundance and distribution of zooplankton organisms. Coastal lagoons are essential ecosystems for maintaining marine biodiversity, play an important ecological, social and economic role, and are highly susceptible to impacts of natural and/or anthropogenic origin, among which pollution by solid waste such as plastic waste can be highlighted. The objective of this work aimed to analyze the space-time variation in the density and composition of zooplankton and microplastics over three years in Laguna Acaraí. Samplings were carried out between 2016 and 2020 (A1: 2016 to 2017, A2: 2019 and A3: 2020) during the winter and summer seasons in four areas along the main channel of the lagoon (A, B, C and D) in three samples of zooplankton and microplastics were collected from each area with the aid of a conical-cylindrical plankton net. Microplastics were classified into four categories (solid plastic, soft plastic, plastic filament and paint fragment) and densities (n/m^3) and surface areas (mm^2) were determined for each plastic debris. The structural composition of microplastics was analyzed using the FTIR technique, classifying them as polyethylene, polyester, polypropylene, polybutadiene and polystyrene. It was possible to observe an interannual variation in the concentration of densities (n/m^3) of microplastics from Laguna Acaraí, separating year 1 (A1: 2016 to 2017) from the other years (A2: 2019 and A3: 2020), which presented the highest densities of solid plastics, soft plastics and filaments. The downstream areas (A: outer and B: lower) showed the highest density and surface area of microplastics influenced by proximity to marine areas and more significant process of urban occupation. During the study, a total of 78,445 (212,935 ind/ m^3) zooplanktonic organisms were collected and distributed in 13 taxa. Copepods formed the most abundant group representing (58.23% of the total density). Regarding the spatial distribution, the highest densities of taxa densities were found in the outer and lower areas (A and B), where salinity values are higher. In the winter of the year (A1) in all sampling areas (A, B C and D) there was the formation of a cluster related to the increases in the densities (n/m^3) of Cnidaria, fish larvae, Copepoda, and also the densities of solid plastics, soft plastics and plastic filaments, mainly influenced by the reduction of rainfall, wind intensity. This study is the first to assess the distribution and interaction between environmental variables, plastic debris and the zooplankton community in the Acaraí lagoon, generating important information for future handling and environmental management processes.

Keywords: Coastal lagoon, zooplankton, Microplastic contamination, Anthropogenic impact, ATR-FTIR.

VARIACIÓN INTERANUAL DEL ZOOPLANCTON Y MICROPLÁSTICOS EN LAGUNA ACARAÍ, SÃO FRANCISCO DO SUL, SANTA CATARINA

RESUMEN

En los ecosistemas marinos costeros, los procesos físicos y biológicos pueden afectar directamente la composición, abundancia y distribución de los organismos zooplanctónicos. Las lagunas costeras son ecosistemas esenciales para el mantenimiento de la biodiversidad marina, juegan un importante papel ecológico, social y económico, son altamente susceptibles a impactos de origen natural y/o antrópico, entre los que se puede destacar la contaminación por desechos sólidos como los desechos plásticos. El objetivo de este trabajo fue analizar la variación espacio-temporal de la densidad y composición del zooplancton y microplásticos durante tres años en la Laguna Acaraí. Los muestreos se realizaron entre 2016 y 2020 (A1: 2016 a 2017, A2: 2019 y A3: 2020) durante las temporadas de invierno y verano en cuatro zonas del cauce principal de la laguna (A, B, C y D) en tres se recolectaron muestras de zooplancton y microplásticos de cada área con la ayuda de una red de plancton cónico-cilíndrica. Los microplásticos se clasificaron en cuatro categorías (plástico sólido, plástico blando, filamento de plástico y fragmento de pintura) y se determinaron las densidades (n/m^3) y las áreas de superficie (mm^2) para cada residuo plástico. Se analizó la composición estructural de los microplásticos mediante la técnica FTIR, clasificándolos en polietileno, poliéster, polipropileno, polibutadieno y poliestireno. Fue posible observar una variación interanual en la concentración de densidades (n/m^3) de microplásticos de la Laguna Acaraí, separando el año 1 (A1: 2016 a 2017) de los demás años (A2: 2019 y A3: 2020), que presentaron las más altas densidades de plásticos sólidos, plásticos blandos y filamentos. Las zonas aguas abajo (A: exterior y B: inferior) presentaron los mayores valores de densidad y superficie de microplásticos influenciados por la proximidad a zonas marinas y mayor proceso de ocupación urbana. Durante el estudio se recolectaron un total de 78.445 (212.935 ind/ m^3) de organismos zooplanctónicos distribuidos en 13 taxones. Los copépodos formaron el grupo más abundante representando (58,23% de la densidad total). En cuanto a la distribución espacial, las mayores densidades de taxones se encontraron en las zonas exterior e inferior (A y B), donde los valores de salinidad son mayores. En el invierno del año (A1) en todas las áreas de muestreo (A, B C y D) se formó un cluster relacionado con los incrementos en las densidades (n/m^3) de Cnidaria, larvas de peces, Copepoda, y también la densidades de plásticos sólidos, plásticos blandos y filamentos de plástico, influenciados principalmente por la reducción de las precipitaciones, la intensidad del viento. Este estudio es el primero en evaluar la distribución e interacción entre las variables ambientales, los desechos plásticos y la comunidad de zooplancton en la laguna de Acaraí, generando información importante para futuros procesos de manejo y gestión ambiental.

Palabras clave: Laguna costera, zooplancton, Contaminación por microplásticos, impacto antropogénico, ATR-FTIR.

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1 – Mapa com a localização da Laguna Acaraí, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil.....33
- FIGURA 2 - Disposição das áreas onde foram realizadas as amostragens, os quadrados em vermelho representam as áreas de coleta: (A, externa), (B, inferior), (C, intermediária), e (D, superior). A área delimitada em verde representa a demarcação do Parque Estadual do Acaraí.....34
- FIGURA 3 - (a) Rede de plâncton cônico cilíndrica.....35
- FIGURA 3 - (b) Copo coletor das amostras.....35
- FIGURA 4 - Exemplos de microplásticos encontrados em diferentes áreas da Laguna Acaraí, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil, e espectros de FTIR-ATR para os fragmentos de plástico. (A) Amostras de plásticos sólidos (PS1, PS2, PS3, PS4, PS5, PS6, PS7 e PS8); (B) Amostras de plásticos moles (PM1, PM2, PM3, PM4, PM5, PM6, PM7 e PM8); (C) Amostras de filamentos de plástico (FP1, FP2, FP3, FP4, FP5, FP6 e FP7); (D) Amostras de fragmentos de tinta (FT1, FT2, FT3, FT4, FT5, FT6 e FT7).....37
- FIGURA 5 – Resultado da Análise dos componentes principais (PCA) entre as áreas amostradas (A, externa; B, inferior; C, intermediária; D, superior) durante as estações dos três anos (A1, A2, A3; INV, inverno; VER, verão) e as variáveis ambientais (temperatura, salinidade, profundidade, pH)45
- FIGURA 6 – Resultado da Análise dos componentes principais (PCA) entre os três anos (A1: ano1, A2: ano2, A3: ano3), as estações do ano (INV, inverno; VER, verão), a intensidade de ventos (Intens. vento), direções de vento (N; NNE; NE; ENE; L; ESE; SE; SSE; S; SSO; SO; OSO; O) e a pluviosidade.....46

FIGURA 7 – Resultado da análise de redundância (RDA) triplots para as áreas de superfície (mm²) de microplásticos (FT, fragmento de tinta; PS, plástico sólido; FP, filamento plástico; PM, plástico mole) nas áreas amostradas durante os três anos de cada estação (A, externa; B, inferior; C, intermediária; D, superior; A1: ano 1; A2: ano 2; A3: ano3; INV: inverno; VER: verão), e as variáveis ambientais (Temperatura, salinidade, pluviosidade, profundidade, intensidade de ventos (km/h)).....52

FIGURA 8 – Resultado da análise de redundância (RDA) triplots para a densidade (n/m³) de microplásticos (FT, fragmento de tinta; PS, plástico sólido; FP, filamento plástico; PM, plástico mole) nas áreas amostradas durante os três anos de cada estação (A, externa; B, inferior; C, intermediária; D, superior; A1: ano 1; A2: ano 2; A3: ano3; INV: inverno; VER: verão), e as variáveis ambientais (Temperatura, salinidade, pluviosidade, profundidade e a intensidade de ventos (km/h)).....53

FIGURA 9 – Resultado da Análise dos componentes principais (PCA) entre as áreas amostradas (A, externa; B, inferior; C, intermediária; D, superior) durante as estações dos três anos (A1, A2, A3; INV, inverno; VER, verão) e os táxons do zooplâncton (Larvas de peixes, Larvas de Decapoda, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda e Ovos de peixes)58

FIGURA 10 – Resultado da análise de redundância (RDA) para a densidade dos táxons do zooplâncton (Larvas de peixes, Larvas de Decapoda, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda e Ovos de peixes) e as a densidade (n/m³) de microplásticos (FT, fragmento de tinta; PS, plástico sólido; FP, filamento plástico; PM, plástico mole) nas áreas amostradas durante os três anos de cada estação (A, externa; B, inferior; C, intermediária; D, superior; A1: ano 1; A2: ano 2; A3: ano3; INV: inverno; VER: verão), e as variáveis ambientais (Temperatura, salinidade, pluviosidade, profundidade, pH, secchi e Inten. vento)59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resultado da Análise de Variância (ANOVA) para os valores médios (\pm desvio padrão) da temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, salinidade, secchi (m), pluviosidade (mm), intensidade de ventos (Inten. vento) (km/h) e profundidade (m), entre os diferentes anos A1 (ano1); A2 (ano2); A3 (ano3) de amostragem na Laguna Acaraí. Apresentando valores de ANOVA (F) e ANOVA de Kruskal-Wallis (H) e as comparações pelos testes *post-hoc* de Tukey e comparações múltiplas; gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p -valor < 0.05); ns: não significativa.....42

Tabela 2 - Resultados do Teste de t (t) e o Teste de Mann-Whitney (U) para os valores médios (\pm desvio padrão) da temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidade, pH, secchi, pluviosidade (mm), intensidade de ventos (Inten. vento) (km/h) e profundidade (m), entre as estações do ano (INV: inverno; VER: verão) na Laguna Acaraí. gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p -valor < 0.05); ns: não significativa.....43

Tabela 3 – Resultado da Análise de Variância (ANOVA) para os valores médios (\pm desvio padrão) da: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pluviosidade, salinidade, pH, secchi (m), profundidade (m) e intensidade de ventos (km/h) entre as diferentes áreas de amostragem da Laguna Acaraí. Apresentando os valores ANOVA (F) e comparações pelo teste *post-hoc* de Tukey. (A: externa; B: inferior; C: intermediário; D: superior). gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p -valor < 0.05); ns: não significativo.....44

Tabela 4 – Resultado da Análise de Variância (ANOVA) para os valores médios (\pm desvio padrão) do: (a) tamanho da área de superfície (mm^2) e (b) densidade de plásticos (n/m^3) entre os diferentes anos de amostragem na Laguna Acaraí. Apresentando os valores da ANOVA de Kruskal-Wallis (H) e as comparações múltiplas entre os anos amostrados (A1: ano1; A2: ano2; A3: ano3) e os detritos plásticos (PS: plástico sólido; PM: plástico mole; FP: filamento plástico; FT: fragmento de tinta). gl:

graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p -valor < 0.05);
ns: não significativo.....47

Tabela 5 – Resultados do Teste de t (t) e o Teste de Mann-Whitney (U) para os valores médios (\pm desvio padrão) do: (a) tamanho da área de superfície (mm^2) e (b) densidade de plásticos (n/m^3) entre as estações do ano do ano (INV: inverno; VER: verão) na Laguna Acaraí. (PS: plástico sólido; PM: plástico mole; FP: filamento plástico; FT: fragmento de tinta). gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p -valor < 0.05); ns: não significativo.....48

Tabela 6 – Resultado da Análise de Variância (ANOVA) para os valores médios (\pm desvio padrão) do: (a) tamanho da área de superfície (mm^2) e (b) densidade de plásticos (número/m^3) nas diferentes áreas da Laguna Acaraí. Apresentando os valores da ANOVA de Kruskal-Wallis (H) e as comparações múltiplas entre as áreas amostradas (A: externa; B: inferior; C: intermediária; D: superior) e os detritos plásticos (PS: plástico sólido; PM: plástico mole; FP: filamento plástico; FT: fragmento de tinta). gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p -valor < 0.05); ns: não significativo.....49

Tabela 7 – Resultado da Análise de Variância (ANOVA) para os valores médios (\pm desvio padrão) das densidades (n/m^3) dos táxons de zooplâncton entre os diferentes anos de amostragem na Laguna Acaraí. Apresentando valores de ANOVA (F) e ANOVA de Kruskal-Wallis (H) e as comparações pelos testes *post-hoc* de Tukey e comparações múltiplas entre os anos amostrados A1 (ano1/ 16-17); A2 (ano2/ 18-19); A3 (ano3/ 19-20) e os táxons (Larvas de peixes, Larvas de Decapoda, Evadne nordmanni, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda, Oikopleura, Penilia avirostris, Ovos de peixes, Caprellidae, Ctenophora, Larva de polychaeta, Riqueza e a densidade total). gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p -valor < 0.05); ns: não significativo.....55

Tabela 8 - Resultados do Teste de t (t) e o Teste de Mann-Whitney (U) para os valores médios (\pm desvio padrão) das densidades (n/m^3) dos táxons de zooplâncton entre as estações do ano (INV: inverno; VER: verão) na Laguna Acaraí. (Larvas de

peixes, Larvas de Decapoda, *Evadne nordmanni*, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda, Oikopleura, *Penilia avirostris*, Ovos de peixes, Caprellidae, Ctenophora, Larva de polychaeta, Riqueza e a densidade total). gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p-valor < 0.05); ns: não significativo.....56

Tabela 9 - Resultado da Análise de Variância (ANOVA) para os valores médios (\pm desvio padrão) das densidades (n/m³) dos táxons de zooplâncton nas diferentes áreas da Laguna Acaraí. Apresentando valores de ANOVA (F) e ANOVA de Kruskal-Wallis (H) e as comparações pelos testes *post-hoc* de Tukey e comparações múltiplas entre as áreas amostradas (A: externa; B: inferior; C: intermediária; D: superior) e os táxons (Larvas de peixes, Larvas de Decapoda, *Evadne nordmanni*, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda, Oikopleura, *Penilia avirostris*, Ovos de peixes, Caprellidae, Ctenophora, Larva de polychaeta, Riqueza e a densidade total). gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p-valor < 0.05); ns: não significativo.....57

Tabela 10 – Comparação da densidade (n/m³) de fragmentos plásticos flutuantes da Laguna Acaraí com os encontrados em outros ambientes costeiros e oceânicos do Brasil e do mundo.....63

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1 – Tabela de atribuição das bandas de absorção FTIR-ATR obtidas para as amostras de microplásticos.

Anexo 2 – Tabela Análise dos componentes principais (PCA).

Anexo 3 – Tabela Análise dos componentes principais (PCA).

Anexo 4 – Tabela de Monte Carlo

Anexo 5 – Tabela de Monte Carlo.

Anexo 6 – Tabela Análise dos componentes principais (PCA).

Anexo 7 – Tabela de Monte Carlo.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
2. OBJETIVOS	20
2.1 Objetivo geral.....	20
2.2 Objetivos específicos.....	20
3. REFERENCIAL TEÓRICO	21
3.1 Plâncton.....	22
3.2 Lagoas Costeiras.....	26
3.3 Plásticos.....	27
4. MATERIAL E MÉTODOS	32
4.1 Área de estudo.....	32
4.2 Amostragem.....	34
4.3 Dados ambientais.....	35
4.4 Processamento das amostras.....	35
4.4.1 Zooplâncton e Ictioplâncton.....	35
4.4.2 Microplásticos.....	36
4.5 Análise estatística.....	38
4.5.1 Variáveis ambientais.....	38
4.5.2 Microplásticos.....	39
4.5.3 Zooplâncton.....	40
4.5.4 Zooplâncton e detritos plásticos.....	41
5. RESULTADOS	42
5.1 Variáveis ambientais.....	42
5.2 Microplásticos.....	47
5.3 Características gerais e bandas FTIR-ATR de amostras de microplástico....	50
5.4 Microplásticos e Variáveis Ambientais.....	51
5.5 Zooplâncton.....	54
6. DISCUSSÃO	60
7. CONCLUSÃO	72
8. REFERÊNCIAS	74
9. ANEXOS	92

1. INTRODUÇÃO

O plástico é um importante componente da sociedade moderna, possuindo um baixo custo de produção, alta versatilidade, durabilidade, resistência e potencial de inovação (KOELMANS *et al.*, 2014; ANDRADY, 2011), que se transformou em um elemento essencial para a criação de inúmeros produtos e aplicações nos mais diversos setores da indústria, como embalagens, construção civil, indústria automotiva, saúde e eletrônicos (PLASTICS EUROPE, 2020). Nos últimos 60 anos a produção mundial de plásticos tem crescido significativamente, passando de 1,5 milhões de toneladas em 1950 para 367 milhões de toneladas em 2020 (PLASTICS EUROPE, 2021).

A crescente demanda global por plásticos tem provocado um incremento substancial na produção de resíduos sólidos, gerando desafios consoantes ao descarte adequado do lixo derivado dos produtos e subprodutos plásticos (JAMBECK *et al.*, 2015). Estima-se que entre os anos 1950 e 2017 foram produzidas cerca de 9,2 bilhões de toneladas de plásticos, sendo que apenas 9% foram recicladas nesse período (PLASTICS EUROPE, 2020). O expressivo quantitativo de plástico descartado no ambiente faz com que este material tenha capacidade de persistir por séculos na natureza e se dispersar através das correntes e ventos por diferentes ambientes aquáticos (WOODALL *et al.*, 2014; ANTUNES *et al.*, 2018), estando distribuídos globalmente em todos os oceanos, dos trópicos aos pólos, incluindo no gelo do mar Antártico (WALLER *et al.*, 2017), que constitui uma ameaça crescente aos ecossistemas marinhos (ANDRADY, 2011; ZALASIEWICZ *et al.*, 2016).

Devido à crescente expansão da urbanização nas cidades costeiras, as interações das águas oceânicas com os escoamentos de águas superficiais geram o transporte de fragmentos de plásticos de ambientes terrestres para ambientes aquáticos, ou até mesmo há uma troca entre ambientes aquáticos distintos, o que pode gerar o acúmulo deste poluente nas lagoas costeiras (IVAR DO SUL *et al.*, 2014a; LIMA *et al.*, 2015; LORENZI *et al.*, 2020), que são considerados ambientes de transição entre o continente e o oceano ocupando cerca de 13% das áreas costeiras de todo o mundo (KJERFVE, 1994; CALIMAN *et al.*, 2010; BERALDI *et al.*, 2019).

Durante o transporte os fragmentos plásticos passam por processos de degradação química, física e mecânica, transformando-se em partículas menores, chamadas de microplásticos, com tamanhos que variam de 0,5 a 0,05 cm (BARNES

et al., 2009; SCHMIDT *et al.*, 2017; ANDRADES *et al.*, 2018). Devido à flutuabilidade dos microplásticos, que contribui para a grande concentração na coluna d'água, se tornam bioacessíveis para diversos grupos de organismos aquáticos (HOLMES *et al.*, 2020), incluindo zooplâncton, bivalves, peixes, aves, tartarugas e até grandes mamíferos marinhos (DERRAIK, 2002; HUTCHINS, 2013), gerando a incorporação dessas partículas em teias alimentares (WEIS, 2014; LIMA *et al.*, 2014). Além disso, essas partículas possuem capacidade de adsorção de poluentes orgânicos persistentes que estão presentes na coluna d'água, podendo introduzir toxinas na base da cadeia alimentar, onde há maior potencial de bioacumulação (COLABUONO *et al.*, 2009).

Parte da cadeia trófica de ambientes aquáticos marinhos é composta pelo zooplâncton, que possuem ciclo de vida curto, havendo uma resposta rápida frente às mudanças ocorridas no ambiente, como por exemplo, mudanças climáticas (temperatura, salinidade, vento), concentração de nutrientes, pH e poluentes (ABUBAKAR & ABDULLAHI, 2015). Assim, a composição e a abundância das espécies do zooplâncton podem ser alteradas em função de variações no meio, podendo ser utilizados como indicadores biológicos para avaliação da qualidade da água (FERDOUS *et al.*, 2009).

O corpo hídrico da Laguna Acaraí se destaca na região norte do estado de Santa Catarina, sul do Brasil por prestar serviços ecossistêmicos, servindo como área de desova e desenvolvimento de espécies marinhas de importância econômica e ecológica (LORENZI *et al.*, 2020; LORENZI *et al.*, 2021), contudo, este ambiente vem sofrendo grandes pressões antrópicas como a pesca, recreação e a destinação inadequado dos efluentes domésticos (OLIVEIRA *et al.*, 2017). Dessa maneira, entender a dinâmica e distribuição da comunidade zooplanctônica ao longo da laguna e sua relação com os microplásticos é muito importante para futuras ações de mitigação dos impactos decorrentes da poluição por plásticos nesse importante corpo d'água que compõe o Parque Estadual do Acaraí.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Determinar a variação espaço-temporal da densidade e composição do zooplâncton e dos microplásticos ao longo de três anos na Laguna Acaraí.

2.2 Objetivos específicos

- Determinar as variações na composição, densidade e distribuição do zooplâncton.
- Quantificar a densidade, tamanho e composição estrutural dos microplásticos flutuantes na Laguna Acaraí.
- Determinar as variações de temperatura, profundidade, salinidade, secchi e pH ao longo da laguna.
- Determinar as variações de precipitação e intensidade e direção dos ventos ao longo dos três anos.
- Estabelecer as relações espaço-temporais entre zooplâncton, microplásticos e variáveis ambientais.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Plâncton

3.1.1 Histórico de estudos do plâncton

Um dos primeiros registros de organismos planctônicos foi realizado pelo naturalista holandês Martinus Slabber, em 1778, em um trabalho intitulado *Natural Amusements and Microscopical Observations*. Nesse trabalho, Slabber desenhou vários animais planctônicos, se destacando como uma das primeiras descrições de larvas de caranguejo e de camarão (KOETTKER, 2013). O pioneiro em estudos sobre sistemática de organismos planctônicos, entretanto, parece ter sido John Vaughan Thompson, entre 1828 e 1835, quando este naturalista realizou as primeiras observações sobre a metamorfose de caranguejos e cracas, já consolidando a ideia de que antes de se tornarem adultos, esses animais passam por algumas fases de desenvolvimento (THOMPSON & WHEELER, 1830). Com isso, Thompson mostrou que as larvas eram na verdade fases do ciclo de vida desses animais e não espécies distintas como se pensava na época. Além disso, seus trabalhos parecem ter sido os primeiros a referenciar um arrasto de plâncton, embora não tenha dado ênfase a um protótipo da rede de plâncton no seu trabalho (KOETTKER, 2013).

Outro grande salto nas pesquisas sobre o plâncton marinho foi dado em 1845, durante uma expedição oceanográfica realizada em Helgoland, na Alemanha (KOETTKER, 2013). Neste cruzeiro, o naturalista Johannes Müller tornou-se, ao passar uma rede fina de seda na superfície do mar para capturar algumas partículas em suspensão na água, o maior responsável por aplicar uma técnica de arrasto de plâncton através de uma rede e torná-la universalmente conhecida (SILVA & CABRAL, 2010). Ao analisar as amostras, Müller observou que essas partículas eram totalmente desconhecidas pela ciência e representavam inúmeras formas de vidas vegetais e animais. A partir deste marco, as pesquisas sobre o plâncton marinho ganharam um forte impulso.

Mesmo já tendo sido coletado em diversas expedições, o plâncton só ganhou maior notoriedade após a sua definição como um termo científico. A palavra plâncton vem do grego *Planktos* (“errante”) e foi empregada pela primeira vez em 1886, pelo naturalista alemão Viktor Hensen (SILVA & CABRAL, 2010). Nesta ocasião Hensen definiu erroneamente o termo como sendo “algo que é impulsionado ou que flutua”,

fazendo com que Haeckel redefinisse-a em 1890 como “algo que vive ao sabor das águas”.

Desde esta época, esta palavra tem sido utilizada para denominar o conjunto de seres vivos que vivem na coluna de água e que não possuem movimentos natatórios suficientes para vencer as correntes (HUBER & CASTRO, 2012; SARDET, 2015). Fazem parte desse grupo: o virioplâncton (vírus), bacterioplâncton (bactérias e cianobactérias); o fitoplâncton (algas microscópicas e os protistas fotossintetizantes formados por uma única célula ou organizados em colônias); o zooplâncton (animais e protistas não fotossintetizantes); e o ictioplâncton (ovos, larvas e pós-larvas de peixes) (BONECKER *et al.*, 2002).

3.1.2 Características gerais do zooplâncton

Zooplâncton é um termo designado para um grupo de organismos heterotróficos de diferentes categorias sistemáticas, tendo como característica comum a coluna d'água como seu habitat. São observados representantes com todos os hábitos alimentares: herbívoros, carnívoros, detritívoros e onívoros (DUARTE & SILVA, 2008). Em comunidades equilibradas, os predominantemente herbívoros são, muitas vezes, os organismos mais abundantes do zooplâncton em termos de densidade e biomassa, mas dependendo da situação, um herbívoro pode apresentar características detritívoras ou carnívoras temporárias. Esse comportamento é chamado de mixotrofia, ou seja, um determinado grupo pode apresentar mais de uma condição trófica de acordo com as condições do meio (SILVA & CABRAL, 2010).

Vários grupos de animais que passam todo o seu ciclo de vida no plâncton constituem o holoplâncton ou o zooplâncton permanente (VALIELA, 1995). Geralmente o holoplâncton domina a comunidade zooplanctônica, sobretudo, nos oceanos abertos e nas regiões costeiras com pouca influência continental. Por outro lado, alguns animais passam somente uma determinada fase de seu ciclo de vida no plâncton como ovos, larvas e/ou adultos e são conhecidos como meroplâncton ou zooplâncton temporário (SARDET, 2015).

Quanto ao tamanho, o zooplâncton pode ser dividido em categorias, dentre as quais está o a) microzooplâncton (< 200 µm), que é composta por protozoários heterótrofos unicelulares como ciliados, foraminíferos, radiolários, além de dinoflagelados e nanoflagelados heterótrofos (LOPES *et al.*, 2006). Nas frações

maiores (> 200 µm), os copépodes são predominantes (> 70%) tanto em densidade (BONECKER *et al.*, 2002), quanto em biomassa (BRADFORD-GRIEVE *et al.*, 1999) e além dos copépodes, nessa classificação estão os cladóceros, eufausiáceos, misidáceos, ostrácodes, pterópodes, sifonóforos, quetognatos, apendicularias e salpas (BRANDINI *et al.*, 1997). O meroplâncton, por outro lado, é dominado por ovos e larvas de peixes (ictioplâncton), moluscos, crustáceos e outros invertebrados bentônicos (LOPES *et al.*, 2006).

3.1.3 Ictioplâncton

O ictioplâncton é constituído de ovos e as larvas dos peixes que estão livres na coluna d'água (HUBER & CASTRO, 2012), que corresponde à fase meroplanctônica de um grupo de organismos vertebrados, correspondentes aos Osteichthyes (peixes ósseos em geral). O desenvolvimento dos peixes é dividido em etapas e a primeira é o período embrionário (ovo) que compreende a fase de fecundação até a eclosão; a segunda etapa inclui o período larval, que compreende a fase entre a eclosão e a metamorfose (fim da vida no plâncton, com o aparecimento de características semelhantes do peixe juvenil e adulto); e a terceira etapa, pós-larva, inclui o período juvenil e adultos, compreendida entre a metamorfose e a primeira maturação sexual (AHLSTROM, 1983; RÉ, 1984).

As larvas recém-eclodidas apresentam um saco vitelínico que serve de alimento para a larva até um certo estágio, conhecido como alimentação endógena, sendo o vitelo a única fonte de alimento durante as fases iniciais de desenvolvimento. Após a absorção desse vitelo, a alimentação passa a ser exógena, ou seja, a larva passa a se alimentar do plâncton (AHLSTROM, 1983; PIEDRAS & POUHEY, 2004, FERREIRA, *et al.*, 2009).

Um dos acontecimentos fundamentais no desenvolvimento dos peixes é a flexão, que inclui o início da flexão da notocorda até a formação dos ossos hipurais. Com base nessa característica é apropriado dividir as fases larvais em preflexão, flexão e pós-flexão. O estágio de flexão da notocorda é seguido pelo rápido desenvolvimento das nadadeiras, mudanças no formato do corpo, na habilidade de locomoção e das estratégias alimentares (AHLSTROM, 1983; RÉ, 1999).

As larvas de peixes são transportadas do mar para o estuário e lagoas costeiras como estratégia de crescimento e recrutamento, utilizando a maré de inundação para migrarem e são devolvidos pelo refluxo da maré (DANDO, 1984, WHITFIELD, 1989;

VENDEL & CHAVES, 2006). Para algumas espécies o estuário pode servir como um local de alimentação e proteção das larvas e dos juvenis (RÉ, 1999).

3.1.4 Adaptações à vida planctônica

Para permanecer no domínio planctônico, os organismos precisam de algumas adaptações morfológicas que fazem com que esses indivíduos se mantenham suspensos na coluna d'água. Sabe-se que o citoplasma nos organismos planctônicos tem uma densidade que varia de 1,03 a 1,10 g.L⁻¹, sendo assim, são mais pesados que a água do mar, com densidade que varia entre 1,021 e 1,028 g.L⁻¹, o que faria com que eles afundassem naturalmente (SILVA & CABRAL, 2010; SARDET, 2015). Para garantir o seu sucesso na coluna d'água, esses organismos possuem adaptações específicas, dentre as quais se pode destacar:

1) Tamanho: em geral são pequenos e quanto menor for o comprimento corporal, menor será o peso e maior será a relação superfície/volume (DUARTE & SILVA, 2008; SILVA & CABRAL, 2010).

2) Forma do corpo: é importante, pois quanto maior a superfície e menor o volume, maior será a resistência ao afundamento. Portanto, a forma ideal é aquela que apresenta uma relação alta entre superfície/volume. Pela Lei de Stokes, o aumento da relação superfície/volume eleva a superfície de atrito e desacelera o afundamento. Isso é obtido com a diminuição do tamanho do corpo, mas também pode ser alcançada pela presença de setas, espículas, apêndices plumosos, pelos, cerdas, corpo achatado e indivíduos organizados em cadeias (BUSKEY *et al.*, 2012; SEIBEL & DRAZEN, 2007; SLUSARCZYK, *et al.*, 2019; SHIINO *et al.*, 2020).

3) Constituição corporal: Apesar de todas as características morfológicas contribuírem para a flutuação no plâncton, tais estruturas apenas amenizam a taxa de afundamento, entretanto, muitos dos organismos do zooplâncton apresentam certos dispositivos de flutuação os quais tornam o corpo mais leve (SEIBEL & DRAZEN, 2007; SILVA & CABRAL, 2010). Estes dispositivos incluem bolsas ou bóias preenchidas com gás, que em geral consiste de uma mistura de oxigênio, gás carbônico e nitrogênio, observadas nos cnidários sifonóforos, em alguns moluscos e larvas de peixes.

Um substituto para essas bolsas ou bóias de gás é a reserva de compostos nos tecidos do animal e que são menos densos que a água (SILVA & CABRAL, 2010; SARDET, 2015; LENZ, 2021). Exemplos desses compostos são diversas formas de

lipídios e é bastante comum observar copépodes e outros crustáceos com gotas de óleo espalhadas pelo corpo. Outros animais, como por exemplo os cnidários, alguns moluscos, taliáceos e quetognatos, desenvolveram um corpo bastante gelatinoso, cujos íons pesados (sulfatos) foram substituídos por íons mais leves (cloretos), permitindo a estes animais uma maior flutuação (SILVA & CABRAL, 2010; SARDET, 2015; LENZ, 2021).

Além disso, alguns podem apresentar cloreto de amônia como mecanismo de flutuação, a exemplo das para-larvas de cefalópodes e de algumas larvas de crustáceos. A maioria desses organismos não tem esqueleto e quando ele existe é fino e leve, como o exoesqueleto dos crustáceos, copépodes e cladóceros. Poucos moluscos planctônicos apresentam conchas e os que apresentam, encontraram uma solução para amenizar o peso ao desenvolverem um véu lobular expansivo rodeado de cílios, os quais são utilizados na locomoção e na captura de alimentos (SILVA & CABRAL, 2010; SARDET, 2015; LENZ, 2021).

4) Coloração: Outra adaptação comum desses animais são as cores e a transparência. Como quase todos os organismos do zooplâncton participam das teias alimentares marinhas como estágios intermediários, eles estão constantemente convivendo com seus predadores, portanto a transparência ou a apresentação de cores que auxiliam na camuflagem são empregadas para a proteção na coluna d'água (KERFOOT, 1982; SILVA & CABRAL, 2010; BUSKEY *et al.*, 2012).

5) Migração vertical: Grande parte dos organismos planctônicos tem a capacidade de realizar migrações verticais na coluna de água, alterando a sua densidade relativamente à da água ou através de movimentos natatórios. Esta migração é menos intensa e frequente no fitoplâncton, mas muito ativo no caso do zooplâncton. Ocorre quando eles afundam para águas profundas durante o dia, com menos luz, e sobem para perto da superfície a noite para se alimentar, permitindo que escapem dos predadores (FROST, 1998; PREVIATTELLI *et al.*, 2005; LENZ, 2021).

6) Bioluminescência: A emissão da bioluminescência não é contínua e pode ser desencadeada por diversos processos: estimulação mecânica, estimulação luminosa pela presença de outras colônias, ou mesmo excitação térmica. As hipóteses para explicar a bioluminescência sugerem que seja um mecanismo de defesa contra predadores, ou então serve para atrair presas, além disso também teria o papel de atração entre indivíduos da mesma espécie para facilitar a reprodução (BONECKER *et al.*, 2002; LENZ, 2021).

3.1.5 Importância da comunidade zooplanctônica

O zooplâncton é constituído de muitos tipos de organismos e grande parte deles possui ciclo de vida curto, havendo uma resposta rápida a mudanças ocorridas no ambiente (BONECKER, 2006; DOS SANTOS *et al.*, 2009), como por exemplo, mudanças climáticas (temperatura, salinidade, vento), concentração de nutrientes, pH, entre outros fatores (BRANDINI, 1997). Assim, a composição de espécies e a abundância do zooplâncton podem ser alteradas em função de variações no meio, podendo ser utilizados como indicadores biológicos para avaliação da qualidade da água (FERDOUS *et al.*, 2009). Além disso, outra grande importância dos organismos zooplanctônicos está relacionada principalmente em seu papel de condutor do fluxo de energia, dos produtores primários para os consumidores de níveis tróficos superiores (DHANASEKARAN *et al.*, 2017; RICHARDSON, 2008), sendo um importante grupo responsável pela produtividade secundária, é também fundamental no transporte e regeneração de nutrientes pelo seu elevado metabolismo (COLE *et al.*, 2013).

3.2 Lagoas costeiras

Lagoas costeiras são corpos de águas rasas e calmas que geralmente tem comunicação restrita com o mar e frequentemente formam um sistema ilha-barreira-laguna, relacionado diretamente à dinâmica costeira (KJERVE, 1994). Lagoas e Lagunas costeiras do litoral sul brasileiro possuem em geral uma origem semelhante, quer seja por isolamento de enseadas e braços de mar por cordões litorâneos ou por fechamento de desembocadura de rios por sedimentos de origem diversa. Dessa forma se diferenciam em seu aspecto funcional, uma vez que lagunas permanecem ligadas ao mar por fluxo e refluxo, sujeitas portanto ao regime de marés, enquanto lagoas se isolam do mar, sem refluxo (ESTEVES, 1988).

As Lagoas costeiras são normalmente encontradas ao longo das planícies costeiras (MARTIN & DOMINGUEZ, 1994) e constituem cerca de 13% das regiões costeiras em todo o mundo, com área variando entre 0,01 km² a 10.000 km², com profundidades geralmente inferiores a 5 m (BIRD, 1994; KJERFVE, 1994). A salinidade das águas é variável, desde quase doce (hipossalina) até salgada (hipersalina) (JAMBECK *et al.*, 2015), dependendo do balanço hidrológico da região onde estão inseridas (KJERFVE 1994). Além disso, nesses ambientes considerados

de transição ocorrem variações sazonais ou de curto período das variáveis abióticas como temperatura, salinidade e maré, que por sua vez ocasionam mudanças na produtividade primária (ESTEVES *et al.*, 2011). O volume total de água da lagoa é regulado pelos fluxos do continente, do mar e da atmosfera, ou seja, pelo escoamento da água do solo, o fluxo de entrada e saída da água do mar, evaporação e precipitação (FLORES-VERDUGO *et al.*, 1990).

A maioria das lagoas costeiras se formaram como resultado da elevação do nível dos oceanos, especialmente durante o Holoceno ou Pleistoceno, e a formação de barreiras costeiras foi desenvolvida por vários processos marinhos e eólicos (KJERFVE 1994; OLIVEIRA & VIEIRA, 2017b).

São considerados ambientes ecológica e economicamente importantes, pois muitos desses ecossistemas apresentam altas taxas de produtividade, intenso uso para aquacultura, recreação e descarga de resíduos (ESTEVES *et al.*, 2008; SPAULDING, 1994). Além disso, contribuem de maneira direta para a manutenção dos lençóis freáticos e para a estabilidade climática local e regional, sendo também considerados ecossistemas de grande importância para a preservação da biodiversidade, além disso, são importantes áreas para o refúgio e berçário para muitas espécies marinhas (VELASCO *et al.*, 2018; MARCOS *et al.*, 2019)

Apesar de sua grande importância e usos múltiplos, as lagoas costeiras são consideradas um dos ecossistemas que mais sofrem impactos antrópicos. Dentre os principais impactos sofridos pelas lagoas estão: o lançamento de efluentes domésticos e/ou industriais, aterros e edificações nas margens, assoreamento da bacia hidrográfica, degradação da vegetação do entorno, introdução de espécies exóticas, poluição plástica, dentre outros (ESTEVES *et al.*, 2008).

3.3 Plásticos

3.3.1 Contexto histórico, produção e consumo

Plástico é o nome dado a um grupo de materiais com propriedades diversas, mas unidos por uma característica que é a polimerização, onde os polímeros formam macromoléculas pelo encadeamento de milhares de monômeros, como os hidrocarbonetos derivados de combustíveis fósseis (FU *et al.*, 2020). O tamanho e o

arranjo dessas ligações ajudam a determinar as características diversas do material final, tais como: flexibilidade, força e durabilidade (GOEL & NITHIN, 2017).

O pioneiro da produção de artefatos plásticos manufaturados foi John Hyatt (século XIX), tendo sido idealizado para substituir o marfim utilizado nas bolas de bilhar. À época, havia preocupação que os elefantes pudessem entrar para a lista de animais em risco de extinção devido à sua caça desenfreada para o consumo do marfim (FREINKEL, 2011). Hyatt chamou sua invenção de celuloide, por ser feito a partir de celulose, material orgânico o qual podia ser modelado quando aquecido e mantinha sua forma com a refrigeração (ANDRADY & NEAL, 2009). Assim, este e os demais plásticos precursores da época eram advindos de matérias-primas naturais e surgiram em um momento de início da sociedade de consumo moderna, cuja demanda por materiais exigia versatilidade e baixo custo (RIOS *et al.*, 2007).

A baquelite foi o primeiro polímero completamente sintético, sendo que sua concepção foi desenvolvida por Leo Baekeland no início do século XX (1907). Baekeland utilizou o alcatrão de hulha, um subproduto do processamento do carvão como matéria-prima. Assim como o celuloide, foi idealizada para substituir uma substância natural escassa, a laca, cuja demanda vinha crescendo no início do século XX por ser um ótimo isolante elétrico (PIATTI, 2005). Nas décadas subsequentes (1920 e 1930), foram desenvolvidos e sintetizados a maior parte dos plásticos utilizados até os dias atuais, tais como: o poliestireno e o polietileno, que viriam a ser os materiais mais utilizados em embalagens.

Na década de 1940 houve um incremento expressivo na produção de plásticos, dado que, já haviam sido desenvolvidas máquinas de moldagem por injeção. Notadamente, a era do plástico pôde ser deflagrada com a Segunda Guerra Mundial. Para preservar metais e outros materiais estratégicos, o governo norte americano estimulou o uso dos plásticos para a produção de todos os bens que fossem possíveis. Com isso, a Segunda Guerra Mundial “tirou a química polimérica do laboratório e a trouxe para a vida real” (FREINKEL, 2011).

Na segunda metade do século XX, a produção de plásticos aumentou de maneira substancial devido a praticidade da sua utilização (GEYER *et al.*, 2017) e, a partir desse período até os dias atuais, uma diversidade de polímeros foi desenvolvida, apresentando propriedades amplas e vantajosas, o que justificou o seu uso nos mais variados setores da sociedade (OLIVATTO *et al.*, 2018). Em função da alta durabilidade, leveza, maleabilidade, impermeabilidade e, principalmente, ao seu baixo

custo, os plásticos são ideais para muitos produtos industriais e itens utilizados cotidianamente (HOPEWELL *et al.*, 2009; ANDRADY & NEAL, 2009), sendo considerados como materiais onipresentes da sociedade moderna do século XXI (COLE *et al.*, 2011).

A produção mundial de plásticos tem crescido significativamente nos últimos anos, passando de 1,5 milhões de toneladas em 1950 para 368 milhões de toneladas em 2019, sendo Ásia, América do Norte e Europa os maiores contribuintes mundiais, contribuindo com 51%, 19% e 16% da produção global, respectivamente. Deste número, a maior parte produzida é destinada para embalagens, construção civil e indústria automotiva (PLASTICSEUROPE, 2020). O aumento do uso de plásticos traz uma ameaça crescente aos ecossistemas marinhos. De acordo com JAMBECK *et al.*, (2015), o fluxo de material plástico para os oceanos pode aumentar em uma ordem de magnitude em dez anos.

3.3.2 Descarte e degradação dos plásticos nos ambientes marinhos

A crescente demanda global por plástico têm provocado um incremento substancial da geração dos seus resíduos, gerando desafios consoantes ao descarte adequado do lixo derivado dos produtos e subprodutos plásticos (JAMBECK *et al.*, 2015). Os países que mais produzem lixo plástico são Estados Unidos, com aproximadamente 70,78 milhões de toneladas ao ano, China, com 54,74 e em terceiro lugar a Índia, com 19,31 milhões. O quarto lugar, com 11,3 milhões de toneladas de plástico produzidas ao ano é do Brasil. Deste montante, segundo estimativas atuais, cerca de 40% dos produtos plásticos se tornam lixo em menos de um mês (GEYER *et al.*, 2017). Entre os anos 1950 e 2017 foram produzidas cerca de 9,2 bilhões de toneladas de plástico, sendo que apenas 9% foram recicladas nesse período.

O expressivo quantitativo de plástico descartado no ambiente faz com que este material tenha capacidade de persistir por séculos na natureza, ainda que passem por degradação físico-química e biológica (ANDRADY, 2011; ZALASIEWICZ *et al.*, 2016). A degradação físico-química é ocasionada e catalisada, principalmente, pelas intempéries (calor e umidade) e radiação UV, sendo que os materiais plásticos são gradualmente fragmentados em tamanhos que compreendem os megaplásticos (> 50 cm), macropulásticos (5 a 50 cm), mesoplásticos (0,5 a 5 cm), micropulásticos (MP) (0,5 a 0,05 cm), e nanopulásticos (NP) (< 0,05 cm) (SCHMIDT *et al.*, 2017; LEBRETON *et al.*, 2018; ANDRADES *et al.*, 2018). Tais fragmentos constituem resíduos sólidos que

podem ser transportados e acumulados em diversos ambientes (JAMBECK *et al.*, 2015), dentre eles: as praias, costões rochosos, manguezais, lagoas costeiras e estuários (THOMPSON, 2009b).

3.3.3 Os plásticos como poluentes emergentes e seus efeitos sobre os organismos marinhos

Ao longo dos anos a poluição dos corpos d'água por plásticos vem ascendendo (PLASTICSEUROPE, 2019), sendo atualmente considerada um dos efeitos antrópicos que precede os problemas de ordem ecológica, social e econômica do século XXI (ANDRADES *et al.*, 2018; COMPA *et al.*, 2019). Adicionalmente, os microplásticos são considerados poluentes emergentes do ambiente marinho, tendo efeito global em toda a biodiversidade, pois estão presentes em água, solo e ar (RICHARDSON & KIMURA, 2016).

Notadamente, em virtude das características hidrofóbicas e as elevadas áreas superficiais dos plásticos (WAGNER & LAMBERT, 2018), a adesão de poluentes nas suas superfícies é favorecida, podendo atuar como veículos transportadores de poluentes emergentes hidrofóbicos (ARIS *et al.*, 2014; CARBERY *et al.*, 2018), como pesticidas, metais pesados, poluentes orgânicos persistentes (POPs), DDTs (diclorodifeniltricloroetano) e PCBs (policloreto de bifenila) (KHALID *et al.*, 2021), encontrados nos oceanos, ocorrendo assim a bioacumulação de poluentes nocivos em toda a cadeia trófica (ERIKSEN *et al.*, 2013; PROCTER *et al.*, 2019).

Estima-se que mais de 5 trilhões de pedaços de plástico estejam flutuando nos oceanos, pesando mais de 250 mil toneladas (ERIKSEN *et al.*, 2014). A grande concentração desse poluente nos ambientes marinhos pode gerar uma interação negativa com os organismos que habitam a coluna d'água (GALL & THOMPSON, 2015). Devido à variação de tamanhos, os detritos plásticos tornam-se bioacessíveis para diversos grupos de organismos aquáticos (HOLMES *et al.*, 2020), sendo reportados efeitos negativos causados por plásticos em uma grande diversidade de organismos marinhos, como peixes (POSSATTO *et al.*, 2011; ROCHMAN *et al.*, 2013), répteis (TOURINHO *et al.*, 2010), aves (WILCOX *et al.*, 2015), mamíferos (LUSHER *et al.*, 2015), invertebrados (VAN CAUWENBERGHE *et al.*, 2015), sua ingestão pode acarretar diversos problemas como afetar a capacidade de alimentação, absorção de nutrientes, redução das taxas reprodutivas, lacerações e úlceras, podendo levar à morte (LUSHER *et al.*, 2013). Tais grupos de organismos

são de extrema importância para a manutenção dos ecossistemas, desempenhando funções que garantem os serviços ecossistêmicos. Sendo assim, a crescente abundância de microplásticos nos ambientes marinhos pode ser capaz de modificar a abundância e a diversidade de toda a comunidade aquática (WRIGHT *et al.*, 2013).

Os organismos zooplanctônicos podem ingerir microplásticos durante a alimentação, seja capturando-os involuntariamente durante a filtração, confundindo-os com presas durante o forrageamento ou até mesmo ingerindo organismos de níveis tróficos inferiores contendo essas partículas, com a transferência ao longo da cadeia trófica (SETALÃ *et al.*, 2014; KERSHAW & ROCHMAN, 2015; AMIN *et al.*, 2020). Dos muitos estudos sobre toxicidade dos microplásticos em invertebrados realizados nos últimos anos, muitos relataram efeitos adversos, como redução na capacidade de alimentação e reserva de energia, incorporação de microplásticos no tecido corporal e danos físicos ao trato digestivo (BROWNE *et al.*, 2011; WRIGHT *et al.*, 2013; COLE *et al.*, 2015).

Um estudo realizado no Norte do Oceano atlântico evidenciou que os microplásticos podem ser ingeridos por diferentes grupos zooplanctônicos como os ciliados, cladóceros, copépodes, larvas de peixes e bivalves, o que gera impactos negativos na saúde desses organismos, já que os microplásticos não apresentam nenhum valor nutricional, o que afeta diretamente na redução das taxas de absorção de nutrientes, gerando deficiências energéticas e reprodutivas e aumento da mortalidade (COLE *et al.*, 2013). O estudo de Kvale *et al.*, (2021) realizado nos oceanos globais observou que o consumo de microplásticos pelo zooplâncton diminuiu a taxa de ingestão do fitoplâncton, desencadeando uma grande proliferação desses organismos. Como consequências há a saturação do oxigênio na coluna d'água, afetando diretamente os organismos aquáticos, podendo levar a um desequilíbrio ambiental, com efeitos em toda cadeia trófica (KVALE *et al.*, 2021). O estudo de Cole *et al.*, (2015) realizado no Canal da Mancha Ocidental detectou a presença de microplásticos nas pelotas fecais dos organismos zooplanctônicos, demonstrando que isso pode contribuir com a redução da taxa de sedimentação das pelotas fecais, e assim, alterar a ciclagem de nutrientes nos ecossistemas aquáticos. Essa redução da sedimentação leva a uma diminuição da matéria orgânica que chegaria ao fundo do oceano para os organismos bentônicos, reduzindo assim a ciclagem dos nutrientes. Em adição, aumenta a quantidade de material particulado na coluna d'água, o que limita a penetração de luz, afetando a taxa fotossintética e, portanto, toda a cadeia

alimentar (LINDEQUE *et al.*, 2016). A ingestão das partículas de microplásticos pelo zooplâncton está diretamente relacionada com a densidade das partículas na água, determinando assim a sua biodisponibilidade aos níveis tróficos inferiores e superiores (BOERGER *et al.*, 2010; LIMA *et al.*, 2014).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O corpo hídrico da Laguna Acaraí se destaca na região norte do estado de Santa Catarina, como um importante corpo d'água, que possui forma alongada paralela à linha de costa, na direção SO-NE (Fig.1) (OLIVEIRA & VIEIRA, 2017a). Na sua maior extensão é bem preservado, pois a maior área do seu curso está inserida no Parque Estadual Acaraí, uma unidade de conservação de proteção integral criada em 23 de setembro de 2005 pelo Decreto n.º 3.517 (SANTA CATARINA, 2005; STCP, 2009). Na porção do central do Parque Estadual do Acaraí encontra-se a Lagoa do Acaraí, com 11.700 m de comprimento e largura média de 600 m, e secundariamente está a Lagoa do Capivaru, com 2.900 m de comprimento e largura média de 140 m (OLIVEIRA *et al.*, 2017). Entre as principais bacias hidrográficas da Ilha de São Francisco do Sul se destaca a bacia do Rio Acaraí, com área de 101,8 km², o que corresponde a 37,7% da área total da ilha. Já o Parque Estadual Acaraí, com 66,7 km², corresponde a 24,7% da área da ilha (OLIVEIRA *et al.*, 2017). A Laguna Acaraí foi formada em nível relativo do mar acima do atual durante o período do Holoceno, correspondendo a um estágio final de longos mecanismos de retrabalhamento dos antigos campos de dunas e terraços marinhos adjacentes (OLIVEIRA & VIEIRA, 2017b).

A vegetação do domínio da mata atlântica está representada por manguezais, florestas ombrófila densa de terras baixas e submontana, várzeas, dunas e vegetação de restinga, que o tornam um importante local para proteção, habitat de alimentação e desenvolvimento de uma alta diversidade de organismos estuarinos, marinhos e terrestres (MELO JÚNIOR & BOEGER, 2017). Na floresta ombrófila densa de terras baixas têm expressão espécies de porte arbóreo, tais como guanandi ou olandi (*Calophyllum brasiliense*), ipês (*Tabebuia* sp.) e figueiras (*Ficus organensis*). Na restinga há espécies dos tipos herbáceos com extensos sistemas radiculares

responsáveis pelo processo de fixação das antedunas, como batateira-da-praia (*Ipomea pes-caprae*), pinheirinho-da-praia (*Remirea maritima*), grama-da-praia (*Paspalum vaginatum*), acariçoba ou ervacapitão (*Hydrocotyle bonariensis*), capim-da-praia (*Spartina ciliata*) e feijão-da-praia (*Sophora tomentosa*) (MELO JÚNIOR & BOEGER, 2017).

Conforme a classificação de Köppen, o clima da região litorânea do Estado de Santa Catarina é do tipo Cfa ou temperado chuvoso e moderadamente quente e úmido em todas as estações, com o verão quente (Cfa) e o inverno seco (Cw) (ALVARES, 2013). A média de precipitação anual é de 1.761,7mm, considerando que pode ter anos mais chuvosos e anos mais secos (OLIVEIRA & VIEIRA, 2017a).

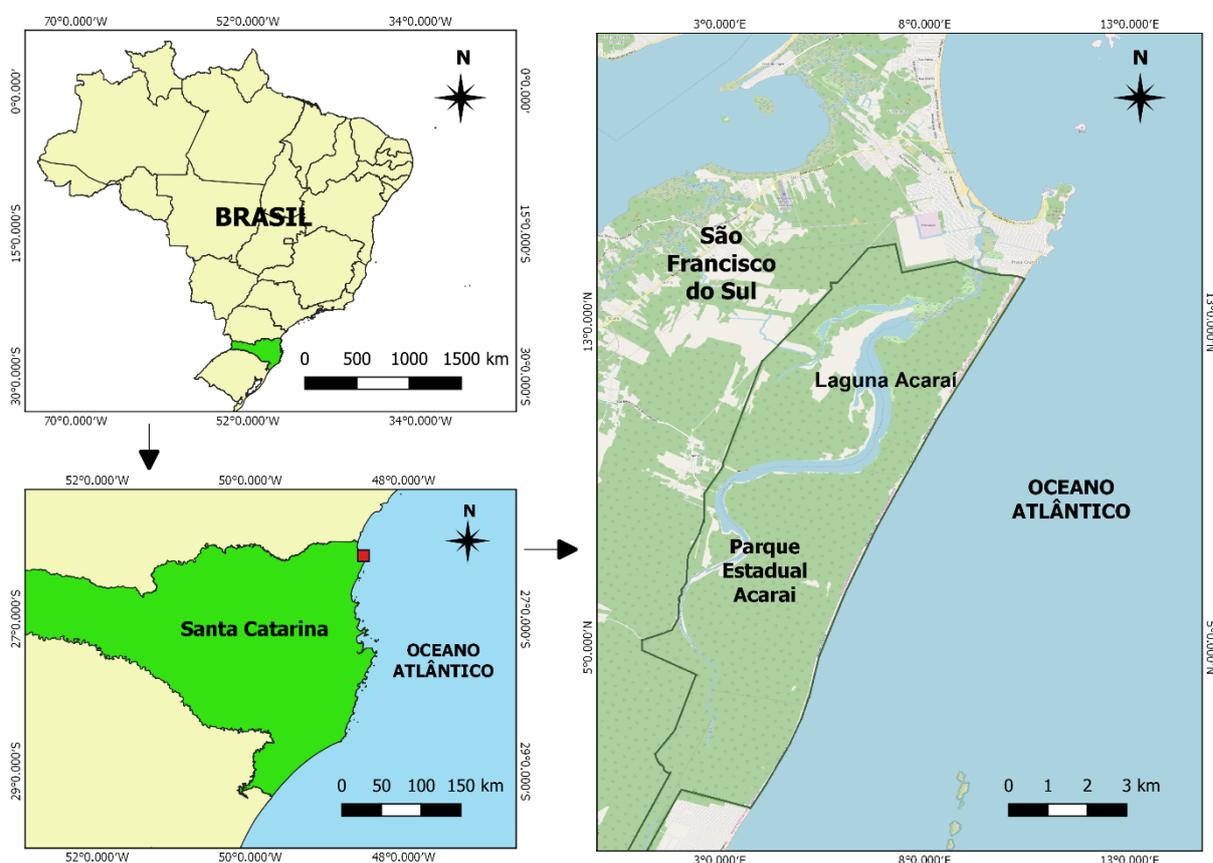


Figura 1 - Mapa com a localização da Laguna Acaí, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil.

Fonte: arquivo pessoal. A área delimitada em verde representa a demarcação do Parque Estadual do Acaí.

4.2 Amostragens

Para a análise da densidade, composição e distribuição do zooplâncton e dos microplásticos foram realizadas coletas em áreas da laguna entre 2016 e 2020 (A1: 2016 a 2017, A2: 2019 e A3: 2020) nas estações de inverno em agosto de 2016, 2019 e 2020 e de verão em fevereiro de 2017, 2019 e 2020. No eixo principal da laguna foram estabelecidas quatro áreas, representadas por A, B, C e D (Fig.2) nas quais foram realizados três arrastos horizontais consecutivos com duração de 10 minutos com uma rede de plâncton cônico-cilíndrica de três metros de comprimento com malha de 300 μm (BARLETTA *et al.*, 2020; LORENZI *et al.*, 2020) e abertura de 60 cm de diâmetro à qual foi acoplada um fluxômetro General Oceanics® modelo 2030R e o copo coletor das amostras (Figs. 3a e 3b). Ainda em campo as amostras coletadas foram armazenadas em potes plásticos de 500mL e fixadas em solução de formol 10% tamponado com Tetraborato de Sódio P.A - Bórax®.



Figura 2 - Disposição das áreas onde foram realizadas as amostragens, os quadrados em vermelho representam as áreas de coleta: (A, externa), (B, inferior), (C, intermediária), e (D, superior), Laguna Acaraí, São Francisco do Sul, Santa Catarina.

Fonte: Google Earth (2022).

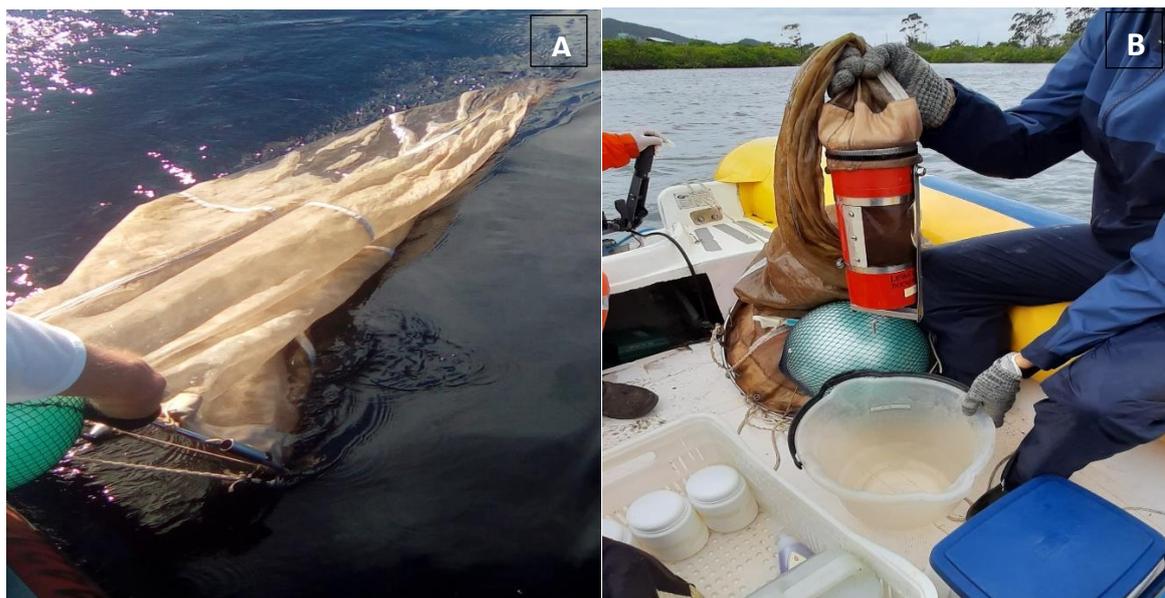


Figura 3 - (a) Rede de plâncton cônico cilíndrica. (b) Copo coletor das amostras.

Fonte: Arquivo pessoal.

4.3 Dados ambientais

As variáveis físicas e químicas da coluna d'água como temperatura, pH e salinidade de cada área de amostragem foram determinadas *in situ* com uma sonda multiparâmetros Hanna® modelo HI98194, a profundidade (m) foi determinada a partir de uma trena graduada e a penetração de luz determinada com a profundidade (m) de um Disco de Secchi.

A pluviosidade (mm) e a intensidade (km/h) e frequências das direções dos ventos dos quadrantes ((N) Norte; (NNE) Norte-nordeste; (NE) Nordeste; (ENE) Leste-nordeste; (L) Leste; (ESE) Leste-sudeste; (SE) Sudeste; (SSE) Sul-sudeste; (S) Sul; (SSO) Sul-sudoeste; (SO) Sudoeste; (OSO) Oeste-sudoeste; (O) Oeste) foram disponibilizados pelo Centro de Informações de Recursos Ambientais e Hidrometeorologia de Santa Catarina (EPAGRICIRAM), a partir dos dados coletados na estação meteorológica de Balneário Barra do Sul/Santa Catarina. Foram calculados as médias de mensais para essas variáveis.

4.4 Processamento das amostras

4.4.1 Zooplâncton e Ictioplâncton

No laboratório as amostras foram lavadas e filtradas primeiramente em malha de 65 μm e três alíquotas de 10 mL foram retiradas da amostra

homogeneizada para a triagem do zooplâncton em placas de Petri. Depois as amostras foram novamente lavadas e filtradas em malha de 500 µm para a triagem e identificação do icteoplâncton. Todas as amostras foram triadas com o auxílio de um estereomicroscópio (LEICA EZ4), sendo os organismos identificados conforme bibliografia disponível e quantificados.

O cálculo da densidade (n/m^3) do zooplâncton e icteoplâncton de cada amostra considerou o volume de água filtrado segundo a equação (LIMA *et al.*, 2015): $\Delta \text{Flux} * 0,3 \text{ m} * 0,2827 \text{ m}^2 * 1 = \text{Volume de água filtrada (m}^3\text{)}$.

Onde, ΔFlux é a diferença entre os valores de revolução final e inicial do fluxômetro, 0,3 m é a distância de uma revolução do fluxômetro e 0,6 m é o diâmetro do aro da rede, totalizando uma área de 0,2827 m² ($A = \pi r^2$).

As densidades de zooplâncton e icteoplâncton foram padronizadas para um volume de 1m³, utilizando a expressão: $n^\circ \text{ de indivíduos} \div \text{volume filtrado pela rede} \times 1 = \text{indivíduos}/1\text{m}^3$.

4.4.2 Microplásticos

Para a separação dos microplásticos as amostras foram lavadas e filtradas em malha de 500 µm, depois triadas em placas de petri com o auxílio de um estereomicroscópio (LEICA EZ4). Depois de separados os microplásticos foram desidratados em uma estufa a 60°C por 48h (LIMA *et al.*, 2014; FERREIRA *et al.*, 2019). Os microplásticos foram identificados por inspeção visual, consistência física, forma e brilho, e todas as partículas que mantiveram suas características após a secagem na estufa foram consideradas plásticos (LUSHER *et al.*, 2013; FERREIRA *et al.*, 2019). Antes da triagem das amostras, foram tomadas medidas de precaução para evitar a contaminação aérea e entre amostras, seguindo a metodologia proposta por Lima *et al.*, (2014) e Ferreira *et al.*, (2019).

Após a secagem, os detritos plásticos foram fotografados digitalmente com uma câmera Dino-Eye AM4023X conectada a um estereomicroscópio Zeiss Stemi 2000 e as imagens foram analisadas com o programa DinoCapture 2.0 para determinar a área superficial (mm²) dos fragmentos plásticos e categorizá-los de acordo com a classificação proposta por Lima *et al.*, (2014) em plásticos sólidos (PS), plásticos moles (PM), filamentos de plástico (FP) e fragmentos de tinta (FT) (Fig. 4a-d). Os tamanhos dos plásticos foram classificados como microplástico (<5

mm) ou mesoplástico (5 a 200 mm) (adaptado de Eriksen *et al.*, 2014), separando nas proporções de meso e microplástico por ano e estação.

Para a análise estrutural, os detritos plásticos foram separados entre as classes de plásticos e os distintos números de comprimentos de ondas que foram detectados para cada classe (Plástico sólido: PS1, PS2, PS3, PS4, PS5, PS6, PS7 e PS8; Plástico mole PM1, PM2, PM3, PM4, PM5, PM6, PM7 e PM8; Filamentos de plástico FP1, FP2, FP3, FP4, FP5, FP6 e FP7; Fragmentos de tinta (FT1, FT2, FT3, FT4, FT5, FT6 e FT7). Para essa análise foi utilizada a técnica de FTIR no equipamento Perkin Elmer Spectrum, no Laboratório de Materiais da Univille. Foram realizadas 16 varreduras por amostra, de 400 a 4000 cm^{-1} , no modo de refletância total atenuada (ATR) (Fig. 4a-d). Os detritos plásticos foram separados O cálculo da densidade (n/m^3) dos microplásticos de cada amostra considerou o volume de água filtrado segundo a equação (LIMA *et al.*, 2015).

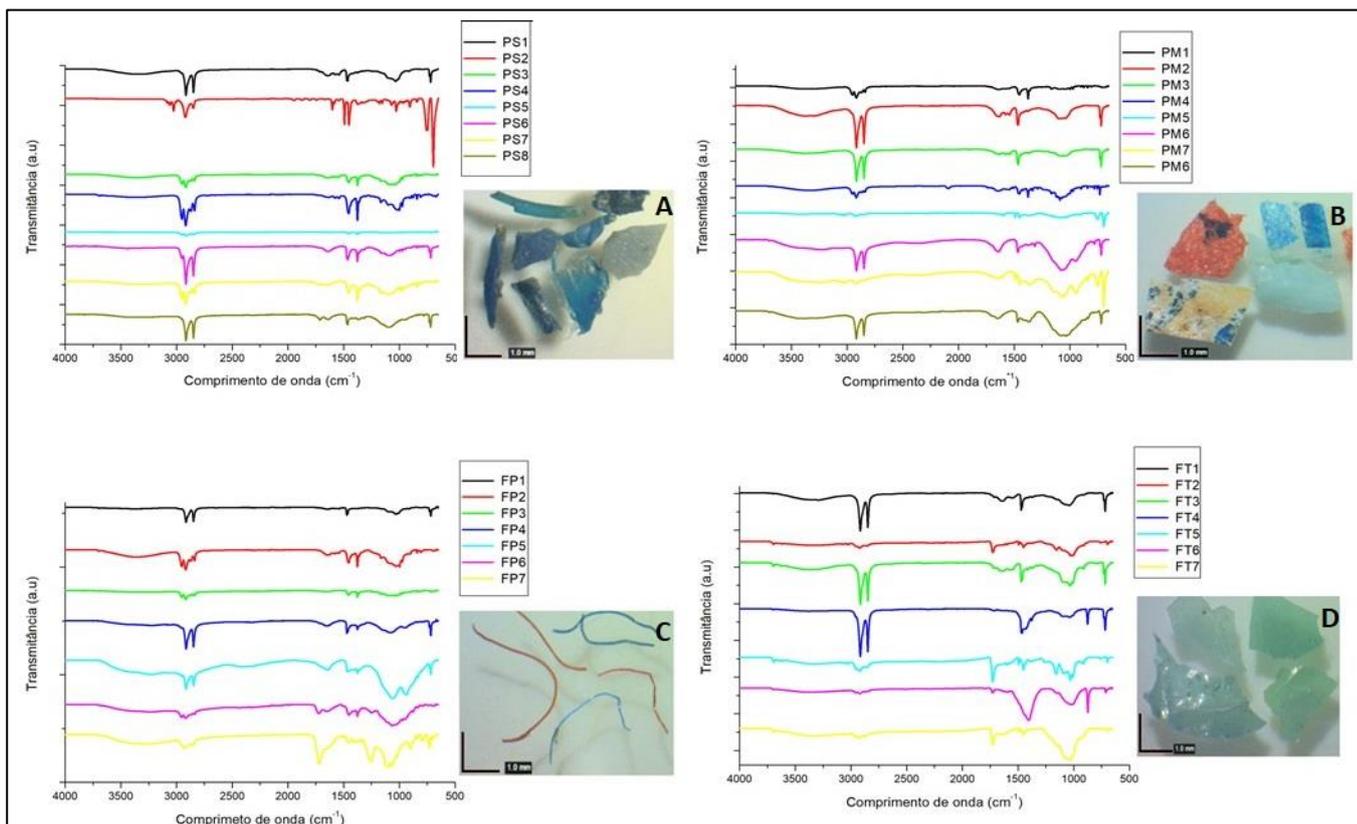


Figura 4 - Caracterização estrutural dos detritos plásticos da Laguna Acaraí, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil, e espectros de FTIR-ATR para os fragmentos de plástico. (A) Amostras de plásticos sólidos (PS1, PS2, PS3, PS4, PS5, PS6, PS7 e PS8); (B) Amostras de plásticos moles (PM1, PM2, PM3, PM4, PM5, PM6, PM7 e PM8); (C) Amostras de filamentos de plástico (FP1, FP2, FP3, FP4, FP5, FP6 e FP7); (D) Amostras de fragmentos de tinta (FT1, FT2, FT3, FT4, FT5, FT6 e FT7). As atribuições das bandas de absorção de FTIR-ATR para as amostras de microplástico estão descritas em Anexo (Tabela I).

O cálculo da densidade (n/m^3) dos microplásticos de cada amostra considerou o volume de água filtrado segundo a equação (LIMA *et al.*, 2015):

$$\Delta \text{ Flux} * 0,3 \text{ m} * 0,2827 \text{ m}^2 * 1 = \text{Volume de água filtrada (m}^3\text{)}.$$

Onde, $\Delta \text{ Flux}$ é a diferença entre os valores de revolução final e inicial do fluxômetro, 0,3 m é a distância de uma revolução do fluxômetro e 0,6 m é o diâmetro do aro da rede, totalizando uma área de $0,2827 \text{ m}^2$ ($A = \pi r^2$).

As densidades dos microplásticos foram padronizadas para um volume de 1 m^3 , utilizando a expressão = n° de fragmentos \div volume de plásticos filtrados $\times 1 =$ fragmentos/ 1 m^3 .

4.5 Análises estatísticas

4.5.1 Variáveis ambientais

As variáveis ambientais [temperatura ($^\circ\text{C}$), salinidade, pH, secchi (m), profundidade (m), pluviosidade(mm) e intensidade dos ventos (km/h)] foram comparadas entre os anos de amostragem (A1: 2016/2017, A2: 2018/2019 e A3: 2019/2020), entre inverno (INV dos três anos) e verão (VER dos três anos) e entre áreas de amostragem (A – Externo, B – Inferior, C – Intermediário e D - Superior). Inicialmente os valores das variáveis foram submetidos ao teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov (K-S) e logatimizados [$\log(x+1)$] quando não atenderam ao pressuposto e novamente submetidos ao teste de normalidade. As diferenças dos valores das variáveis ambientais entre os anos (A1, A2 e A3) e entre áreas de amostragem (A, B, C e D) foram testadas com análise de variância (ANOVA) paramétrica ou ANOVA não paramétrica pelo teste de Kruskal-Wallis e para as diferenças significativas (p -valor $< 0,05$) foram realizados os testes *post-hoc* de Tukey HSD (teste paramétrico) ou de comparações múltiplas (teste não paramétrico) respectivamente. As diferenças dos valores médios das variáveis ambientais entre as estações do ano (INV: inverno e VER: verão) foram testadas com teste t paramétrico e teste de Mann-Whitney U. Para todos os testes as diferenças foram consideradas significativas com p -valor $< 0,05$ (UNDERWOOD, 1997; VIEIRA, 2010).

Para verificar as relações das variáveis ambientais (variáveis de resposta) nos anos (A1, A2 e A3), estações (INV e VER) e áreas de coleta (A, B, C e D) foi testada a normalidade (K-S) e aplicada a análise de componentes principais (PCA). Os valores de intensidade (km/h), frequências das direções dos ventos (N; NNE; NE; ENE; L; ESE; SE; SSE; S; SSO; SO; OSO; O) e a pluviosidade (mm) nos anos (A1, A2 e A3) e estações (INV e VER) foram testadas as normalidades (K-S) e aplicada a PCA para verificar as relações dessas variáveis (variáveis de resposta) com os agrupamentos de anos (A1, A2 e A3) e respectivas estações (INV e VER) (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012; SMILAUER & LEPS, 2014).

4.5.2 Microplásticos

Os valores de densidade total (n/m^3), tamanhos dos microplásticos (mm^2) e as densidades e tamanhos por classes de detritos plásticos (PS – Plástico sólido, PM – plástico mole, FP – filamento de plástico e FT – fragmento de tinta) foram comparados entre anos (A1, A2 e A3), estações (inverno - INV) e verão - VER) e áreas de amostragem (A, B, C e D). Inicialmente as variáveis foram submetidas ao teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov (K-S) para definir a aplicação de teste paramétrico ou não paramétrico. A ANOVA de Kruskal-Wallis foi utilizada para testar as diferenças dos valores das densidades e tamanhos dos microplásticos entre anos e áreas de amostragem e para as diferenças significativas (p -valor $< 0,05$) foi aplicado o teste *post-hoc* de comparações múltiplas. Para as comparações dos valores das densidades e tamanhos dos microplásticos entre as estações do ano (INV e VER) diferenças foi aplicado o teste de Mann-Whitney U, sendo consideradas significativas as diferenças com p -valor $< 0,05$ (UNDERWOOD, 1997; VIEIRA, 2010).

Os valores médios das densidades (n/m^3) e tamanhos (mm^2) das classes de microplásticos (PS: plásticos sólidos, PM: plásticos moles, FP: filamentos de plástico e FT: fragmentos de tinta) e das variáveis ambientais [Temperatura ($^{\circ}C$), intensidade de vento (km/h), pluviosidade (mm), salinidade e profundidade (m)] dos anos (A1, A2 e A3), estações (INV e VER) e áreas de amostragem (A, B, C e D) foram submetidos ao teste de normalidade (K-S) e submetidos à análise de redundância (RDA). As densidades (n/m^3) e os tamanhos (mm^2) das classes de detritos plásticos (variáveis de resposta) foram relacionadas separadamente com

as variáveis ambientais (variáveis explanatórias). Os percentuais de contribuição e a significância da influência (p -valor $< 0,05$) de cada variável ambiental sobre os agrupamentos das densidades e tamanhos dos microplásticos por ano, estação e área foram determinados pelo teste de Monte Carlo com 100 permutações (PALMER, 1993, SMILAUER & LEPS, 2014).

4.5.3 Zooplâncton

Os valores das densidades (n/m^3) dos táxons do zooplâncton (Larvas de peixes, Larvas de Decapoda, *Edvane nordmanni*, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda, Oikopleura, *Penilia avirostris*, Ovos de peixes, Caprellidae, Ctenophora, Larva de Polychaeta, riqueza e a densidade total) foram comparados entre os anos (A1, A2 e A3), estações (INV e VER) e áreas de amostragem (A, B, C e D), sendo as variáveis submetidas ao teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov (K-S) e transformadas por raiz quarta para atender ao pressuposto de normalidade. As diferenças dos valores das densidades (n/m^3) dos táxons do zooplâncton entre os anos (A1, A2 e A3) e áreas de amostragem (A, B, C e D) foram testadas com ANOVA paramétrica e ANOVA não paramétrica pelo teste de Kruskal-Wallis e para as diferenças significativas (p -valor $< 0,05$) foram realizados os testes *post-hoc* de Tukey HSD ou de comparações múltiplas. As diferenças dos valores das densidades (n/m^3) dos táxons entre as estações do ano (INV: inverno e VER: verão) foram testadas com teste t paramétrico ou teste de Mann-Whitney U. Para todos os testes as diferenças foram consideradas significativas com (p -valor $< 0,05$) (UNDERWOOD, 1997; VIEIRA, 2010). Para realizar as análises de gradiente, foram selecionados sete táxons, que representaram 94,73% da densidade total do zooplâncton e que apresentassem frequência maior ou igual a 1,77% e constância maior ou igual a 50% das amostras ($n = 72$). Em função desses critérios, foram selecionadas as Larvas de peixes, Larvas de Decapoda, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda e Ovos de peixes. Para verificar as relações entre os valores médios das densidades dos táxons (n/m^3) dos anos (A1, A2 e A3), estações (INV e VER) e áreas de amostragem (A, B, C e D) foi testada a normalidade (K-S) e aplicada a análise de componentes principais (PCA) (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012).

4.5.4 Zooplâncton e detritos plásticos

Os valores médios das densidades dos táxons (n/m^3) e os valores médios de densidade total das classes de microplásticos (n/m^3) (variáveis de resposta) e as variáveis ambientais [temperatura ($^{\circ}C$), intensidade de vento (km/h), pluviosidade (mm), secchi (m), pH, salinidade (PSU) e profundidade (m)] (variáveis explanatórias) dos anos (A1, A2 e A3), estações (INV e VER) e áreas de amostragem (A, B, C e D) foram submetidos ao teste de normalidade (K-S) e aplicada a análise de redundância (RDA). Os percentuais de contribuição e a significância da influência (p -valor $< 0,05$) de cada variável ambiental sobre os agrupamentos das densidades dos táxons do zooplâncton e as densidades das classes de detritos plásticos por ano, estação e área de amostragem foram determinados pelo teste de Monte Carlo com 100 permutações (PALMER, 1993, SMILAUER & LEPS, 2014).

5. RESULTADOS

5.1 Variáveis Ambientais

Na comparação entre os anos o valor médio de temperatura foi significativamente maior no ano 3 (A3) (25,41 °C), seguido do ano 2 (A2: 24,38 °C) e menor no ano 1 (A1: 19,39 °C) (Tab.1). Os valores médios de pH, salinidade, secchi (m), pluviosidade (mm), intensidade de vento (km/h) e profundidade (m) não apresentaram diferenças significativas entre os anos de coleta (Tab.1).

Tabela 1 – Valores médios (\pm desvio padrão) da temperatura (°C), pH, salinidade, secchi (m), pluviosidade (mm), intensidade de ventos (Inten. vento) (km/h) e profundidade (m), entre os diferentes anos A1 (ano1); A2 (ano2); A3 (ano3) de amostragem na Laguna Acaraí. Resultados da ANOVA (F) e ANOVA de Kruskal-Wallis (H) e comparações pelo teste *post-hoc* de Tukey e comparações múltiplas. A1 (ano1/ 16-17); A2 (ano2/ 18-19); A3 (ano3/ 19-20). gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p -valor < 0.05); ns: não significativo.

Variáveis	ANO			F (p -valor)	H (p -valor)	Comparações (gl=2 N=72)
	Média (desvio padrão)					
	A1	A2	A3			
Temperatura (°C)	19,391 (3,803)	24,381 (2,748)	25,413 (3,413)	14,789 (0,000)*	-	A3 A2 A1
pH	7,429 (0,606)	7,904 (0,658)	7,459 (0,779)	2,407 (0,102)	-	ns
Salinidade	21,500 (9,963)	22,282 (9,172)	24,903 (12,618)	0,445(0,644)	-	ns
Secchi (m)	1,144 (0,943)	1,184 (0,835)	1,144 (0,530)	0,014 (0,986)	-	ns
Pluviosidade (mm)	4,233 (1,267)	4,906 (4,401)	5,405 (4,233)	-	1,972 (0,373)	ns
Inten. Vento (km/h)	13,665 (2,478)	14,054 (2,052)	14,738 (2,744)	0,793 (0,459)	-	ns
Profundidade (m)	3,332 (1,961)	3,249 (1,826)	3,496 (2,168)	-	0,124 (0,940)	ns

Os valores médios de temperatura (°C), a intensidade de vento (km/h) e a pluviosidade foram significativamente maiores no verão (27,64 °C, 14,90 km/h e 9,05 mm, respectivamente) e menores no inverno (19,78 °C, 11,60 km/h e 2,85 mm, respectivamente) (Tab.2). As diferenças dos valores médios de salinidade, secchi, pH, profundidade e pluviosidade não foram significativas entre as estações do ano (Tab.2).

Tabela 2 – Valores médios (\pm desvio padrão) da temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidade, pH, secchi, pluviosidade (mm), intensidade de ventos (Inten. vento) (km/h) e profundidade (m), entre as estações do ano na Laguna Acaraí. Resultados do Teste de t (t) e o Teste de Mann-Whitney (U) comparando Inverno e Verão. (INV: inverno; VER: verão); N: número de amostras; *Diferença significativa (p -valor $<$ 0.05); ns: não significativo.

Variáveis	ESTAÇÃO				
	Média (desvio padrão)				
	INVERNO	VERAO	t- valor (p -valor)	u-valor (p -valor)	Comparações (N=72)
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	19,782(3,349)	27,648 (2,756)	6,282 (0,000)*	-	VER > INV
Inten. Vento (km/h)	11,600 (1,258)	14,905 (1,677)	5,461 (0,000)*	-	VER > INV
Pluviosidade	2,855 (1,630)	9,055 (4,509)	-	32,0 (0,022)*	VER > INV
Salinidade	25,414 (8,680)	19,487 (12,203)	1,370 (0,184)	-	ns
Secchi (m)	1,287 (0,475)	1,258 (1,284)	0,074 (0,941)	-	ns
pH	7,694 (0,429)	7,718 (1,097)	0,071 (0,943)	-	ns
Profundidade	3,107 (1,962)	3,333 (1,930)	-	62,5 (0,603)	ns

Nas comparações entre áreas, a salinidade e o secchi foram significativamente maiores nas áreas externa (33,85 PSU e 2,35 m, respectivamente) e inferior (24,73 PSU e 1,10 m, respectivamente), diminuindo os valores nas porções intermediária (16,77 PSU e 0,85 m, respectivamente) e superior (14,43 PSU e 0,79 m, respectivamente) da Laguna Acaraí (Tab.3). A profundidade (m) apresentou maiores valores médios significativamente maiores nas porções inferior e externa (5,30 m e 4,63 m, respectivamente) e menores valores nas porções intermediária e superior (1,61 m e 1,32 m, respectivamente) (Tab.3). As diferenças dos valores de pH, temperatura, intensidade dos ventos e a pluviosidade as diferenças não foram significativas nas comparações entre as áreas de coleta (Tab. 3).

Tabela 3 - Valores médios (\pm desvio padrão) da temperatura ($^{\circ}$ C), salinidade, pH, secchi (m), profundidade (m), pluviosidade (mm) e intensidade de vento (Inten. vento) (km/h) nas diferentes áreas da Laguna Acaraí. Resultados da ANOVA (F) e comparações pelo teste post-hoc de Tukey. (A: externa; B: inferior; C: intermediário; D: superior). gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p -valor < 0.05); ns: não significativo.

Variáveis	Média (desvio padrão) (N=48)				F (p-valor)	Comparações (gl=2 N=72)
	A	B	C	D		
Salinidade	33,854 (2,606)	24,739 (9,265)	16,771 (9,582)	14,437 (8,542)	7,201 (0,001)*	A B C D
Secchi (m)	2,350 (1,250)	1,100 (0,613)	0,850 (0,427)	0,791 (0,283)	5,813 (0,005)*	A B C D
Profundidade	4,631 (0,370)	5,308 (1,215)	1,616 (0,213)	1,325 (0,204)	89,463 (0,000)*	B A C D
pH	8,138 (0,204)	7,793 (0,432)	7,584 (0,862)	7,307 (1,280)	1,127 (0,631)	ns
Pluviosidade (mm)	5,955 (4,917)	5,955 (4,917)	5,955 (4,917)	5,955 (4,917)	0,000 (1,000)	ns
Temperatura ($^{\circ}$ C)	22,388 (5,357)	22,842 (4,762)	24,218 (5,380)	25,412 (5,340)	0,415 (0,743)	ns
Inten. Vento (km/h)	13,252 (2,386)	13,252 (2,386)	13,252 (2,386)	13,252 (2,386)	0,000 (1,000)	ns

Nos resultados da análise dos componentes principais PCA das variáveis ambientais (Fig.5; Tab.2 – Anexo), a componente 1 contribuiu com 54,52% da variância, relacionando o aumento de salinidade, profundidade, secchi e pH à porção externa e inferior da laguna (A e B) em todos os anos e estações, com redução dos valores dessas variáveis nas porções intermediária e superior (C e D) em todos os anos e estações. A componente 2 contribuiu com 18,48% da variância, relacionando o aumento de temperatura no verão de todos os anos, decrescendo em inverno nos três anos (Fig.5; Tab.2 – Anexo).

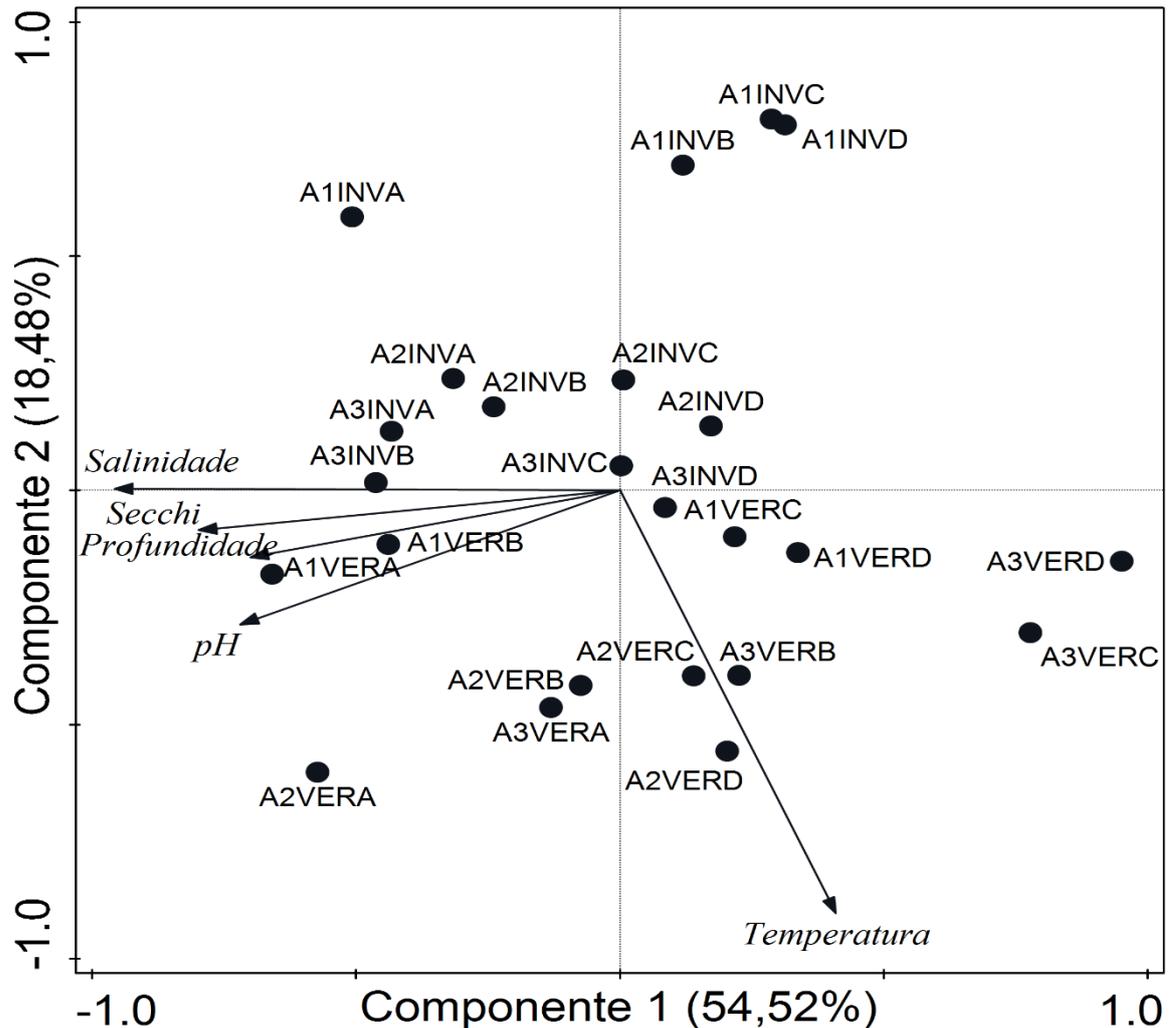


Fig. 5 – Representação gráfica do resultado da análise de componentes principais (PCA) com as relações dos agrupamentos de inverno (INV) e verão (VER) nos três anos de amostragem (A1, A2, A3) e áreas de amostragem (A: externa, B: inferior, C: intermediária, e D: superior) com as variáveis ambientais [temperatura (oC), salinidade (PSU), profundidade (m), secchi (m) e pH]. Porcentagens de variância dos eixos (PC1) e (PC2).

No PCA dos ventos, a componente 1 contribuiu com 35,47% da variância, influenciando o aumento da intensidade de vento (km/h) em inverno e verão do ano 3 (INVA3 e VER3), onde predominaram ventos de S, SSE e SSO. No sentido oposto da componente 1, o agrupamento de inverno e verão do ano 1 (INVA1 e VERA1), onde predominaram ventos de NE, L, N, NNE, O e OSO com redução dos valores de intensidade de ventos (Fig.6; Tab.3 - Anexo). A componente 2 contribuiu com 27,31% da variância, influenciando o aumento da pluviosidade no verão do ano 2 (VERA2), com predomínio de ventos de SW. No outro sentido, a componente 2 influenciou o

agrupamento de inverno no ano 2 (INVA2), com a redução dos valores da pluviosidade e predomínio de ventos de SE, ESE e ENE (Fig.6; Tab.3 - Anexo).

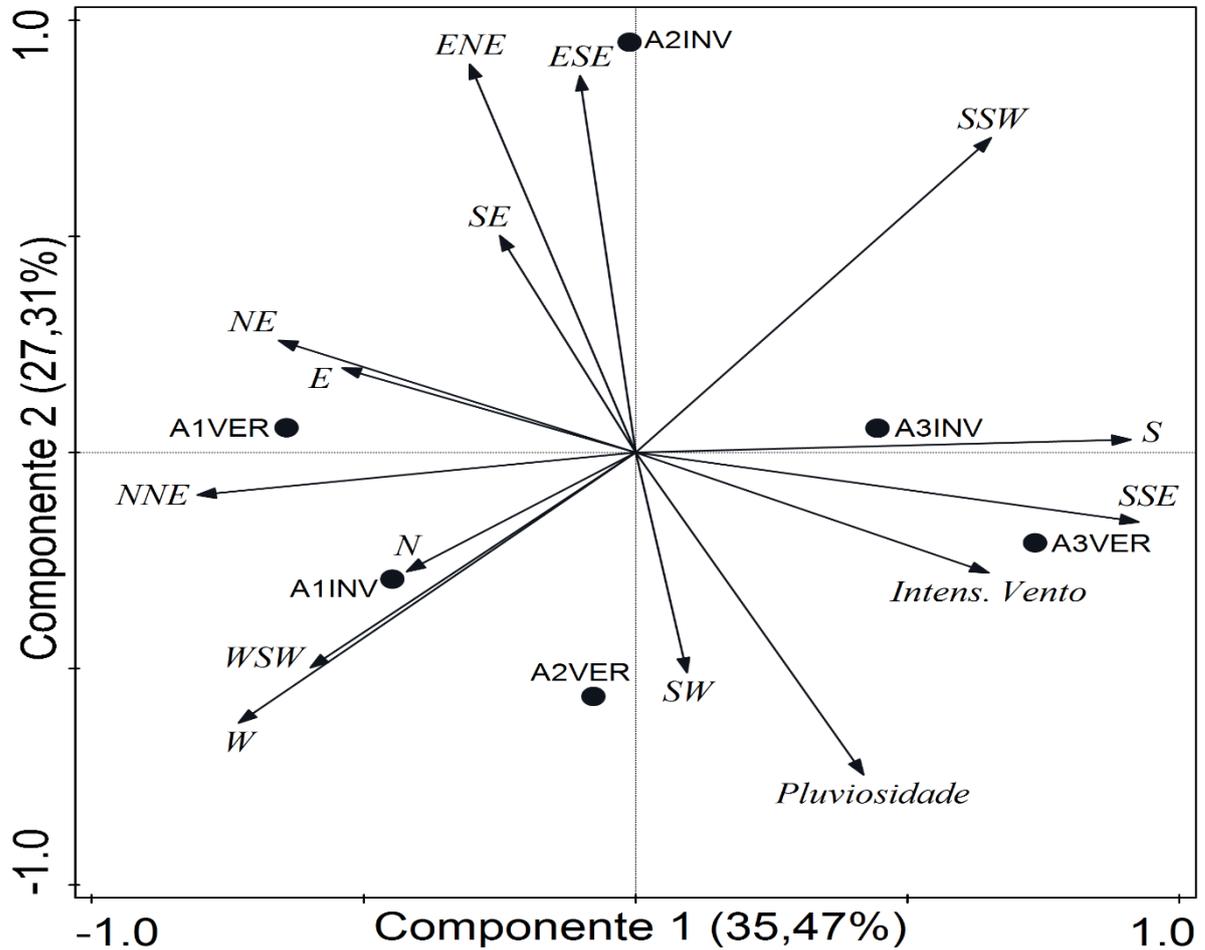


Fig. 6 – Representação gráfica do resultado da análise de componentes principais (PCA) com as relações dos agrupamentos de inverno (INV) e verão (VER nos três anos de amostragem (A1, A2, A3) e áreas de amostragem (A: externa, B: inferior, C: intermediária, e D: superior) com a intensidade de ventos (Intens. vento), direções de vento (N; NNE; NE; ENE; L; ESE; SE; SSE; S; SSO; SO; OSO; O) e a pluviosidade. Porcentagem de variância acumulada nos eixos (PC1) e (PC2).

5.2 Microplásticos

Os valores médios da área total (mm²) dos plásticos, área superficial dos plásticos sólidos, filamentos plásticos e fragmentos de tinta foram significativamente maiores em A3 (Área total: 11,10 mm², PS: 3,63 mm², FP: 1,36 mm² e FT: 1,16 mm²), intermediários em A2 (Área total: 10,84 mm², PS: 3,49 mm², FP: 1,46 mm² e FT: 0,69 mm²) e menores em A1 (Área total: 8,91 mm², PS: 3,36 mm², FP: 0,76 mm² e FT: 0,84 mm²) (Tab.4). As diferenças entre os valores médios dos tamanhos dos plásticos moles não apresentaram diferença significativa entre os anos de amostragem (Tab.4). A densidade (n/m³) dos plásticos sólidos foi maior em A2 (0,004 n/m³), seguido por A3 (0,004 n/m³) e menor em A1 (0,004 n/m³) (Tab.4). Os valores médios de densidade dos plásticos moles, filamentos plásticos, fragmentos de tinta e a densidade total dos plásticos não apresentaram diferenças significativas entre os anos amostrados (Tab. 4).

Tabela 4 – Valores médios (\pm desvio padrão) do: (a) tamanho da área de superfície (mm²) e (b) densidade de plásticos (n/m³) entre os diferentes anos de amostragem na Laguna Acaraí. Resultado da ANOVA de Kruskal-Wallis (H) e as comparações múltiplas entre os anos amostrados A1 (ano1/ 16-17); A2 (ano2/ 18-19); A3 (ano3/ 19-20) e os microplásticos (PS: plástico sólido; PM: plástico mole; FP: filamento plástico; FT: fragmento de tinta). gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p -valor < 0.05); ns: não significativo.

Variáveis	ANO				
	Média (desvio padrão)			H (p -valor)	Comparações (gl=3 N=144)
	A1	A2	A3		
(a) tamanho (área em mm²)					
PS	3,365 (5,788)	3,493 (3,508)	3,633 (3,899)	6,382 (0,041)*	A3 A2 A1
FP	0,760 (1,137)	1,461 (2,086)	1,365 (1,428)	7,274 (0,026)*	A3 A2 A1
Área total	8,919 (11,107)	10,842 (9,962)	11,108 (7,276)	6,891 (0,032)*	A3 A2 A1
FT	0,844 (2,707)	0,690 (1,401)	1,166 (1,488)	7,561 (0,022)*	A3 A2 A1
PM	3,950 (6,831)	5,198 (5,574)	4,945 (5,420)	0,000 (1,000)	ns
(b) densidade (número/m³)					
PS	0,004 (0,008)	0,004 (0,003)	0,004 (0,011)	6,891 (0,031)*	A2 A3 A1
PM	0,004 (0,006)	0,002 (0,003)	0,003 (0,008)	1,766 (0,413)	ns
FP	0,006 (0,008)	0,003 (0,003)	0,005 (0,015)	4,639 (0,098)	ns
FT	0,001 (0,003)	0,000 (0,001)	0,001 (0,002)	2,899 (0,234)	ns
Densidade total	0,023 (0,024)	0,012 (0,008)	0,015 (0,042)	0,000 (1,000)	ns

Os valores médios dos tamanhos dos plásticos sólidos, plásticos moles, filamentos de plástico e a área total foram significativamente maiores no inverno (7,29 mm², 7,83 mm², 2,35 mm² e 18,53 mm² respectivamente) e menores no verão (1,79 mm², 4,14 mm², 0,62 mm² e 7,45 mm² respectivamente) (Tab.5). As densidades de plásticos sólidos, plásticos moles, filamentos plásticos e a densidade total foram significativamente maiores no inverno (0,011 n/m³, 0,007 n/m³, 0,012 n/m³, 0,039 n/m³ respectivamente) e menores no verão (0,001 n/m³, 0,002 n/m³ e 0,001n/m³, 0,008 n/m³ respectivamente) (Tab.5). As densidades e tamanhos dos fragmentos de tinta não apresentaram diferenças significativas entre as estações do ano (Tab.5).

Tabela 5 – Valores médios (\pm desvio padrão) do: (a) tamanho da área de superfície (mm²) e (b) densidade de plásticos (n/m³) nas estações do ano na Laguna Acaraí. Resultados do Teste de t (t) e o Teste de Mann-Whitney (U) comparando Inverno e Verão. (INV: inverno; VER: verão); (PS: plástico sólido; PM: plástico mole; FP: filamento plástico; FT: fragmento de tinta). gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p -valor < 0.05); ns: não significativo.

Variáveis	ESTAÇÃO		t-valor (p -valor)	u-valor (p -valor)	Comparações (gl = 1 N=72)
	INVERNO	VERÃO			
(a) tamanho (área em mm²)					
PS	7,299 (4,094)	1,793 (2,973)	6,530 (0,000)*	-	INV > VER
Área total	18,538 (9,778)	7,451 (8,046)	5,253 (0,000)*	-	INV > VER
PM	7,834 (6,267)	4,141 (6,932)	-	336,00 (0,000)*	INV > VER
FP	2,353 (2,163)	0,623 (1,125)	-	202,50 (0,000)*	INV > VER
FT	1,052 (1,335)	0,894 (1,474)	-	560,00 (0,324)	ns
(b) densidade (número/m³)					
PS	0,0115 (0,014)	0,001 (0,002)	-	177,00 (0,000)*	INV > VER
PM	0,007 (0,010)	0,002 (0,004)	-	265,00 (0,000)*	INV > VER
FP	0,012 (0,017)	0,001 (0,001)	-	96,00 (0,000)*	INV > VER
Densidade total	0,039 (0,048)	0,008 (0,009)	-	203,00 (0,000)*	INV > VER
FT	0,001 (0,002)	0,001 (0,003)	-	549,00 (0,267)	ns

A densidade e tamanhos dos plásticos sólidos, plásticos moles e fragmentos de tintas foram significativamente maiores nas porções externa e inferior (áreas A e B) (PS: 4,62 n/m³ e 5,16 n/m³; 0,004 mm² e 0,005 mm²; PM: 4,93 n/m³ e 8,44 n/m³; 0,002 mm² e 0,004mm²; FT: 0,67 n/m³ e 1,90n/m³; 0,001 mm² e 0,001 mm², respectivamente) em comparação com os ponto internos da laguna (áreas C e D) (Tab.6). Para os valores da densidade total dos plásticos (DT) e a área total (AT) dos plásticos os valores foram significativamente maiores nas áreas inferior (DT: 0,019 n/m³ e AT:16,86 mm²) e externa (DT: 0,015 n/m³ e 11,76 mm²) e menores nas áreas intermediária (DT: 0,022 n/m³ e AT: 7,70 mm²) e superior (DT: 0,010 n/m³e AT: 4,82 mm²) (Tab.6). Os valores de tamanho (mm²) e densidade (n/m³) dos filamentos de plástico não foram iguais entre as áreas de amostragem (Tab. 6).

Tabela 6 - Valores médios (\pm desvio padrão) do: (a) tamanho da área de superfície (mm²) e (b) densidade de plásticos (número/m³) nas diferentes áreas da Laguna Acaraí. Resultado da ANOVA de Kruskal-Wallis (H) e as comparações múltiplas entre as áreas amostradas (A: externa; B: inferior; C: intermediária; D: superior) e os microplásticos (PS: plástico sólido; PM: plástico mole; FP: filamento plástico; FT: fragmento de tinta). gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p-valor < 0.05); ns: não significativo.

Variáveis	AREAS					
	Média (desvio padrão) (N=48)				H (p-valor)	Comparações (gl=3 N=144)
	A	B	C	D		
(a) tamanho (área em mm²)						
PS	4,620 (4,203)	5,160 (5,043)	2,722 (5,034)	1,485 (2,147)	22,479 (0,000)*	<u>A B C D</u>
PM	4,932 (6,820)	8,445 (6,489)	3,308 (4,993)	2,106 (2,841)	29,173 (0,000)*	B <u>A C D</u>
FT	0,675 (1,008)	1,902 (3,256)	0,615 (1,280)	0,409 (0,972)	12,962 (0,004)*	B <u>A C D</u>
Área total	11,760 (9,343)	16,866 (11,155)	7,705 (7,416)	4,828 (4,792)	36,520 (0,000)*	B A C D
FP	1,534 (1,866)	1,359 (1,795)	1,061 (1,526)	0,829 (1,175)	7,185 (0,066)	ns
(b) densidade (número/m³)						
PS	0,004 (0,005)	0,005 (0,007)	0,002 (0,003)	0,005 (0,013)	15,328 (0,001)*	<u>B A C D</u>
PM	0,002 (0,003)	0,004 (0,005)	0,002 (0,004)	0,004 (0,010)	26,270 (0,000)*	B <u>A C D</u>
Densidade total	0,015 (0,017)	0,019 (0,019)	0,010 (0,012)	0,022 (0,049)	16,984 (0,006)*	B <u>A D C</u>
FT	0,001 (0,001)	0,001 (0,003)	0,000 (0,001)	0,001 (0,002)	12,561 (0,000)*	B <u>A D C</u>
FP	0,004 (0,006)	0,004 (0,006)	0,003 (0,004)	0,007 (0,017)	4,567 (0,206)	ns

5.3 Características gerais e bandas FTIR-ATR de amostras de microplástico

Considerando os tamanhos dos detritos plásticos os microplásticos representaram 76,04% do total e os mesoplásticos representaram 23,96%. Em relação as classes dos detritos plásticos 58,33% dos plásticos sólidos (PS) foram classificados como microplásticos (<5 mm) e 41,66% foram classificados como mesoplásticos (5–200 mm). Entre anos, os mesoplásticos (PS) ocorreram no inverno (A1: 50%, A2: 50% e A3: 100%, respectivamente) e no verão foram encontrados apenas no segundo e terceiro ano (A2 e A3: 25%). Os microplásticos (PS) foram encontrados no inverno no A1 (50%) e no A2 (50%) e no verão foram encontrados no A1 (100%), A2 (75%) e A3 (75%). Nas proporções de plásticos moles (PM), 50% foram microplásticos (<5 mm) e 50% foram mesoplásticos (5–200 mm). Os mesoplásticos no verão foram 25% no A2 e 50% no A3, no inverno foram 75% no A1, 100% A2 e 50% A3. Os microplásticos no verão foram 100% em A1, 75% em A2 e 50% em A3, no inverno foram 25% no A1 e 50% no A3. Dos filamentos de plásticos (FP), 95,83% foram microplásticos (<5 mm) e 4,16% foram mesoplásticos (5–200 mm). Os mesoplásticos ocorreram apenas no inverno do A1 (25%). Os microplásticos ocorreram nos A1 (100%), A2 (75%) e A3 (100%) no inverno e no verão as proporções foram de 100% nos três anos. Os fragmentos de tintas (FT) na proporção total e independente do ano e estação, foram classificados como microplásticos.

Os detritos plásticos das amostras FT1, FT3, FT6, FT7, FP1, FP4, FP5, FP6, FP7, PM2, PM3, PM5, PM6, PM7, PM8, PS1, PS6 e PS8, foram classificadas como polietileno (PE) (D'AMELIA *et al.*, 2016; JUNG *et al.*, 2018) por apresentarem os comprimentos de ondas em 2914 e 2847 cm^{-1} que são referentes ao estiramento assimétrico do CH₂ e estiramento simétrico do CH₂ característico do PE, assim como a banda em 730 cm^{-1} característica da vibração do CH₂ (Fig. 4a-d; Tabela 1 – Anexo). As amostras FT2, FT4, FT5 e FP2, foram identificadas como poliéster (TRACEY & FLINN, 2012; RASTA *et al.*, 2020) por apresentarem as seguintes bandas: 1730 cm^{-1} referente à ligação C=O; 1340 e 975 cm^{-1} , atribuídas à ligação CH₂ trans glicol; 975 cm^{-1} relacionada a configuração trans etilenoglicol; 896 cm^{-1} do grupo OCH₂ CH₂ e em 795 cm^{-1} referente ao anel benzoico (Fig. 2a-d; Tabela 1 – Material Suplementar). As amostras PS2, PS3, PS5, PS7 e FP3, foram classificadas como polibutadieno (PB) (OLIVEIRA *et al.*, 2017) por apresentarem os seguintes comprimentos de onda característicos: 1500-1400 cm^{-1} que é típico da vibração CH₂; 1450-1340 cm^{-1} que

representa a deformação do CH₂; 800-610 cm⁻¹ atribuído ao anel aromático Fig. 4a-d; Tabela 1 – Anexo). As amostras PM1 e PM4 foram identificadas como polipropileno (PP) (KAPPLER *et al.*, 2016; CINCINELLI *et al.*, 2017), com uma banda na faixa de 3000-2700 cm⁻¹ (devido ao alongamento do grupo –CH) e uma banda em 1601–1500 cm⁻¹ (que se refere ao C=C deformação do anel aromático); as bandas apresentaram deformação angular assimétrica e CH₃, CH₂, e deformação CH referente à estrutura de hélice PP (Fig. 4a-d; Tabela 1 – Anexo). A amostra PS4 foi identificada como poliestireno (PS) (TRACEY & FLINN, 2012; KAPPLER *et al.*, 2016; RASTA *et al.*, 2020) por apresentar bandas em 1688 cm⁻¹ (do grupo carbonila da cetona aromática), 2000–1800 cm⁻¹ (característica do poliestireno referindo-se aos harmônicos aromáticos), e 800–610 cm⁻¹ (característica dos anéis aromáticos de poliestireno) (Fig. 4a-d; Tabela 1 – Anexo).

5.4 Microplásticos x Variáveis ambientais

O resultado do RDA evidenciou no eixo 1 (82,2% da variância) o agrupamento de inverno dos três anos (A1, A2 e A3) das áreas externa e inferior da lagoa (A e B) onde tenderam a aumentar os tamanhos de PM, FT, FP e PS, sendo influenciados pelos aumentos da salinidade (8% de contribuição e 3,4% de explicação) e profundidade do canal (2,22% de contribuição e 0,9% de explicação) e significativamente influenciados pelas reduções de temperatura (44,5% de contribuição e 19% de explicação) e intensidade do vento (43,4% de contribuição e 18,6% de explicação) e pela pluviosidade (2% de contribuição e 0,9% de explicação). No sentido oposto do eixo I os tamanhos das classes de microplásticos tenderam a diminuir no verão e nas áreas, intermediária e superior (C e D) dos anos 1 e 2 (A1 e A2) e nas mesmas áreas no inverno do terceiro ano (A3), sendo significativamente influenciados pelos aumentos da temperatura e intensidade do vento e da pluviosidade e pela redução da profundidade e salinidade (Fig. 7; Tab.4 – Anexo). No eixo II (14,2% da variância) o agrupamento dos microplásticos de tamanhos intermediários em todas as áreas de amostragem no verão do terceiro ano, significativamente relacionados com os aumentos da temperatura e intensidade do vento e pelo aumento da temperatura no verão do ano 3 (A3) (Fig. 7; Tab.4 – Anexo).

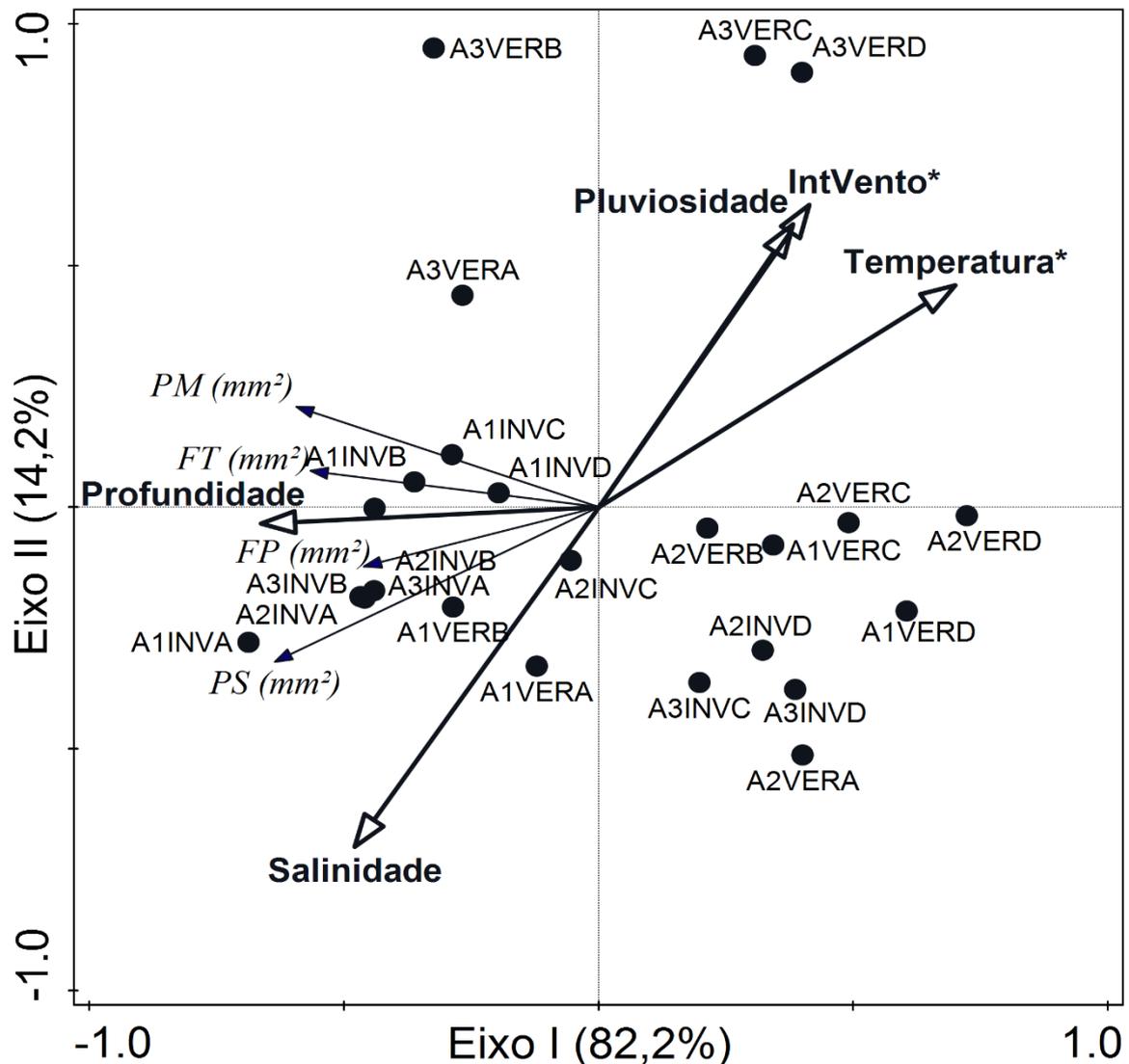


Figura 7 – Resultado da análise de redundância (RDA) para as áreas de superfície (mm²) de microplásticos (FT, fragmento de tinta; PS, plástico sólido; FP, filamento plástico; PM, plástico mole) (variáveis de resposta) nas áreas de amostragem (A, B, C e D) nos três anos de amostragem e as relações com as variáveis explanatórias temperatura (°C), salinidade (PSU), pluviosidade (mm), profundidade (m) e intensidade do Vento (IntVento – km/h). * variável explanatória com influência significativa (*p*-valor < 0,05) sobre os agrupamentos das áreas de superfície de microplásticos nos anos, estações e áreas de amostragem (verificar o resultado do teste de Monte Carlo da Tabela 3 no Anexo). Porcentagem de variância dos dados ajustados das variáveis de resposta - nos eixos 1 e 2.

A Análise de redundância (RDA) evidenciou no eixo I (96,39% da variância) um agrupamento com a tendência de redução das densidades de PS, PM e FP no verão dos três anos (A1, A2 e A3) em todas as áreas de amostragem, influenciados significativamente pelo aumento da intensidade do vento (85,19% de contribuição e 21,35% de explicação) e pelo aumento da temperatura (25% de contribuição e 0,63% de explicação) e pluviosidade (3,66% de contribuição e 0,92% de explicação). Nesse

mesmo eixo houve a tendência de aumento da densidade de PS, PM e FP em todas as áreas no inverno de A1, sendo significativamente influenciados pelo decréscimo da intensidade do vento e pela redução da pluviosidade e temperatura (Fig. 8; Tab. 5 – Anexo). No outro eixo II (2,3% da variância) a densidade de FT tendeu a aumentar nas áreas externas da laguna (A e B) no verão e inverno de todos os anos, influenciados pelo aumento da profundidade (6,1% de contribuição e 1,53% de explicação) e salinidade (2,56% de contribuição e 0,64% de explicação). No outro sentido do mesmo eixo, o agrupamento formado pelas áreas intermediária e superior (C e D), onde decresceu a densidade de FT, foi influenciado pela redução da profundidade do canal e da salinidade (Fig. 8; Tab.5 – Anexo).

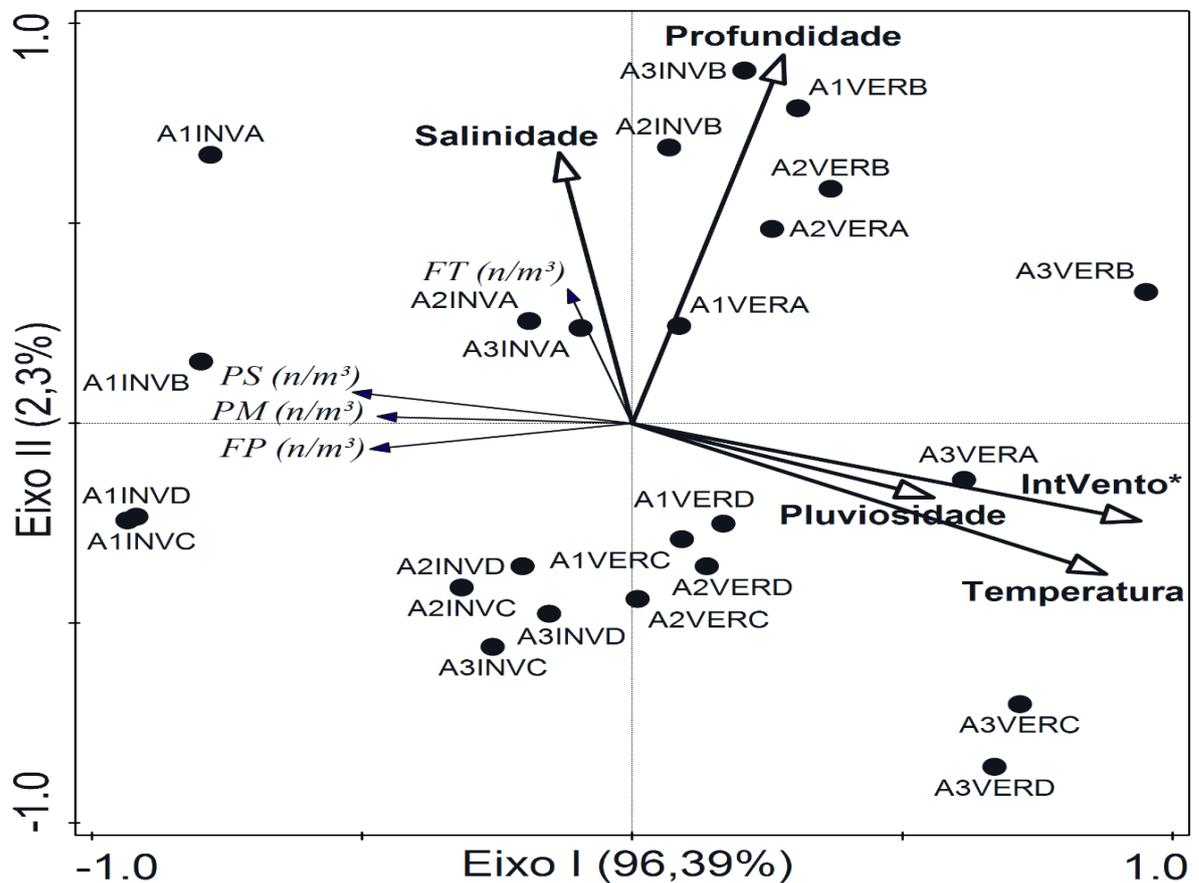


Figura 8 – Representação gráfica do resultado da análise de redundância (RDA) das densidades (n/m³) dos microplásticos (FT, fragmento de tinta; PS, plástico sólido; FP, filamento plástico; PM, plástico mole) (variáveis de resposta) nas áreas de amostragem (A, B, C e D) nos três anos de amostragem e as relações com as variáveis explanatórias temperatura (°C), salinidade (PSU), pluviosidade (mm), profundidade (m) e intensidade do Vento (IntVento – km/h). * variável explanatória com influência significativa (p -valor < 0,05) sobre os agrupamentos das densidades de microplásticos nos anos, estações e áreas de amostragem (verificar o resultado do teste de Monte Carlo da Tabela 4 no anexo). Porcentagem de variância dos dados ajustados das variáveis de resposta - nos eixos 1 e 2.

5.5 Zooplâncton

Durante o estudo foram coletados 78.445 indivíduos (212,935 ind./m³), que se distribuíram em 13 táxons. Os copépodes formaram o grupo mais abundante, representando 58,23% da densidade total. Os demais grupos que compuseram a comunidade zooplanctônica foram Ovos de Peixes (13,10%), Cnidaria (10,01%), Larvas de Decapoda (7,47%), Ctenophora (3,44%), Larvas de Peixes (2,11%), Decapoda (2,01%), Chaetognatha (1,77%), *Penilia avirostris* (1,17%), além dos grupos com representação menor que 1,0%, (*Evadne nordmanni*, Oikopleura, Caprellidae e Larvas de Polychaeta) (Tab.7).

Os valores médios das densidades dos táxons Larvas de peixes, Larvas de Decapoda, *Evadne nordmanni*, densidade total e Copepoda foram significativamente maiores em A1 (0,164 ind./m³, 0,546 ind./m³, 0,020 ind./m³, 5,08 ind./m³ e 4,03 ind./m³, respectivamente) e iguais em A2 (0,014 ind./m³, 0,065 ind./m³, 0,007 ind./m³, 1,57 ind./m³ e 0,3 ind./m³, respectivamente) e A3 (0,01 ind./m³, 0,05 ind./m³, 0,004 ind./m³, 2,21 ind./m³ e 0,83 ind./m³, respectivamente), (Tab.7). A densidade do táxon Copepoda foi significativamente maior em A1 (4,029 ind./m³) e menor em A2 (0,304 ind./m³) (Tab.11). As densidades médias de Chaetognatha e Cnidaria foram significativamente maiores em A2 (0,031 ind./m³ e 0,763 ind./m³, respectivamente) e menores em A3 (0,005 ind./m³ e 0,006 ind./m³, respectivamente) (Tab.11). Para os táxons Oikopleura e *Penilia avirostris* os maiores valores de densidades foi em A2 (0,022 ind./m³ e 0,084 ind./m³) e menores em A1 (0,002 ind./m³ e 0,010 ind./m³). A densidade do táxon Decapoda foi maior em A3 (0,107 ind./m³) e menor em A1 (0,048 ind./m³). As densidades médias de ovos de peixes, Caprellidae, Ctenophora, Larvas de Polychaeta e a riqueza não apresentaram diferenças significativas entre os anos amostrados (Tab. 7).

Tabela 7 – Valores médios (\pm desvio padrão) da densidade total (ind./m³), riqueza (táxons/m³), densidades (ind./m³) dos táxons do zooplâncton e a abundância relativa (%) nos anos de amostragem na Laguna Acaraí (A1, A2 e A3). Resultados das comparações da ANOVA (F) e ANOVA de Kruskal-Wallis (H) e dos testes *post-hoc* de Tukey e *post-hoc* de comparações múltiplas entre os anos amostrados A1 (ano1/ 16-17); A2 (ano2/ 18-19); A3 (ano3/ 19-20) e os táxons (Larvas de peixes, Larvas de Decapoda, *Evadne nordmanni*, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda, Oikopleura, *Penilia avirostris*, Ovos de peixes, Caprellidae, Ctenophora, Larva de polychaeta, Riqueza e a densidade total). gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p -valor < 0.05); ns: diferenças não significativas.

Variáveis	ANO						
	Abundância %	Média (desvio padrão)			H (p -valor)	F (p -valor)	Comparações (gl=2 N=72)
		A1	A2	A3			
Larvas peixes	2,11	0,164 (0,438)	0,014 (0,029)	0,010 (0,023)	13,558 (0,001)*	-	A1 <u>A2 A3</u>
Larvas Decapoda	7,47	0,546 (1,015)	0,065 (0,103)	0,052 (0,081)	11,513 (0,003)*	-	A1 <u>A2 A3</u>
<i>Evadne nordmanni</i>	0,34	0,020 (0,037)	0,007 (0,020)	0,004 (0,012)	6,614 (0,036)	-	A1 <u>A2 A3</u>
Densidade total	-	5,080 (5,960)	1,573 (1,127)	2,219 (5,980)	17,610 (0,000)*	-	A1 A2 A3
Copepoda	58,23	4,029 (5,731)	0,304 (0,333)	0,833 (1,879)	14,550 (0,000)*	-	A1 <u>A3 A2</u>
Chaetognatha	1,77	0,121 (0,270)	0,031 (0,042)	0,005 (0,011)	9,038 (0,010)*	-	<u>A2 A1</u> A3
Cnidaria	10,01	0,120 (0,154)	0,763 (0,971)	0,006 (0,009)	29,553 (0,000)*	-	A2 A1 A3
Oikopleura	0,29	0,002 (0,006)	0,022 (0,039)	0,002 (0,008)	9,718 (0,007)*	-	A2 <u>A3 A1</u>
<i>Penilia avirostris</i>	1,17	0,009 (0,030)	0,084 (0,120)	0,010 (0,029)	9,924 (0,009)*	-	A2 <u>A3 A1</u>
Decapoda	2,01	0,048 (0,137)	0,024 (0,036)	0,107 (0,270)	8,597 (0,013)*	-	A3 A2 A1
Ovos peixes	13,10	0,015 (0,030)	0,016 (0,026)	1,131 (3,724)	2,163 (0,339)	-	ns
Caprellidae	0,00	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	2,000 (0,367)	-	ns
Ctenophora	3,44	0,007 (0,020)	0,241 (0,395)	0,057 (0,181)	5,515 (0,063)	-	ns
Larva de polychaeta	0,002	0,000 (0,000)	0,001 (0,003)	0,000 (0,001)	5,571 (0,061)	-	ns
Riqueza	-	5,667 (1,308)	6,417 (2,535)	5,000 (2,449)	-	2,558 (0,084)	ns

As densidades de Cnidaria, Copepoda, Ctenophora e a densidade total foram significativamente maiores no inverno (0,56 ind./m³, 3,0 ind./m³, 0,2 ind./m³ e 0,066 ind./m³, respectivamente) e menores no verão (0,03 ind./m³, 0,44 ind./m³, 0,0 ind./m³ e 1,15 ind./m³, respectivamente) (Tab.8). No verão as densidades de Decapoda e Larvas de Decapoda foram significativamente maiores (0,053 m³ e 0,418 ind./m³, respectivamente) que o inverno (0,066 m³ e 0,104 ind./m³, respectivamente) (Tab.12). As densidades dos táxons de Larvas de peixes, Chaetognatha, ovos de peixes, Caprellidae, *Evadne nordmanni*, Larvas de Polychaeta, Oikopleura, *Penilia avirostris* e a riqueza foram iguais nas estações do ano (Tab.8).

Tabela 8 – Valores médios (\pm desvio padrão) das densidades (ind./m³) dos táxons do zooplâncton nas estações do ano (INV – inverno e VER – verão) na Laguna Acaraí. Resultados do Teste de t (t-valor) e o Teste de Mann-Whitney (U-valor) e comparações entre as estações as densidades de Larvas de peixes, Larvas de Decapoda, *Evadne nordmanni*, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda, Oikopleura, *Penilia avirostris*, Ovos de peixes, Caprellidae, Ctenophora, Larvas de Polychaeta, riqueza e a densidade total. gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p -valor < 0.05); ns: diferenças não significativas.

Variáveis	ESTAÇÃO				
	Média (desvio padrão)		t- valor (p -valor)	U- valor (p -valor)	Comparações (gl = 1 N=72)
	INVERNO	VERÃO			
Cnidaria	0,562 (0,846)	0,030 (0,045)	-	318,00 (0,000)*	INV > VER
Copepoda	3,001 (4,990)	0,443 (1,130)	-	376,00 (0,002)*	INV > VER
Ctenophora	0,203 (0,352)	0,000 (0,001)	-	370,00 (0,001)*	INV > VER
Densidade total	4,760 (6,551)	1,155 (1,687)	-	288,00 (0,000)*	INV > VER
Decapoda	0,066 (0,226)	0,053 (0,112)	-	449,00 (0,025)*	VER > INV
Larvas de Decapoda	0,024 (0,031)	0,418 (0,846)	-	263,00 (0,000)*	VER > INV
Larvas de peixes	0,104 (0,363)	0,021 (0,042)	-	644,00 (0,969)	ns
Chaetognatha	0,017 (0,032)	0,088 (0,225)	-	586,00 (0,489)	ns
Ovos de peixes	0,562 (0,846)	0,030 (0,045)	-	609,50 (0,669)	ns
Caprellidae	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	-	630,00 (0,843)	ns
<i>Evadne nordmanni</i>	0,013 (0,031)	0,007 (0,019)	-	623,00 (0,782)	ns
Larvas de Polychaeta	0,000 (0,001)	0,001 (0,002)	-	542,50 (0,236)	ns
Oikopleura	0,005 (0,011)	0,013 (0,033)	-	620,00 (0,756)	ns
<i>Penilia avirostris</i>	0,019 (0,050)	0,050 (0,101)	-	591,50 (0,528)	ns
Riqueza	5,472 (1,483)	5,917 (2,771)	0,848 (0,399)	-	ns

Os valores médios dos táxons Chaetognatha, Copepoda, Oikopleura, *Penilia avirostris* e a riqueza foram significativamente maiores nas porções externa (área A: 0,125 m³, 0,965 m³, 0,024 m³, 0,089 m³ e 7,778 m³, respectivamente) e inferior (área B: 0,059 m³, 1,424 m³, 0,008 m³, 0,050 m³ e 6,000 m³, respectivamente) em comparação com os pontos internos da laguna (áreas C e D) (Tab.9). A densidade dos ovos de peixe foi significativamente maior na porção externa (área A: 0,054 m³) e menor na porção inferior (área B: 0,010 m³) da Laguna Acaraí (Tab.9). Para a densidade de larvas de Decapoda os maiores valores foram nas porções inferior e externa (áreas B e A: 0,487 m³ e 0,149 m³) e menores nas porções superior e intermediária (Tab.9). Ctenophora apresentou menor densidade na porção externa (área A: 0,0 ind./m³) que as áreas superior (D: 0,22 ind./m³) e área inferior (B: 0,08 ind./m³) e com mesma densidade da área intermediária (C: 0,042 ind./m³). As diferenças nas densidades das Larvas de peixes, Cnidaria, Decapoda, Caprellidae,

Evadne nordmanni, Larvas de Polychaeta, e a densidade total entre as áreas de amostragem não foram significativas (Tab.9).

Tabela 9 - Valores médios (\pm desvio padrão) das densidades (n/m^3) dos táxons de zooplâncton nas áreas da Laguna Acaraí. Resultados da ANOVA (F) e ANOVA de Kruskal-Wallis (H) e comparações pelo teste post-hoc de Tukey e comparações múltiplas entre as áreas (A: externa; B: inferior; C: intermediário; D: superior) e os táxons (Larvas de peixes, Larvas de Decapoda, *Evadne nordmanni*, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda, Oikopleura, *Penilia avirostris*, Ovos de peixes, Caprellidae, Ctenophora, Larva de polychaeta, Riqueza e a densidade total). gl: graus de liberdade; N: número de amostras; *Diferença significativa (p -valor < 0.05); ns: não significativo.

Variáveis	Média (desvio padrão) (N=48)				H (p-valor)	F (p-valor)	Comparações (gl=2 N=72)
	A	B	C	D			
Chaetognatha	0,125 (0,285)	0,059 (0,137)	0,004 (0,008)	0,022 (0,044)	21,203 (0,000)*	-	A B <u>D C</u>
Riqueza	7,778 (1,865)	6,000 (2,249)	4,500 (1,543)	4,500 (1,383)	-	13,631 (0,000)*	A <u>B C D</u>
Copepoda	0,965 (1,505)	1,424 (2,590)	0,976 (1,993)	3,524 (6,569)	7,916 (0,047)*	-	A B <u>D C</u>
Oikopleura	0,024 (0,041)	0,008 (0,022)	0,003 (0,009)	0,000 (0,000)	12,821 (0,005)*	-	A <u>B C D</u>
<i>Penilia avirostris</i>	0,089 (0,107)	0,050 (0,098)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	28,087 (0,000)*	-	A <u>B C D</u>
Ovos peixes	0,054 (0,065)	0,010 (0,016)	0,064 (0,140)	1,422 (4,289)	9,717 (0,021)*	-	A <u>D C B</u>
Larvas Decapoda	0,149 (0,192)	0,487 (1,125)	0,042 (0,079)	0,206 (0,465)	9,109 (0,027)*	-	<u>B A D C</u>
Ctenophora	0,00 (0,000)	0,080 (0,165)	0,105 (0,333)	0,222 (0,366)	8,873 (0,031)*	-	<u>D B C A</u>
Larvas peixes	0,007 (0,013)	0,026 (0,034)	0,019 (0,040)	0,198 (0,503)	1,573 (0,665)	-	ns
Cnidaria	0,124 (0,185)	0,461 (0,957)	0,170 (0,334)	0,430 (0,788)	4,287 (0,232)	-	ns
Decapoda	0,030 (0,038)	0,080 (0,152)	0,010 (0,025)	0,118 (0,314)	6,817 (0,078)	-	ns
Caprellidae	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	3,000 (0,391)	-	ns
<i>Evadne nordmanni</i>	0,012 (0,023)	0,005 (0,013)	0,008 (0,018)	0,015 (0,040)	2,262 (0,519)	-	ns
Larva de polychaeta	0,001 (0,002)	0,001 (0,003)	0,000 (0,000)	0,001 (0,003)	6,968 (0,072)	-	ns
Densidade total	1,581 (1,674)	2,689 (2,691)	1,402 (2,050)	6,157 (8,846)	5,209 (0,157)	-	ns

Nos resultados da análise dos componentes principais PCA (Fig.7; 6 Anexo), a componente 1 contribuiu com 40% da variância, relacionando o aumento das densidades das larvas de peixes, Copepoda, Chaetognatha e larvas de Decapoda no inverno do ano 1 (A1) nas áreas externa e inferior (A e B) e no verão das áreas A e D do ano 1 e áreas A e B do ano 2, com redução das densidades desses táxons no inverno e verão dos anos 2 e 3 (A2 e A3) nas áreas intermediária e superior (C e D) da Laguna Acaraí (Fig.9; Tab. 6 Anexo). A componente 2 contribuiu com 27,2% da variância, relacionando o aumento das densidades dos ovos de peixes e Decapoda, com redução da densidade de Cnidaria na maioria das áreas (A, B, C e D) no verão dos três anos de amostragem (A1, A2 e A3). Nessa mesma componente, mas no inverno e na maioria das áreas dos três anos de amostragem, houve aumento das

densidades de Cnidaria e redução das densidades de ovos de peixes e Decapoda (Fig.9; Tab. 6 - Anexo).

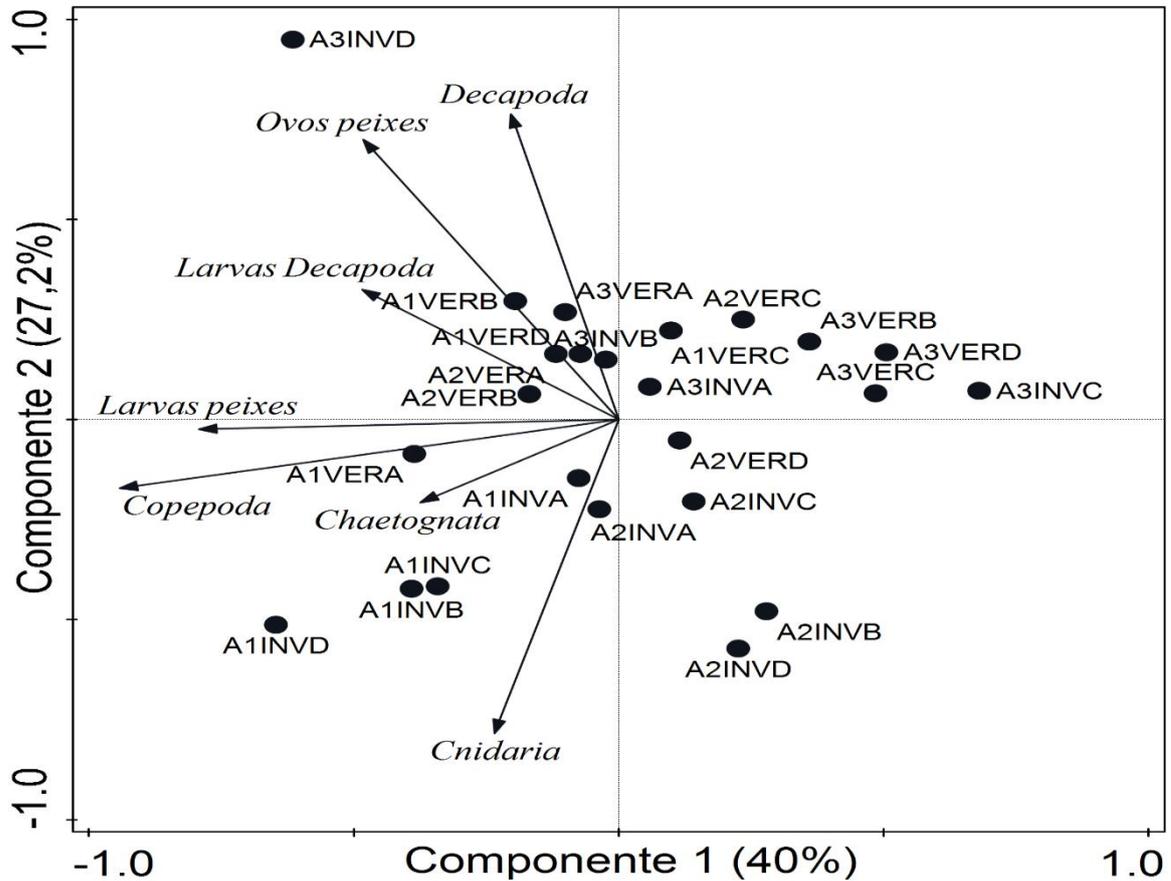


Figura 9 – Representação gráfica do resultado da análise dos componentes principais (PCA) resultados da correlação entre as áreas amostradas (A, externa; B, inferior; C, intermediária; D, superior) durante as estações dos três anos (A1, A2, A3; INV, inverno; VER, verão), e os táxons do zooplâncton (Larvas de peixes, Larvas de Decapoda, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda e Ovos de peixes). Porcentagem de variância acumulada nos eixos (PC1) e (PC2).

A RDA o eixo I (47,6% da variância) formou um agrupamento de inverno de todas as áreas do primeiro ano de amostragem (A1), relacionado com os aumentos das densidades de Cnidaria, larvas de peixes, Copepoda, PS, FP e PM, influenciados significativamente pela redução da pluviosidade (17,4% de contribuição e 8,6% de explicação) e intensidade de vento (37,9% de contribuição e 18,8% de explicação) e da temperatura (9,1% de contribuição e 4,5% de explicação). Nesse mesmo eixo o agrupamento de todas as áreas (A, B, C e D) no verão (VER) e inverno (INV) do segundo (A2) e terceiro (A3) ano se relacionou com as reduções das densidades de Cnidaria, larvas de peixes, Copepoda, PS, FP e PM, influenciado significativamente

pelos aumentos de pluviosidade e intensidade de vento e pela temperatura. (Fig.10; Tab.7 - Anexo). No eixo II (20,6% da variância) se formou o agrupamento das áreas externas da laguna (A e B) no verão e inverno de todos os anos (A1, A2 e A3), relacionados ao aumento das densidades das larvas de Decapoda, Chaetognatha, ovos de peixes, Decapoda e FT, influenciados pelo aumento da profundidade (10,1% de contribuição e 5,0% de explicação), pH (4,9% de contribuição e 2,4% de explicação), secchi (5,6% de contribuição e 2,8% de explicação) e salinidade (15,0% de contribuição e 7,5% de explicação). No outro sentido do mesmo eixo o agrupamento das áreas intermediária e superior (C e D) no verão e inverno dos anos de amostragem se relacionou com o decréscimo das densidades das larvas de Decapoda, ovos de peixes, Decapoda, Chaetognatha e FT, influenciado pelas reduções da profundidade do canal, pH, secchi e salinidade (Fig.10; Tab. 7 - Anexo).

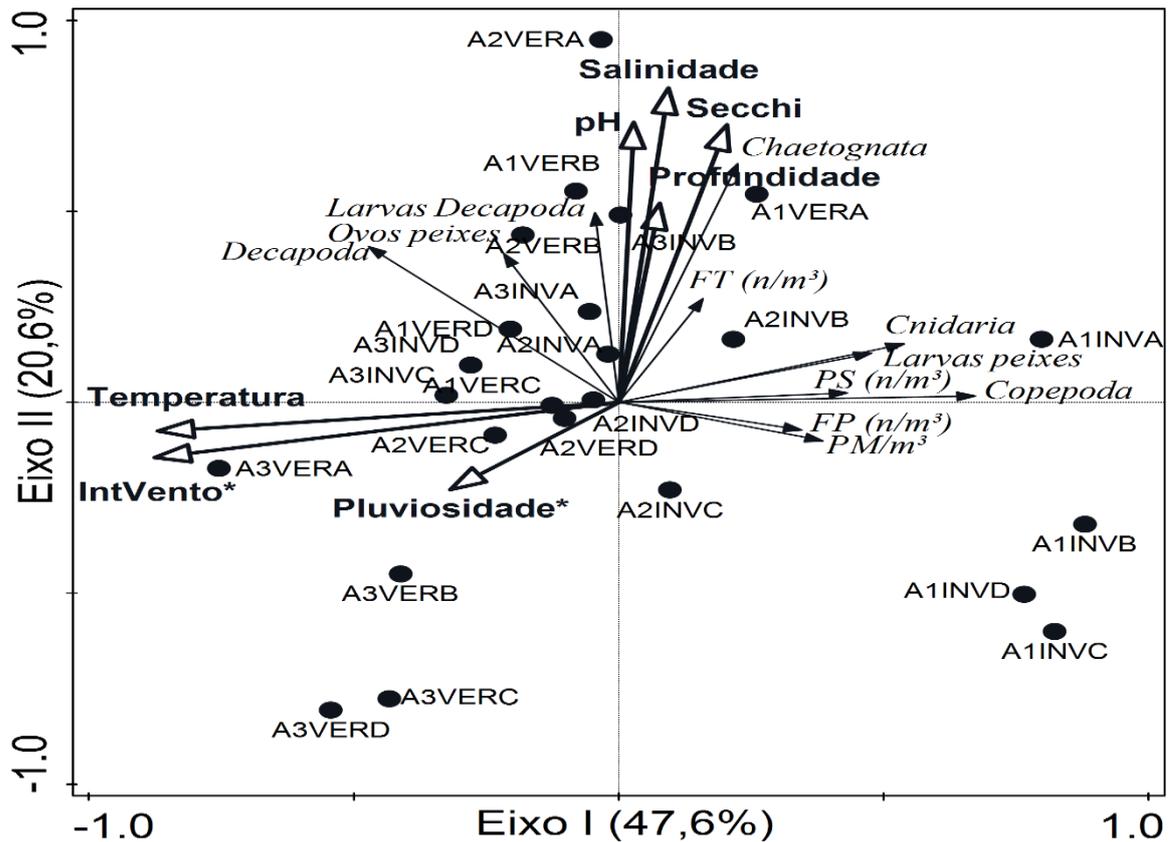


Figura 10 - Representação gráfica do resultado da análise de redundância (RDA) dos agrupamentos de densidade das larvas de peixes, larvas de Decapoda, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda e ovos de peixes (ind./m³) (representam 94,73% da densidade total dos táxons) e as densidades (de fragmento de tinta (FT), plástico sólido (PS), filamento plástico (FP) e plástico mole (PM) (variáveis de resposta) nas áreas de amostragem (A, B, C e D) dos três anos (A1, A2 e A3) em verão (VER) e inverno (INV). e as relações com as variáveis explanatórias temperatura (°C), intensidade do Vento (IntVento – km/h), pluviosidade (mm), salinidade (PSU), secchi (m), pH e profundidade (m). * variável explanatória com influência significativa (p -valor < 0,05) sobre os agrupamentos das densidades de microplásticos nos anos, estações e áreas de amostragem (verificar o resultado do teste de Monte Carlo da Tabela 6 no anexo). Porcentagem de variância dos dados ajustados das variáveis de resposta - nos eixos 1 e 2.

6. DISCUSSÃO

Na região da Laguna Acaraí o verão foi caracterizado por um período chuvoso e com elevadas temperaturas e o contrário ocorreu no inverno, que correspondeu a um período seco e com menores temperaturas. Este padrão sazonal encontrado foi característico para a região sul do Brasil (ALVAREZ *et al.*, 2013; PEEL *et al.*, 2007), sendo que no verão a presença da massa equatorial continental (mEc), que tem origem na planície amazônica, promove temperatura e umidade elevadas, com intensa precipitação na forma de chuvas de convecção. O efeito orográfico da serra do mar favorece a ampliação desse fenômeno, especialmente entre os meses de dezembro e fevereiro (MELO JUNIOR & BOEGER, 2017; OLIVEIRA & VIEIRA, 2017a). No inverno a passagem da frente polar atlântica (FPA) precede a chegada da massa polar atlântica (mPa), que desloca as massas tropicais para o centro e o norte do país. As entradas das frentes polares ocorrem em geral com grande intensidade na região de São Francisco do Sul e são caracterizadas pela incidência de chuvas com trovoadas, seguidas de ar frio e seco (FATMA, 2002; OLIVEIRA & VIEIRA, 2017a).

Em relação a variação interanual das variáveis ambientais, a temperatura apresentou variação significativa entre os anos amostrados com os maiores valores médios em A3 (2020). Com o passar dos anos a temperatura média dos oceanos apresenta uma tendência ao rápido aquecimento, sendo consequências do aquecimento global devido à maior concentração de CO₂ na atmosfera e mudanças nos gradientes térmicos espaciais. Diante disso, os resultados desse trabalho corroboram os padrões encontrados por Cheng *et al.*, (2021) e Voosen, (2021), evidenciando que o ano de 2020 atingiu valores recordes em relação à temperatura superficial das águas dos oceanos em comparação aos anos anteriores.

Ao longo dos três anos de amostragem na coluna d'água a salinidade, profundidade, pH e secchi evidenciaram a formação de uma ecoclina, seguindo as características demonstradas em estudos anteriores (OLIVEIRA & VIEIRA, 2017a; LORENZI *et al.*, 2020; LORENZI *et al.*, 2021). Assim, as áreas externa e inferior (A e B) da Laguna Acaraí estiveram sob maior influência marinha através dos fluxos das marés, com maiores valores de salinidade, secchi, pH e profundidade. As áreas intermediárias e superiores (C e D) tenderam a decrescer os valores de salinidade, profundidade, pH e secchi reduzindo gradativamente a influência marinha e ampliando

a influência das águas continentais sobre estas áreas, sendo mais evidente em períodos de maior precipitação no verão dos três anos.

As concentrações e distribuições dos detritos plásticos em ecossistemas costeiros e estuarinos podem estar diretamente relacionados à padrões sazonais de precipitação (LIMA *et al.*, 2014, 2015), com as intensidades e direções de ventos e o fluxo das marés, que transportam detritos plásticos entre os ambientes aquáticos distintos através dos movimentos das massas d'água, que são consequência das características climáticas de cada região (LORENZI *et al.*, 2020, 2021). A partir do resultado do RDA foi possível observar uma variação interanual na concentração das densidades (n/m^3) dos microplásticos da Laguna Acaraí no inverno, separando o ano 1 (A1: 2016 a 2017) dos demais anos (A2: 2019 e A3:2020), que apresentou as maiores densidades de plásticos sólidos, plásticos moles e filamentos, sendo influenciadas principalmente pelos menores valores de intensidade de vento e pluviosidade.

No geral as diferenças entre as densidades (n/m^3) e áreas de tamanhos (mm^2) dos microplásticos entre as áreas amostradas (A, B, C e D) resultaram em maiores concentrações nas áreas a jusante (A: externa e B: inferior) da laguna, devido à maior proximidade com o ambiente marinho adjacente e a proximidade com a região urbanizada de São Francisco do Sul, próximos à desembocadura e praias adjacentes (LORENZI *et al.*, 2020, 2021; OLIVEIRA *et al.*, 2017; OLIVEIRA & VIEIRA, 2017a), Em termos de ocupação urbana, destaca-se a populosa comunidade do Majorca, localizada no entorno do corpo hídrico da Laguna Acaraí, (OLIVEIRA *et al.*, 2017; MOREIRA, 2017) a destinação do esgoto das residências dessas comunidades acontece mediante o sistema de fossas sépticas, seguida por sumidouro ou por filtro biológico, com precariedade técnica desses tratamentos, sendo o destino final desses sistemas na Laguna Acaraí (MOREIRA, 2017; PPMA/SC, 2008), consequência disso, podem ser encontrados nas águas da laguna vários tipos de contaminantes, de compostos orgânicos, inorgânicos e os resíduos sólidos, como os microplásticos (OLIVEIRA *et al.*, 2017; LORENZI *et al.*, 2020, 2021). Além disso, na sua foz encontram-se as praias de Ubatuba e Enseada que são ambientes amplamente utilizados para o turismo, recreação e a pesca (OLIVEIRA *et al.*, 2017; STCP, 2009; Lorenzi *et al.*, 2022)

Apesar de serem detectados microplásticos nas áreas internas da laguna (C e D), as densidades e tamanhos dos microplásticos diminuíram, como consequência do

estreitamento do canal que comunica as áreas A e B com C e D. Essa morfologia do canal afeta o fluxo bidirecional do sistema, dificultando a transferência de detritos plásticos para as áreas intermediárias e superiores (LORENZI *et al.*, 2020, 2021), além disso, menores concentrações de microplásticos nas áreas á montante pode estar relacionado ao uso e ocupação do Parque Estadual do Acaraí, que desde seu plano de gestão contribui para a preservação deste importante ecossistema (SANTA CATARINA, 2005).

As diferenças entre as densidades (n/m^3) e tamanhos (mm^2) dos microplásticos nas estações do ano (inverno e verão) resultaram em maiores concentrações no inverno, sendo essa estação associada à redução do volume de chuvas e menor intensidade dos ventos o que contribui para a permanência dos microplásticos no interior da laguna Acaraí (LORENZI *et al.*, 2020, 2021). Os resultados corroboram com estudos realizados na Laguna Acaraí em anos anteriores por Lorenzi *et al.*, (2020; 2021) que analisaram a variação de detritos plásticos entre as estações do ano, evidenciando que as maiores densidades de detritos plásticos foram no inverno, sendo influenciados por precipitação e intensidade e direção dos ventos.

No verão os microplásticos se concentraram nas áreas mais externas da laguna, influenciados pelo aumento da precipitação, que contribuiu para uma redução dos microplásticos nas áreas internas da lagoa, pois a água doce proveniente das chuvas e a drenagem continental ganham força e empurram a massa d'água de dentro para fora da laguna. Esse padrão também foi observado na Laguna Acaraí por Lorenzi *et al.* (2020; 2021) e em outras regiões do Brasil, como no estuário do Rio Goiana na região Nordeste do Brasil (LIMA *et al.*, 2014; 2015), além dessa estação ser caracterizada por ventos do quadrante leste-nordeste, que predominam nessa região (ALVARES *et al.*, 2013; OLIVEIRA & VIEIRA, 2017a) padrão corroborado neste trabalho.

Comparando a densidade média de microplásticos (<5 mm) e mesoplásticos (5–200 mm) das águas superficiais em áreas costeiras e ambientes oceânicos no Brasil e ao redor do mundo, foi possível observar uma abundância relativamente baixa (n/m^3) desses contaminantes na Laguna Acaraí, variando de $0,0002 n/m^3$ a $0,100 n/m^3$ (Tabela 10).

Tabela 10 - Comparação da densidade (n/m^3) de fragmentos plásticos flutuantes da Laguna Acaraí com os encontrados em outros ambientes costeiros e oceânicos do Brasil e do mundo.

Local de amostragem	n/m^3 (*)	Referências
Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, Atlântico Sul Ocidental)	1.40 - 21.3	Olivatto et al., (2019)
Lagoa Santo Antônio dos Anjos (Laguna, Atlântico Sul Ocidental)	7,32	Monteiro et al., (2021)
Estuário do Rio Goiana (Pernambuco, Atlântico Sul Ocidental)	0.026	Lima et al., (2014)
Arquipélago de São Pedro e São Paulo (Oceano Atlântico Equatorial),	0,01	Ivar do sul et al., (2013)
Arquipélago de Abrolhos, Arquipélago de Fernando de Noronha e Ilha da Trindade (Atlântico Sul Ocidental, Brasil)	0.015 – 0.04	Ivar do sul et al., (2014b)
Laguna Acaraí (São Francisco do Sul, Atlântico Sul Ocidental)	0,0014 - 0,034 e 0.0014 – 0.108	Lorenzi et al., (2020, 2021)
Baía de Hangzhou (estuário de maré do Rio Qiantang, porção sul do estuário do rio Yangtze)	0,14	Wang et al., (2020)
Suzhou Creek e o Rio Huangpu (afluente do rio Yangtze em Xangai)	80 e 7400	Luo et al., (2019)
Estuário do Yangtze e costa leste do Mar da China	0,167 e 4137,3	Zhao et al., (2014)
Sete pequenos estuários de Shangai (Sudeste da China)	0.013-0.04	Zhang et al., (2019)
Estuário do Rio Pérola (Sul da China, Mar da China Meridional)	0.68-8.22	Lam et al., (2020)
Tampa Bay, Flórida	3,1 e 5,8	Mceachern et al., (2019)
Costa de Cilacap (Indonésia)	0,27 e 0,54	Syakti et al., (2017)
Estuário do Rio Douro (Porto, Noroeste de Portugal)	0.017	Rodrigues et al., (2019)
Estuário do Rio Tamar (Sudoeste da Inglaterra)	0.028	Sadri e Thompson, (2014)
Costa ocidental da Sardenha (Centro-Oeste Mar Mediterrâneo, Itália)	0,01 e 0,35	de Lucia et al., (2014)
Estuário do Rio da Prata (Buenos Aires, Argentina)	164/114	Pazos et al., (2018)
Canais Martínez e Baker (Chile)	0,1 e 7	Castillo Ilabaca, (2020)
Laguna Acaraí, (São Francisco do Sul, Atlântico Sul Ocidental)	0,0002 a 0,100	Este estudo

(*) As unidades “ $n/100m^3$ ” e “partículas/L” foram padronizadas para “ n/m^3 ” para facilitar na comparação dos dados entre os estudos.

Na Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil), uma das áreas mais descritas na literatura em termos de poluição por plásticos no Brasil, quando Olivatto et al., (2019) analisaram a contaminação por resíduos sólidos em águas superficiais, encontraram que as concentrações de partículas de microplásticos variaram de $1,40/m^3$ a $21,3/m^3$. No trabalho realizado por Monteiro et al., (2021) na Lagoa Santo Antônio dos Anjos (Laguna, Atlântico Sul Ocidental) a concentração de microplásticos foi de $(7,32/m^3)$. Neste trabalho ressaltou-se a influência das características oceanográficas, principalmente os ventos e padrões de precipitação que controlam a entrada, o transporte e a saída de fragmentos plásticos no sistema lagunar. Lima et al., (2014) estudando a contaminação plástica no estuário do Rio Goiana (Pernambuco, Nordeste do Brasil) encontraram uma densidade de $0,026/m^3$. Neste estudo reforça-se que as áreas do entorno (nesse caso com intensas atividades agrícolas e industriais) e a densidade populacional exercem grande influência no aumento da concentração de microplásticos nos ecossistemas costeiros e além disso, o regime hidrológico da região pode influenciar ainda mais o transporte das partículas plásticas.

Na ilha oceânica do Arquipélago de São Pedro e São Paulo (Oceano Atlântico Equatorial), localizada dentro de uma unidade de conservação que tem baixíssima influência antropológica, a abundância média de microplásticos foi de $0,01/m^3$ (IVAR DO SUL *et al.*, 2013), demonstrando que as correntes oceânicas são um fator importante no transporte de poluentes plásticos. Em outras ilhas oceânicas do Oceano Atlântico tropical, também localizadas em unidades de conservação, a abundância de microplásticos observada foi de $0,04/m^3$ para o Arquipélago de Abrolhos (localizado a 70 km da costa continental), $0,015/m^3$ para o Arquipélago de Fernando de Noronha (localizado a 350 km da costa continental) e $0,025/m^3$ para a Ilha da Trindade (localizada a 1200 km da costa continental) (IVAR DO SUL *et al.*, 2014b). Na Laguna Acarai em estudos realizados anteriormente por Lorenzi *et al.*, (2020; 2021) foram encontradas densidades de microplásticos que variam de $0,0014/m^3$ a $0,034/m^3$ e $0,0014$ a $0,108m^3$, respectivamente.

Em âmbito mundial o cenário é mais expressivo, quando estudos avaliaram a abundância de microplásticos em ambientes costeiros em as áreas no Mar da China Oriental, demonstrando grande variação na abundância dependendo do local de amostragem (LUO *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2020; ZHAO *et al.*, 2014; ZHAO *et al.*, 2015). Dentro Baía de Hangzhou, que é um estuário de maré do rio Qiantang, Wang *et al.*, (2020) encontraram uma abundância média de microplásticos de $0,14/m^3$, enquanto Luo *et al.*, (2019) encontraram entre $80/m^3$ e $7400/m^3$ no Suzhou Creek e o rio Huangpu (afluente do rio Yangtze em Xangai), a região do estuário do Rio Yangtzé (Xangai) é caracterizada por ser a segunda aglomeração urbana mais populosa do mundo, o que influencia diretamente na concentração microplásticos encontrados no ambiente aquático costeiro. Zhao *et al.* (2014) encontraram uma abundância média de microplásticos de $4137,3/m^3$ no estuário do Yangtze e $0,167/m^3$ na costa leste do Mar da China adjacentes ao estuário.

Em uma ampla amostragem realizada em sete pequenos estuários de Xangai, Zhang *et al.*, (2019) encontraram concentrações microplásticas que variam de $0,013/m^3$ a $0,04/m^3$. As altas concentrações de fragmentos plásticos encontradas em algumas dessas áreas possuem relação direta com a qualidade de água, influenciada principalmente por atividades econômicas (comerciais e turísticas) e por áreas urbanizadas (ZHANG *et al.*, 2019). Lam *et al.*, (2020) encontraram uma abundância de fragmentos de microplásticos variando de $0,68/m^3$ a $8,22/m^3$ no estuário do Rio das Pérolas (Hong Kong/Shenhzen/Guangzhou) próximo a região mais populosa do

mundo, demonstrando grande concentração de microplásticos nesse ambiente.

Um estudo realizado em Tampa Bay, Flórida uma região costeira com alto nível de ocupação industrial e alta densidade populacional, foi encontrado uma abundância média de microplásticos entre $3,1/m^3$ e $5,8/m^3$ (MCEACHERN *et al.*, 2019). Dentro da Cilacap, (Indonésia), que possui uma densidade populacional de 900 pessoas/km², alta pesca comercial e tráfego marítimo, SYAKTI *et al.*, (2017) encontraram uma abundância média de microplástico entre $0,27/m^3$ e $0,54/m^3$. Na Península Ibérica, o estuário do Rio Douro (Porto, Portugal) apresentou abundância de microplásticos de $0,017/m^3$ (RODRIGUES *et al.*, 2017). Já ao noroeste da Europa, Sadri & Thompson, (2014) encontraram uma densidade de microplásticos de $0,028/m^3$ para o estuário do Rio Tamar, (Sudoeste da Inglaterra). No Golfo de Oristano e na Costa ocidental da Sardenha (Centro-Oeste Mar Mediterrâneo, Itália), onde há baixa densidade populacional e poucas atividades industriais, de Lucia *et al.*, (2014) encontraram uma abundância média de microplásticos entre $0,01/m^3$ e $0,35/m^3$. Segundo de Lúcia *et al.* (2014) esses resultados podem ser relacionados com fontes exógenas correspondentes à ampla distribuição de microplásticos no Mar Mediterrâneo e à influência da circulação de correntes oceânicas que transportam os fragmentos de locais afastados da costa continental para os locais como o do Golfo Oristano.

Pazos *et al.*, (2018) verificando os níveis de poluição por microplásticos no estuário do rio de La Plata (América do Sul) encontraram uma densidade média de microplásticos de $164/m^3$, com maiores abundâncias de partículas em áreas próximas a grandes centros populacionais de Buenos Aires e La Plata, e em áreas próximas a descargas de esgotos. CASTILLO ILABACA, (2020) estudando a contaminação de microplásticos na área dos fiordes patagônicos entre os canais Martínez e Baker (Chile) encontrou uma abundância média de microplásticos entre $0,1/ m^3$ e $7/ m^3$. Neste estudo o maior aporte de microplásticos é proveniente das correntes oceânicas, principalmente a partir do Golfo das Penas e a formação de uma zona de acumulação na Península de Taitao, auxiliando no transporte desses poluentes para os canais Martínez e Baker.

Todos os estudos citados acima corroboram que as altas concentrações de fragmentos plásticos, principalmente de microplásticos, em ecossistemas aquáticos costeiros e transicionais podem estar relacionadas às altas densidades populacionais e industriais, o baixo grau de gerenciamento de resíduos sólidos das cidades e também o aporte oceânico (LEBRETON *et al.*, 2017), ressaltando a contribuição

desses ambientes no transporte de fragmentos plásticos entre ambientes costeiros e marinhos (SCHMIDT *et al.*, 2017).

De acordo com a análise FTIR, os fragmentos de plásticos sólidos foram predominantemente compostos por polietileno (PE), polibutadieno (PB) e poliestireno (PS). O Polietileno (PE) acaba nos mares e oceanos devido ao descarte incorreto de produtos plásticos e é amplamente utilizado em itens não biodegradáveis de consumo humano como garrafas plásticas, sacolas de supermercado, embalagens descartáveis, tampas, discos compactos, fibras sintéticas para fabricação de roupas e outros itens de vestimentas (BOSKOVIC *et al.*, 2022, JACHIMOWICZ *et al.*, 2022; JUNG *et al.*, 2018; RASTA *et al.*, 2020), além de também estar presente em petrechos de pesca (COUTINHO, 2003; FARIAS *et al.*, 2018; FREIRE, 2019). O Polibutadieno (PB) é um plástico muito usado na indústria automobilística para a fabricação de pneus e utilizado como plástico secundário em fabricações de embalagens (VEGA *et al.*, 2022; OLIVEIRA *et al.*, 2017; MCKEEN, 2017). Poliestireno (PS) é o mais polímero termoplástico aromático empregado com uma ampla gama de aplicação, desde embalagens para contato com alimentos até isolantes térmicos em edifícios (FREDIANI *et al.*, 2014). Além disso, deriva-se desse composto os canos plásticos, copos de isopor e telhas plásticas (KAPPLER *et al.*, 2016; RASTA *et al.*, 2020; TRACEY & FLINN, 2012).

Os filamentos plásticos foram predominantemente compostos de polietileno (PE) e poliéster (PEsT). O poliéster (PEsT) é amplamente utilizado na fabricação de sintéticos na indústria têxtil, bem como para fabricação de cordas de pesca (CINCINELLI *et al.*, 2017; CORAMI *et al.*, 2020; CHO *et al.*, 2019) e além disso é usado na construção de embarcações (SCHEIRS & LONG, 2003; RASTA *et al.*, 2020). Os plásticos moles foram predominantemente compostos por polietileno (PE) e polipropileno (PP). O PP é amplamente utilizado na fabricação de embalagens flexíveis, utensílios domésticos como copos de plásticos, potes, sacolas e em cordas e cabos de pesca (BPF, 2014; FARIAS *et al.*, 2018). Os fragmentos de tinta, que apresentaram os menores valores de abundância em comparação com outros tipos de plásticos, foram compostos por PE e PEsT.

ZOOPLÂNCTON

Nos ecossistemas costeiros marinhos, os processos físicos e biológicos podem afetar diretamente a composição, abundância e distribuição dos organismos zooplanctônicos (BOCHINI, 2016; ZARONI, 2020), dentre estes a temperatura, salinidade, disponibilidade de nutrientes, turbidez e o estado trófico podem ser usados como indicadores de alterações ambientais nessas comunidades (STERZA, 2006; AGUIAR *et al.*, 2009; ZARONI, 2020). Características morfológicas e hidrológicas das lagoas costeiras, assim como os eventos climáticos de uma determinada região podem afetar diretamente na abundância e a composição de espécies do zooplâncton (BRANCO *et al.*, 2007; FEIKE *et al.*, 2007; ETILÉ *et al.*, 2009).

Dentre os 13 táxons identificados nesse estudo, a Subclasse Copepoda (Crustacea) apresentou a maior abundância relativa, contribuindo com 58,23% para o total do zooplâncton presente nas amostras. Os padrões de densidades encontrados nesse trabalho para a Subclasse Copepoda são esperados para ambientes estuarinos e costeiros de todo o mundo. A dominância desse grupo já foi observada em diversos estudos, como no trabalho realizado por Feike *et al.*, (2007) na lagoa costeira Darss-Zingst Bodden (Sul Mar Báltico). Etilé *et al.*, (2009) estudando a composição da comunidade zooplanctônica na Lagoa Grand-Lahou (África Ocidental) encontraram 65 táxons tendo como mais abundante a Classe Copepoda, representando 81% da densidade total. Resultados semelhantes foram encontrados em regiões costeiras por Kane, (2009) no golfo do Maine (Costa leste da América do Norte), Fernández de Puelles *et al.*, (2007) no mar Baleárico (Mediterrâneo Ocidental), Eskinazi-Sant'Anna & Björnberg, (2006) no Canal de São Sebastião (Costa norte do Estado de São Paulo, Brasil), Eskinazi-Sant'Anna & Tundisi, (1996) no estuário do Pina (Recife, Brasil). O mesmo padrão de abundância ocorrem regiões costeiras do sudeste do Brasil, como na Baía de Guanabara e baía de Sepetiba (Rio de Janeiro) (COELHO-BOTELHO *et al.*, 1999; GUENTHER *et al.*, 2012).

A variação das densidades do zooplâncton em inverno e verão observadas a partir do teste t evidenciaram que os táxons Cnidaria, Copepoda e larvas de peixes tenderam a ser mais abundantes no inverno, sendo influenciados pela redução da temperatura, do volume de chuvas e intensidade dos ventos, além da contribuição dos ventos dos quadrantes S, SE, NE, NNE e L, que empurraram as massas d'água salgada para o interior da laguna, transportando consigo os organismos zooplanctônicos que estão presentes na coluna d'água, sendo que essa característica

do inverno contribuiu para o aumento da abundância desses táxons que foram predominantemente marinhos (RÉ *et al.*, 2005; ETILÉ *et al.*, 2009). A estação do verão foi marcada pela predominância dos táxons Decapoda e Larvas de Decapoda, podendo ser relacionado ao aumento da temperatura nessa estação quando comparado ao inverno. Tal padrão de ocorrência já foi observado em outros locais como no sistema estuarino de Barra das Jangadas (Pernambuco, Brasil) com maior representatividade durante o verão, principalmente para às fases larvais de Decapoda e Decápodes adultos (CAVALCANTI *et al.*, 2008). Fernandes *et al.*, (2002) em estudo no canal central da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, Brasil) encontraram maiores densidades no final do verão. No estuário do Rio Macaé (Rio de Janeiro, Brasil), Almeida *et al.*, (2013) observaram maiores densidades em fevereiro. Já na região estuarina de Itamaracá (Pernambuco, Brasil), Schwamborn *et al.*, (2001), encontraram densidades entre 158,0 e 3.911,0/m³, em março.

A temperatura é um parâmetro amplamente utilizado para compreender a distribuição e abundância dos decápodes (KOETTKER *et al.*, (2010); SILVA-FALCÃO *et al.*, 2007), e quando comparada com outras variáveis ambientais, este fator parece ser o mais importante em relação à abundância sazonal das espécies (CHACUR & NEGREIROS-FRANSOZO 2001; FURLAN *et al.*, 2013; PANTALEÃO *et al.*, 2016). O fator temperatura influencia no crescimento e no processo reprodutivo dos crustáceos de uma maneira geral, devido ao fato de controlar a maturação dos ovócitos nas fêmeas, acelerando o processo em temperaturas elevadas e reduzindo em temperaturas mais baixas (NASCIMENTO, 2019). Assim, a maior abundância dos indivíduos no período do verão pode ser reflexo da maior disponibilidade de alimento, pois essa estação foi caracterizada por ser mais chuvosa, ocasionando o maior aporte de nutrientes oriundos do entorno da lagoa devido a drenagem continental, proporcionando o aumento do fitoplâncton. Além disso, temperaturas elevadas influenciam o metabolismo do fitoplâncton, aumentando as taxas fotossintéticas e, conseqüentemente, o crescimento e a reprodução desses organismos, culminando no aumento geral da produtividade primária, resultando em condições favoráveis para o estabelecimento dos adultos e das larvas dos decápodes (AGUIAR *et al.*, 2009; NASCIMENTO, 2019).

A partir do resultado do RDA foi possível observar maiores densidades (n/m³) táxons Decapoda, Larvas Decapoda, Chaetognatha e Ovos de peixes nas áreas externas da laguna (A e B) no verão e inverno de todos os anos (A1, A2 e A3),

influenciados pelo aumento da profundidade do canal, pH, secchi e salinidade, evidenciando que para esses táxons não ocorrem variações interanuais e sim, uma variação espacial ao longo da ecoclina da laguna Acaraí. A salinidade está entre os mais importantes fatores ambientais com potencial para influenciar as comunidades costeiras e estuarinas (SAVENIJE, 2006). Margalef (1983) e Esteves (2011) relataram em seus estudos, que a salinidade atua como uma barreira para a dispersão das espécies entre os ambientes aquáticos, sendo essa variável um fator limitante em grande potencial (BARROS *et al.*, 2019; RESGALA *et al.*, 2010; TEIXEIRA-AMARAL *et al.*, 2017). As áreas intermediária e superior (C e D) no verão e inverno dos anos de amostragem (A1, A2 e A3) se relacionaram com o decréscimo das densidades das larvas de Decapoda, ovos de peixes, Decapoda, Chaetognatha, influenciado pelas reduções da profundidade do canal, pH, secchi e salinidade, além disso, a morfologia do canal da Laguna Acaraí pode afetar o fluxo bidirecional do sistema (LORENZI *et al.*, 2020, 2021), dificultando a transferência dos organismos zooplancctônicos das áreas A e B para as áreas C e D.

Ainda no resultado do RDA, foi possível observar que no inverno do ano (A1) em todas as áreas de amostragem (A, B C e D) houve a formação de um agrupamento relacionado com os aumentos das densidades (n/m^3) de Cnidaria, larvas de peixes, Copepoda, e também as densidades dos plásticos sólidos, plásticos moles e filamentos de plástico, influenciados principalmente pela redução da pluviosidade, intensidade de vento e da temperatura nessa estação. A partir disso, é possível concluir que os detritos plásticos apresentam características de distribuição semelhantes aos dos organismos zooplancctônicos, ambos fazendo parte do séston, não podendo afirmar que há uma interação negativa entre eles, já que para os dois grupos, as densidades tenderam a aumentar a partir da influência dessas variáveis ambientais.

No ano (A2 e A3) no verão (VER) e inverno (INV) em todas as áreas (A, B, C e D) houve uma redução das densidades (n/m^3) de Cnidaria, larvas de peixes, Copepoda, PS, FP e PM, influenciados principalmente pelos aumentos de pluviosidade, intensidade de vento e temperatura. Esse resultado do RDA, demonstra que as características sazonais das variáveis ambientais durante esses dois anos (A2 e A3), não seguiram o padrão característico para a região sul do Brasil, onde há uma separação bem definida entre a estação do verão e do inverno, principalmente em relação a pluviosidade e a temperatura (ALVAREZ *et al.*, 2013; PEEL *et al.*, 2007).

Todo o material particulado, seja ele orgânico ou inorgânico, que se encontra suspenso na coluna d'água é definido como séston (ESTEVES,1998), que conseqüentemente sofre influência direta de variáveis ambientais, como ventos, marés, precipitação, salinidade, turbidez, entre outros (BARLETTA & DANTAS, 2016). O séston é composto pelo bioséston, destacam-se o zooplâncton e ovos e larvas de peixes (ictioplâncton), seres errantes que ocupam exclusivamente a coluna d'água e estão expostos a interações ecológicas e antrópicas (ESTEVES, 1998; CASTRO, 2001). E o abioséston que constituem os detritos orgânicos e inorgânicos, como os resíduos sólidos (ESTEVES, 1998; LIMA *et al.*, 2014, 2015).

Durante todo o período deste estudo foram capturados um total de 79.001 indivíduos (214,28 ind./m³), representados pelo zooplâncton, ictioplâncton e fragmentos de plástico flutuantes. Destes, 71.388 indivíduos (90,363 ind./m³) representaram o zooplâncton, constituindo 90,36% do séston. Em relação ao ictioplâncton (larvas e ovos de peixes) foram capturados 7.071 indivíduos (32,413/m³) representando 8,95% do séston. O total de 542 fragmentos de plástico (1,342/m³) foram registrados, compondo 0,68% do séston, dos quais 37,45% (0,468/m³) foram plásticos sólidos, seguido por filamentos plásticos 30,44% (0,468/m³), depois pelos plásticos moles 24,72% (0,323/m³) e por fim os fragmentos de tinta com 7,38% (0,084/m³).

Alguns fatores influenciam a biodisponibilidade dos microplásticos no ambiente, por exemplo, tamanho, densidade e coloração, como foi demonstrado em estudos sobre as relações entre a abundância de organismos zooplanctônicos e detritos plásticos na coluna de água, sugerindo que quantidades comparáveis aumentam as chances de interações (COLLIGNON *et al.*, 2014; LONG *et al.*, 2015; PANTI *et al.*, 2015; LIMA *et al.*, 2015, 2016). Comparando com outros estudos, a quantidade de fragmentos plásticos presente no séston deste trabalho (0,68%) é baixa em relação ao total de zooplâncton e o ictioplâncton (90,36 e 8,95%, respectivamente). Rodrigues *et al.*, (2017) encontraram microplásticos (0,017/m³) mais abundantes quando comparadas à densidade de larvas de peixes (0,011/m³) para o estuário do Rio Douro (Portugal). No Brasil, Lima *et al.* (2014) estudando a contaminação por microplásticos no estuário do Rio Goiana (Pernambuco), encontraram que a densidade de microplásticos representou quase metade da densidade total de larvas de peixes.

A poluição plástica é atualmente um problema de grande relevância sob o ponto de vista ambiental e socioeconômico, consequência principalmente da má gestão dos

resíduos sólidos, dentre outros fatores (MONTAGNER *et al.*, 2021). A grande preocupação é que os microplásticos são encontrados em todos os ambientes marinhos, sejam eles costeiros ou oceânicos, partilhando o habitat da coluna d'água com organismos planctônicos (BARLETTA *et al.*, 2020; COLE *et al.*, 2011). Além disso, são facilmente ingeridos quando presentes no ambiente aquático, diretamente por organismos ou indiretamente através do consumo de espécies de nível trófico inferior (POSSATTO *et al.*, 2011; LUSHER *et al.*, 2013; KOELMANS *et al.*, 2014). A densidade e o pequeno tamanho dos microplásticos na coluna de água pode determinar a biodisponibilidade desses itens para organismos tróficos inferiores e superiores (BOERGER *et al.*, 2010; WRIGHT *et al.*, 2013). Além disso, sua capacidade de absorver diferentes tipos de poluentes, como Poluentes Orgânicos Persistentes (POP's), biocidas e metais residuais evidenciam sua provável atuação na bioacumulação e biomagnificação em organismos de níveis tróficos superiores, como mamíferos marinhos e até humanos (KOELMANS *et al.*, 2013; ROCHMAN *et al.*, 2013).

Apesar de sua grande importância e usos múltiplos, a Laguna Acaraí vem sofrendo pressões antrópicas como a pesca, recreação e a destinação inadequado dos efluentes domésticos (STCP, 2009). O fato de a Laguna Acaraí fazer parte de uma unidade de conservação é ainda mais preocupante, pois a contaminação por plásticos pode afetar a componente biótica deste sistema, colocando a biodiversidade local em risco. Além disso, o efeito das mudanças climáticas pode alterar significativamente os sistemas oceânicos colocando em risco todo o ecossistema marinho, sendo ele costeiro ou oceânico (REID *et al.*, 2009).

7. CONCLUSÃO

Os microplásticos são considerados contaminantes onipresentes no ambiente marinho, tendo sido detectado mundialmente em todos os compartimentos ambientais. A dispersão e a acumulação de microplásticos são uma grave problemática socioambiental que vem crescendo à nível global por afetar diversos ecossistemas marinhos. Em ambientes costeiros, o aporte de microplásticos possui origem a partir da pesca, turismo, ocupação humana, além disso, podem estar diretamente relacionados à padrões sazonais de precipitação, com as intensidades e direções de ventos e o fluxo das marés, que transportam detritos plásticos entre os ambientes aquáticos distintos através dos movimentos das massas d'água. A Laguna Acaraí apresentou baixas concentrações de microplásticos quando comparado com outros locais do Brasil e do mundo. Os resultados demonstraram que as maiores concentrações de microplásticos foram durante o inverno, período caracterizado com menores taxas de precipitação e influência das águas costeiras no interior do sistema. Em relação a distribuição espacial, os microplásticos apresentaram maiores concentrações nas áreas externa e inferior da laguna, devido à maior proximidade com o ambiente marinho adjacente, onde normalmente a água tende a ter maior salinidade, além da proximidade com a região urbanizada de São Francisco do Sul, evidenciando que o aporte de microplásticos tem origem exógena. Menores valores de abundância de fragmentos plásticos detectados nas regiões superior e média da lagoa podem estar relacionados com a distância das águas marinhas e a ausência de urbanização no entorno da lagoa, relacionado ao uso e ocupação do Parque Estadual do Acaraí. Em relação a composição dos microplásticos houve uma predominância dos tipos de polímeros polietileno, poliéster, polipropileno, polibutadieno e poliestireno, o que pode estar relacionado a uma variedade de atividades humanas, como pesca, desenvolvimento urbano e turismo.

Estudos sobre os padrões sazonais e espaciais da comunidade zooplanctônica em lagoas costeiras ainda são escassos, porém são de grande importância para entender a dinâmica de distribuição dos organismos, bem como para o entendimento acerca dos impactos que a contaminação por fragmentos plásticos flutuantes pode apresentar a essa comunidade. A composição da comunidade zooplanctônica da Laguna Acaraí foi influenciada diretamente pelas variações físicas e químicas do meio como a temperatura da água, salinidade, secchi e pH. Os organismos Copépodes

apresentaram os maiores valores de abundância, sendo considerados dominantes na comunidade, podendo ser atribuídos a esse grupo melhores adaptações às variações de salinidade. Durante o verão houve o predomínio dos táxons Decapoda, Larvas Decapoda, relacionados principalmente ao aumento da temperatura. O fator temperatura influencia no crescimento e no processo reprodutivo dos crustáceos de uma maneira geral, pois, afeta diretamente nas taxas metabólicas, acelerando ou retardando o ciclo, além de controlar a maturação dos ovócitos nas fêmeas. Em relação a distribuição espacial ao longo da Laguna Acaraí evidenciou-se as maiores densidades dos táxons nas áreas externa e inferior, onde os valores de salinidades, secchi, profundidade e pH são mais elevados, essas variáveis podem atuar como uma barreiras para a dispersão das espécies entre os ambientes aquáticos, sendo fatores limitantes em grande potencial para a dispersão desses organismos.

Este estudo é o primeiro a avaliar a distribuição e a interação entre as variáveis ambientais, os detritos plásticos e a comunidade zooplanctônica da laguna Acaraí, gerando informações importantes para futuros processos de manejo e gestão ambiental, porém reforça-se a necessidade de estudos mais detalhados que incidam sobre a dinâmica da comunidade zooplanctônica deste importante ecossistema.

8. REFERÊNCIAS

ABUBAKAR, A.; ABDULLAHI, B. A. Zooplankton as bioindicators of water quality in Jakara dam, Kano state, Nigeria. **Bayero Journal of Pure and Applied Sciences**, v. 8, n. 2, p. 156-165, 2015.

AGUIAR, Mariana Martinhago et al. Ecologia das larvas de Decapoda e Ictioplâncton das ilhas de Santa Catarina. 2009.

AHLSTROM, Elbert H. Ontogeny and systematics of fishes. La Jolla, California, The Symposium was Held. Special Publication. **American Society of Ichthyologists and Herpetologists**. n°1, August, 1983.

ALMEIDA, Eduardo Vianna; DA COSTA BONECKER, Sérgio Luiz; DE ALMEIDA FERNANDES, Lohengrin Dias. Exportação e retenção de Decápodes Planctônicos (Crustácea) no estuário do Rio Macaé (RJ)(22°22's-041°46'w). **Atlântica (Rio Grande)**, v. 35, n. 1, p. 23-34, 2013.

ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AMIN, Roswati Md et al. Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea. **Marine pollution bulletin**, v. 150, p. 110616, 2020.

ANDRADES, Ryan et al. Marine debris in Trindade Island, a remote island of the South Atlantic. **Marine pollution bulletin**, v. 137, p. 180-184, 2018.

ANDRADY, Anthony L.; NEAL, Mike A. Applications and societal benefits of plastics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1977-1984, 2009.

ANDRADY, Anthony L. Microplastics in the marine environment. **Marine pollution bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596-1605, 2011.

ANTUNES, J.; FRIAS, J.; SOBRAL, P. Microplastics on the Portuguese coast. **Marine pollution bulletin**, v. 131, p. 294-302, 2018.

ARIS, Ahmad Zaharin; SHAMSUDDIN, Aida Soraya; PRAVEENA, Sarva Mangala. Occurrence of 17 α -ethynylestradiol (EE2) in the environment and effect on exposed biota: a review. **Environment international**, v. 69, p. 104-119, 2014.

BARLETTA, M., DANTAS, D.V. Environmental gradients, in: **Encyclopedia of Earth Sciences**, pp. 237-242, 2016.

BARLETTA, Mário; COSTA, Monica F.; DANTAS, David V. Ecology of microplastics contamination within food webs of estuarine and coastal ecosystems. **MethodsX**, v. 7, p. 100861, 2020.

BARNES, David KA et al. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1985-1998, 2009.

BARROS, Francisco Alex Lima et al. Composição e mudanças espaciais e temporais da diversidade e densidade do mesozoplâncton em um estuário amazônico (Embraí Velho, Pará, Brasil). **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais**, v. 14, n. 3, p. 307-330, 2019.

BERALDI, Gaby Quintal F. et al. Assessment of a coastal lagoon metal distribution through natural and anthropogenic processes (SE, Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 552-561, 2019.

BIRD, Eric CF. Physical setting and geomorphology of coastal lagoons. In: **Elsevier oceanography series**. Elsevier, p. 9-39, 1994.

BOCHINI, Gabriel Lucas. Composição, abundância e diversidade de Brachyura (Crustacea: Decapoda) acompanhante da pesca de arrasto do camarão sete-barbas no Litoral sul de São Paulo. 2016.

BOERGER, Christiana M. et al. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. **Marine pollution bulletin**, v. 60, n. 12, p. 2275-2278, 2010.

BONECKER, A. C. T.; BONECKER, S. L. C.; BASSANI, C. Plâncton marinho. **Biologia Marinha. Rio de Janeiro: Interciência**, p. 103-125, 2002.

Bonecker, S.L.C. Atlas de zooplâncton da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. **Rio de Janeiro: Museu Nacional**, p. 232p, 2006.

BOŠKOVIĆ, Neda; JOKSIMOVIĆ, Danijela; BAJT, Oliver. Microplastics in fish and sediments from the Montenegrin coast (Adriatic Sea): Similarities in accumulation. **Science of The Total Environment**, p. 158074, 2022.

BRANCO, Christina WC; KOZLOWSKY-SUZUKI, Betina; ESTEVES, Francisco A. Environmental changes and zooplankton temporal and spatial variation in a disturbed Brazilian coastal lagoon. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, p. 251-262, 2007.

BRANDINI, Frederico Pereira. **Planctonologia na plataforma continental do Brasil: diagnose e revisão bibliográfica**. CEMAR/MMA/CIRM/FEMAR, 1997.

BRADFORD-GRIEVE, Janet M. New species of benthopelagic copepods of the genus *Stephos* (Calanoida: Stephidae) from Wellington Harbour, New Zealand. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 33, n. 1, p. 13-27, 1999.

British Plastic Federation (BPF), 2014. Disponível em: <https://www.bpf.co.uk/Plastipedia/Plastics_History/Plastics_Timeline_Posters.aspx>

BROWNE, Mark Anthony et al. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 21, p. 9175-9179, 2011.

BUSKEY, Edward J.; LENZ, Petra H.; HARTLINE, Daniel K. Sensory perception, neurobiology, and behavioral adaptations for predator avoidance in planktonic copepods. **Adaptive Behavior**, v. 20, n. 1, p. 57-66, 2012.

CALIMAN, A. et al. Temporal coherence among tropical coastal lagoons: a search for patterns and mechanisms. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, p. 803-814, 2010.

CARBERY, Maddison; O'CONNOR, Wayne; PALANISAMI, Thavamani. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. **Environment international**, v. 115, p. 400-409, 2018.

CASTILLO ILABACA, Cristóbal Ignacio et al. Microplásticos en la costa de la Patagonia de Chile y su potencial rol como vectores de contaminantes, 2020.

CASTRO, Peter; HUBER, Michael E. **Biologia marinha**. AMGH Editora, 2012.

CASTRO, LLM. O ictioplâncton do estuário do Rio Piraquê-açu, ES. **Monografia Graduação, Biologia, Universidade Federal do Espírito Santo**, 2001.

CATARINA, SANTA. Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina. FATMA. **Relevância de parâmetros de qualidade das águas aplicados a águas correntes. Parte I: Características gerais, nutrientes, elementos-traço e substâncias nocivas inorgânicas, características biológicas**, p. 108, 2005.

CAVALCANTI, Eliane AH; NEUMANN-LEITÃO, Sigrid; VIEIRA, Dilma A. do N. Mesozooplâncton do sistema estuarino de Barra das Jangadas, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, p. 436-444, 2008.

CHACUR, M. M.; NEGREIROS-FRANSOZO, M. L. Spatial and seasonal distributions of *Callinectes danae* (Decapoda, Portunidae) in Ubatuba Bay, São Paulo, Brazil. **Journal of Crustacean Biology**, v. 21, n. 2, p. 414-425, 2001.

CHENG, Lijing et al. Upper ocean temperatures hit record high in 2020. 2021.

CHO, Y. et al. Abundance and characteristics of microplastics in market bivalves from South Korea. **Environmental Pollution**, v. 245, p. 1107–1116, 2019.

CINCINELLI, Alessandra et al. Microplastic in the surface waters of the Ross Sea (Antarctica): occurrence, distribution and characterization by FTIR. **Chemosphere**, v. 175, p. 391-400, 2017.

COELHO-BOTELHO, Marcia Janete et al. Aspectos do zooplâncton da Baía de Sepetiba (RJ, Brasil). **Oecologia Brasiliensis**, v. 7, n. 1, p. 1, 1999.

COLABUONO, Fernanda I. et al. Plastic ingestion by Procellariiformes in southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 1, p. 93-96, 2009.

COLE, Matthew et al. Microplastic ingestion by zooplankton. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 12, p. 6646-6655, 2013.

COLE, Matthew et al. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. **Marine pollution bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588-2597, 2011.

COLE, Matthew et al. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. **Environmental science & technology**, v. 49, n. 2, p. 1130-1137, 2015.

COLLIGNON, Amandine et al. Annual variation in neustonic micro-and meso-plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean–Corsica). **Marine pollution bulletin**, v. 79, n. 1-2, p. 293-298, 2014.

COMPA, Montserrat; MARCH, David; DEUDERO, Salud. Spatio-temporal monitoring of coastal floating marine debris in the Balearic Islands from sea-cleaning boats. **Marine pollution bulletin**, v. 141, p. 205-214, 2019.

CORAMI, F. et al. Chemosphere A novel method for purification, quantitative analysis and characterization of microplastic fibers using Micro-FTIR. **Chemosphere**, v. 238, p. 124564, 2020.

COSTA, M. D. P. Ictioplâncton da Baía da Babitonga (SC, BRASIL): Instrumentos para a definição de áreas prioritárias para a conservação. Itajaí, 2011.

COUTINHO, Fernanda; MELLO, Ivana L.; SANTA MARIA, Luiz C. de. Polietileno: principais tipos, propriedades e aplicações. **Polímeros**, v. 13, p. 01-13, 2003.

D'AMELIA, Ronald P. et al. Quantitative analysis of copolymers and blends of polyvinyl acetate (PVAc) using Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR) and elemental analysis (EA). **World J. Chem. Educ**, v. 4, n. 2, p. 25-31, 2016.

DANDO, P. R. Reproduction in estuarine fish. **Fish reproduction: strategies and tactics**, p. 155-170, 1984.

DERRAIK, José GB. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine pollution bulletin**, v. 44, n. 9, p. 842-852, 2002.

DHANASEKARAN, M. et al. Physico-chemical characteristics and zooplankton diversity in a perennial lake at Dharmapuri (Tamil Nadu, India). **Journal of Entomology and Zoology Studies**, v. 5, n. 1, p. 285-292, 2017.

DOS SANTOS, Tathiane Galdino et al. Zooplâncton como indicador biológico da qualidade ambiental nos estuários dos rios Carrapicho e Botafogo, Itamaracá-PE. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 4, n. 1, p. 44-56, 2009.

DUARTE, Anette Kümmel; SILVA, Adriana Rodrigues da. Conhecendo o zooplâncton. 2008.

ERIKSEN, Marcus et al. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. **Marine pollution bulletin**, v. 77, n. 1-2, p. 177-182, 2013.

ERIKSEN, Marcus et al. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. **PloS one**, v. 9, n. 12, p. e111913, 2014.

ESKINAZI-SANT'ANNA, Eneida Maria; BJÖRNBERG, Tagea Kristina Simon. Seasonal dynamics of mesozooplankton in Brazilian coastal waters. **Hydrobiologia**, v. 563, n. 1, p. 253-268, 2006.

ESKINAZI-SANT'ANNA, Eneida Maria; TUNDIST, José Galízia. Zooplâncton do estuário do Pina (Recife-Pernambuco-Brasil): composição e distribuição temporal. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 44, p. 23-33, 1996.

ESTEVEES, F.; AMADO, A. M. Fundamentos de Limnologia. rio de Janeiro: Interciência. 1998.

ESTEVEES, F. de A. et al. Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p. 967-981, 2008.

ESTEVEES, F. de A. Fundamentos de limnologia. Interciência/Finep. **Rio de Janeiro**, 2011.

ETILÉ, Raphaël et al. Spatio-temporal variations of the zooplankton abundance and composition in a West African tropical coastal lagoon (Grand-Lahou, Côte d'Ivoire). **Hydrobiologia**, v. 624, n. 1, p. 171-189, 2009.

FARIAS, Eduardo GG; PREICHARDT, Paulo R.; DANTAS, David V. Influence of fishing activity over the marine debris composition close to coastal jetty. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 16, p. 16246-16253, 2018.

FEIKE, Martin et al. Studies on the zooplankton community of a shallow lagoon of the Southern Baltic Sea: long-term trends, seasonal changes, and relations with physical and chemical parameters. **Hydrobiologia**, v. 577, n. 1, p. 95-106, 2007.

FERDOUS, Zannatul; MUKTADIR, A. K. M. A review: potentiality of zooplankton as bioindicator. 2009.

FERNÁNDEZ DE PULLES, M. L., ALEMANY, F., JANSÁ, J. Zooplankton time-series in the Balearic Sea (Western Mediterranean): Variability during the decade 1994-2003. **Progress in Oceanograph** 74, p. 329 – 354, 2009.

FERNANDES, Lohengrin Dias de Almeida; BONECKER, Sérgio Luiz Costa; VALENTI'N, Jean Louis. Dynamic of decapod crustacean larvae on the entrance of Guanabara Bay. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 45, p. 491-498, 2002.

FERRERIA, André Veloso et al. CONSUMO DE VITELÓ DURANTE O DESENVOLVIMENTO EMBRIONÁRIO DE MELANOTÊNIA-MAÇÃ, *Glossolepis incisus*, WEBER 1907 (Melanotaeniidae). **Ciência Animal Brasileira**, v. 10, n. 3, p. 721-729, 2009.

FERREIRA, Guilherme VB; BARLETTA, Mário; LIMA, André RA. Use of estuarine resources by top predator fishes. How do ecological patterns affect rates of contamination by microplastics?. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 292-304, 2019.

FLORES-VERDUGO, F. et al. Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapán-Água Brava lagoon-estuarine system (Mexican Pacific). **Estuaries**, v. 13, n. 2, p. 219-230, 1990.

FORTES, Tatiana, A. Distribuição espaço-temporal da comunidade de ictioplâncton na Laguna Acaraí, São Francisco do Sul, Santa Catarina, (Dissertação de mestrado), 2018.

FREDIANI, Piero et al. Waste/contaminated polystyrene recycling through reverse polymerization. **SYNTHESIS, CHARACTERISTICS AND APPLICATIONS**, p. 1, 2014.

FREIRE, A. E. Identificação de microplásticos em águas residuárias do Distrito Federal: uma nova classe de contaminantes de interesse emergente (Trabalho de Conclusão de Curso - TCC). Brasília, 56p, 2019.

FROST, Bruce W. Variability and possible adaptive significance of diel vertical migration in *Calanus pacificus*, a planktonic marine copepod. **Bulletin of Marine Science**, v. 43, n. 3, p. 675-694, 1988.

FREINKEL, Susan. **Plastic: a toxic love story**. Text Publishing, 2011.

FU, Zhilu et al. Microplastic pollution research methodologies, abundance, characteristics and risk assessments for aquatic biota in China. **Environmental Pollution**, v. 266, p. 115098, 2020.

FURLAN, Michele et al. Effect of environmental factors on the abundance of decapod crustaceans from soft bottoms off southeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, p. 1345-1356, 2013.

GALL, Sarah C.; THOMPSON, Richard C. The impact of debris on marine life. **Marine pollution bulletin**, v. 92, n. 1-2, p. 170-179, 2015.

GEYER, Roland; JAMBECK, Jenna R.; LAW, Kara Lavender. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science advances**, v. 3, n. 7, p. e1700782, 2017.

GUENTHER, Mariana et al. Small time scale plankton structure variations at the entrance of a tropical eutrophic bay (Guanabara Bay, Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 60, p. 405-414, 2012.

KERSHAW, P. J.; ROCHMAN, C. M. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part 2 of a global assessment. **Reports and Studies-IMO/FAO/Unesco-IOC/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP) Eng No. 93**, 2015.

HOLMES, Luke A.; THOMPSON, Richard C.; TURNER, Andrew. In vitro avian bioaccessibility of metals adsorbed to microplastic pellets. **Environmental Pollution**, v. 261, p. 114107, 2020.

HOPEWELL, Jefferson; DVORAK, Robert; KOSIOR, Edward. Plastics recycling: challenges and opportunities. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2115-2126, 2009.

HUTCHINS, David. Plastic plankton prosper. **Nature Climate Change**, v. 3, n. 3, p. 183-184, 2013.

IVAR DO SUL, Juliana A.; COSTA, Monica.; F., Barletta, Mario.; Cysneiros, Francisco. J. A. Pelagic microplastics around an archipelago of the Equatorial Atlantic. **Marine pollution bulletin**, v. 75, n. 1-2, p. 305-309, 2013.

IVAR DO SUL, Juliana A.; COSTA, Monica.; F., Silva-Cavalcanti, Jaqueline. S., & Araújo, Maria. C. B. Plastic debris retention and exportation by a mangrove forest patch. **Marine pollution bulletin**, v. 78, n. 1-2, p. 252-257, 2014a.

IVAR DO SUL, Juliana A.; COSTA, Monica F.; FILLMANN, Gilberto. Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. **Water, air, & soil pollution**, v. 225, n. 7, p. 1-13, 2014b.

JACHIMOWICZ, Piotr; JO, Young-Jae; CYDZIK-KWIATKOWSKA, Agnieszka. Polyethylene microplastics increase extracellular polymeric substances production in aerobic granular sludge. **Science of The Total Environment**, p. 158208, 2022.

JAMBECK, Jenna R. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 768-771, 2015.

JUNG, Melissa R. et al. Validation of ATR FT-IR to identify polymers of plastic marine debris, including those ingested by marine organisms. **Marine pollution bulletin**, v. 127, p. 704-716, 2018.

KANE, Joseph. A comparison of two zooplankton time series data collected in the Gulf of Maine. **Journal of Plankton Research**, v. 31, n. 3, p. 249-259, 2009.

KÄPPLER, Andrea et al. Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both?. **Analytical and bioanalytical chemistry**, v. 408, n. 29, p. 8377-8391, 2016.

KHALID, Noreen et al. Linking effects of microplastics to ecological impacts in marine environments. **Chemosphere**, v. 264, p. 128541, 2021.

KERFOOT, W. Charles. A question of taste: crypsis and warning coloration in freshwater zooplankton communities. **Ecology**, v. 63, n. 2, p. 538-554, 1982.

KJERFVE, Björn. Coastal lagoons. In: **Elsevier oceanography series**. Elsevier, p. 1-8, 1994.

KOETTKER, Andréa Green. **Composição e distribuição das larvas de invertebrados bênticos do Banco dos Abrolhos e região adjacente, com ênfase em larvas de caranguejos braquiúros**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2013.

KOELMANS, Albert A. et al. Plastic as a carrier of pops to aquatic organisms: a model analysis. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 14, p. 7812-7820, 2013.

KOELMANS, Albert A. et al. Plastics in the marine environment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 33, n. 1, p. 5-10, 2014.

KOETTKER, Andrea G. et al. Illustrated key for the identification of the known zoeal stages of brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda) from tropical and subtropical Brazil, southwestern Atlantic. **Zootaxa**, v. 3204, n. 1, p. 1–19-1–19, 2012.

KVALE, K. et al. Zooplankton grazing of microplastic can accelerate global loss of ocean oxygen. **Nature communications**, v. 12, n. 1, p. 1-8, 2021.

LAM, Theresa Wing Ling et al. Spatial variation of floatable plastic debris and microplastics in the Pearl River Estuary, South China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 158, p. 111383, 2020.

LEBRETON, Laurent et al. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. **Scientific reports**, v. 8, n. 1, p. 1-15, 2018.

LEGENDRE, Pierre; LEGENDRE, Louis. **Numerical ecology**. Elsevier, 2012.

LENZ, Petra H. (Ed.). **Zooplankton: sensory ecology and physiology**. Routledge, 2021.

LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F.; BARLETTA, M. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. **Environmental research**, v. 132, p. 146-155, 2014.

LIMA, A. R. A.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F. Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 165, p. 213-225, 2015.

LINDEQUE, P.; MCNEAL, A. W.; COLE, M. Plastics and Plankton: What do we know?ICES/PICES 6TH ZOOPLANKTON PRODUCTION SYMPOSIUM, 2016.

LONG, Timothy E.; SCHEIRS, John (Ed.). **Modern polyesters: chemistry and technology of polyesters and copolyesters**. John Wiley & Sons, 2005.

LONG, Marc et al. Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: impact on their respective fates. **Marine Chemistry**, v. 175, p. 39-46, 2015.

LORENZI, Luciano et al. Plastic floating debris along a summer-winter estuarine environmental gradient in a coastal lagoon: how does plastic debris arrive in a conservation unit?. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 8, p. 8797-8806, 2020.

LORENZI, Luciano et al. Spatio-seasonal microplastics distribution along a shallow coastal lagoon ecocline within a marine conservation unit. **Marine Pollution Bulletin**, v. 170, p. 112644, 2021.

LORENZI, Luciano et al. Relationships between benthic infauna and groundwater eutrophication on a sandy beach in southern Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-13, 2022.

LOPES, Clarice Leão. **Variação espaço-temporal do ictioplâncton e condições oceanográficas na região de Cabo Frio (RJ)**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2006.

DE LUCIA, Giuseppe Andrea et al. Amount and distribution of neustonic micro-plastic off the western Sardinian coast (Central-Western Mediterranean Sea). **Marine Environmental Research**, v. 100, p. 10-16, 2014.

LUO, Wenya et al. Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters. **Environmental pollution**, v. 246, p. 174-182, 2019.

LUSHER, Amy L.; MCHUGH, Matthew; THOMPSON, Richard C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. **Marine pollution bulletin**, v. 67, n. 1-2, p. 94-99, 2013.

LUSHER, Amy L. et al. Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: the True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. **Environmental pollution**, v. 199, p. 185-191, 2015.

MACEDO-SOARES, L.C.P; BIROLO, A.B; FREIRE, A.S. Spatial and temporal distribution of fish eggs and larvae in a subtropical coastal lagoon, Santa Catarina State, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 7(2) p. 231-240, 2009.

MARCOS, Concepción et al. Vindicating the biological and socioeconomic importance of coastal lagoons and transitional waters. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 216, p. 1-3, 2019.

MARGALEF, R. **Ecologia**. Ed. Omega, AS: Barcelona. 1983.

MARTIN, Louis; DOMINGUEZ, Jose Maria Landim. Geological history of coastal lagoons. In: **Elsevier Oceanography Series**. Elsevier, p. 41-68, 1994.

MCEACHERN, Kinsley et al. Microplastics in Tampa Bay, Florida: abundance and variability in estuarine waters and sediments. **Marine pollution bulletin**, v. 148, p. 97-106, 2019.

MCKEEN, Laurence W. Polyolefins, polyvinyls, and acrylics. **Permeability properties of plastics and elastomers; McKeen, LW, Ed.; Elsevier**, 2017.

DE MELO JÚNIOR, João Carlos Ferreira; BOEGER, Maria Regina Torres. **Patrimônio natural, cultura e biodiversidade da restinga do Parque Estadual Acaraí**. Editora Univille, 2017.

MELVILLE-SMITH, R. & BAIRD, D. Abundance, Distribution and Species Composition of Fish Larvae in the Swartkops Estuary. **South African Journal of Zoology**, South African, 15: p. 72-78. 2015

MONTAGNER, Cassiana C. et al. Microplásticos: Ocorrência Ambiental e Desafios Analíticos. **Química Nova**, v. 44, p. 1328-1352, 2021.

MONTEIRO, Isabel Boaventura et al. Poluição por fragmentos plásticos flutuantes: abundância, composição e distribuição espacial do séston ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical, 2021.

MOREIRA, Diogo Augusto. Toxicidade das águas da foz da laguna do rio Acaraí, utilizando como organismo teste o microcrustáceo marinho *Mysidopsis juniae* (silva, 1979). Dissertação (Mestrado em Saúde e Meio Ambiente) - Programa de Mestrado em Saúde e Meio Ambiente da Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE, 2017.

NASCIMENTO, Itacilha Mozana do et al. Influência da pluviosidade na fauna acompanhante de crustáceos decapoda (pleocyemata): um estudo de caso. 2019.

NITHIN, Bijlee; GOEL, Sudha. Degradation of plastics. In: **Advances in solid and hazardous waste management**. Springer, Cham, p. 235-247, 2017.

OLIVATTO, Glaucia P. et al. Microplásticos: Contaminantes de preocupação global no Antropoceno. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 6, p. 1968-1989, 2018.

OLIVEIRA, Fabiano Antonio & VIEIRA, Celso Voss. Aspectos climáticos e hidrográficos. In: DE MELO JÚNIOR, João Carlos Ferreira; BOEGER, Maria Regina Torres. **Patrimônio natural, cultura e biodiversidade da restinga do Parque Estadual Acaraí**. Editora Univille. Capítulo 5. p. 128 -133, 2017a.

OLIVEIRA, Fabiano Antonio & VIEIRA, Celso Voss. Aspectos geológicos. In: DE MELO JÚNIOR, João Carlos Ferreira; BOEGER, Maria Regina Torres. **Patrimônio natural, cultura e biodiversidade da restinga do Parque Estadual Acaraí**. Editora Univille. Capítulo 2. p. 76, 2017b.

OLIVATTO, Glaucia P. et al. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine pollution bulletin**, v. 139, p. 157-162, 2019.

OLIVEIRA, Therezinha Maria Novais; SCHUTZLER, Pâmela.; MOREIRA, Diogo Augusto; KLEINE, Tamila. As águas da Laguna do Acaraí In: DE MELO JÚNIOR, João Carlos Ferreira; BOEGER, Maria Regina Torres. **Patrimônio natural, cultura e biodiversidade da restinga do Parque Estadual Acaraí**. Editora Univille. Capítulo 4. p. 106 – 111, 2017.

OLIVEIRA, Lucas N. et al. Evaluation of polybutadiene rubbers using FTIR spectra. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, 2018.

PALMER, Michael W. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. **Ecology**, v. 74, n. 8, p. 2215-2230, 1993.

PANTALEÃO, João Alberto Farinelli et al. The influence of upwelling on the diversity and distribution of marine shrimp (Penaeoidea and Caridea) in two tropical coastal areas of southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 763, n. 1, p. 381-395, 2016.

PANTI, Cristina et al. Occurrence, relative abundance and spatial distribution of microplastics and zooplankton NW of Sardinia in the Pelagos Sanctuary Protected Area, Mediterranean Sea. **Environmental Chemistry**, v. 12, n. 5, p. 618-626, 2015.

PAZOS, Rocío S.; BAUER, Delia E.; GÓMEZ, Nora. Microplastics integrating the coastal planktonic community in the inner zone of the Río de la Plata estuary (South America). **Environmental pollution**, v. 243, p. 134-142, 2018.

PEEL, Murray C.; FINLAYSON, Brian L.; MCMAHON, Thomas A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and earth system sciences**, v. 11, n. 5, p. 1633-1644, 2007.

PIATTI, Tania Maria; RODRIGUES, Reinaldo Augusto Ferreira. Plásticos: características, usos, produção e impactos ambientais. **Maceió: Edufal**, p. 51, 2005.

PIEDRAS, Sérgio Renato Noguez; POUEY, Juvêncio Luís Osório Fernandes. Alimentação de alevinos de peixe-rei (*Odontesthes bonariensis*) com dietas naturais e artificiais. **Ciência Rural**, v. 34, p. 1203-1206, 2004.

EUROPE, Plastic. An analysis of European plastics production, demand and waste data, 2019.

EUROPE, Plastic. An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data. 2020.

EUROPE, Plastic. An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data. 2021.

POSSATTO, Fernanda E. et al. Plastic debris ingestion by marine catfish: an unexpected fisheries impact. **Marine pollution bulletin**, v. 62, n. 5, p. 1098-1102, 2011.

PPMA Projeto de Proteção da Mata Atlântica em Santa Catarina (PPMA/SC). **Relatório Técnico do Mapeamento Temático Geral do Estado de Santa Catarina**. São José dos Campos. Geoambiente Sensoriamento Remoto Ltda, 2008.

PREVIATTELLI, Daniel; SANTOS-SILVA, E. N.; DARWICH, Assad José. Distribuição vertical do zooplâncton e sua relação com as variáveis ambientais. **Diversidade biológica e sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central**. Manaus: Editora INPA, p. 109-121, 2005.

PROCTER, Jade et al. Smells good enough to eat: Dimethyl sulfide (DMS) enhances copepod ingestion of microplastics. **Marine pollution bulletin**, v. 138, p. 1-6, 2019.

RASTA, Majid et al. Identification and distribution of microplastics in the sediments and surface waters of Anzali Wetland in the Southwest Caspian Sea, Northern Iran. **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, p. 111541, 2020.

RE, P. M. A. B. Ictioplâncton da região central da costa Portuguesa e do estuário do Tejo. Ecologia da postura e da fase planctónica de *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) e de *Engraulis encrasicolus* (Linné, 1758). **University of Lisbon**, 1984.

RÉ, Pedro Miguel Alfaia Barcia. **Ictioplâncton estuarino da Península Ibérica: guia de identificação dos ovos e estados larvares planctônicos**. Cascais: Camara municipal de Cascais, 1999.

RÉ, P. M. A. B.; AZEITEIRO, U.; MORGADO, F. Ecologia do plâncton marinho e estuarino. **Edições Afrontamento, Porto**, v. 140, 2005.

REID, Philip C. et al. Impacts of the oceans on climate change. **Advances in marine biology**, v. 56, p. 1-150, 2009.

RESGALLA, Charrid et al. Atlas do zooplâncton dominante no baixo estuário do Rio Itajaí-açu, Santa Catarina, Brasil-Copepoda e Cladocera. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 14, n. 2, p. 79-93, 2010.

RICHARDSON, Susan D.; KIMURA, Susana Y. Water analysis: emerging contaminants and current issues. **Analytical chemistry**, v. 88, n. 1, p. 546-582, 2016.

RICHARDSON, Anthony J. In hot water: zooplankton and climate change. **ICES Journal of Marine Science**, v. 65, n. 3, p. 279-295, 2008.

RIOS, Lorena M.; MOORE, Charles; JONES, Patrick R. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. **Marine pollution bulletin**, v. 54, n. 8, p. 1230-1237, 2007.

ROCHMAN, Chelsea M. et al. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. **Scientific reports**, v. 3, n. 1, p. 1-7, 2013.

RODRIGUES, Diana et al. Distribution patterns of microplastics in seawater surface at a Portuguese estuary and marine park. **Frontiers in Environmental Science**, p. 254, 2020.

SADRI, Saeed S.; THOMPSON, Richard C. On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. **Marine pollution bulletin**, v. 81, n. 1, p. 55-60, 2014.

Santa Catarina (2005). State Decree nº 3 517.

SARDET, Christian. **Plankton: wonders of the drifting world**. University of Chicago Press, 2015.

SAVENIJE, H.H.G. Salinity and tides in alluvial estuaries. **Amsterdam: Elsevier Science**, 2006.

SCHMIDT, Christian; KRAUTH, Tobias; WAGNER, Stephan. Export of plastic debris by rivers into the sea. **Environmental science & technology**, v. 51, n. 21, p. 12246-12253, 2017.

SCHWAMBORN, Ralf et al. Distribution and dispersal of decapod crustacean larvae and other zooplankton in the Itamaracá estuarine system, Brazil. **Tropical Oceanography**, v. 29, n. 1, p. 1-18, 2001.

SEIBEL, Brad A.; DRAZEN, Jeffrey C. The rate of metabolism in marine animals: environmental constraints, ecological demands and energetic opportunities. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 362, n. 1487, p. 2061-2078, 2007.

SETÄLÄ, Outi; FLEMING-LEHTINEN, Vivi; LEHTINIEMI, Maiju. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. **Environmental pollution**, v. 185, p. 77-83, 2014.

SILVA, A. P.; CABRAL, A. R. Larvas do Plâncton Marinho. Programação Científica da 62ª Reunião Anual da SBPC, 25 a 30 de julho de 2010, Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Natal (RN). SBPC, 2010.

SILVA-FALCÃO, Elisabeth C.; SEVERI, William; DA ROCHA, Aline AF. Dinâmica espacial e temporal de zoeas de Brachyura (Crustacea, Decapoda) no estuário do Rio Jaguaribe, Itamaracá, Pernambuco, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 97, p. 434-440, 2007.

SHIINO, Yuta et al. A morphological analysis of the flat-shaped spumellarian radiolarian Dictyocoryne: morpho-functional insights into planktonic mode of life. **Paleontological Research**, v. 24, n. 2, p. 134-146, 2020.

SLUSARCZYK, Miroslaw; PINEL-ALLOUL, Bernadette; PIETRZAK, Barbara. Mechanisms facilitating dispersal of dormant eggs in a planktonic crustacean. In: **Dormancy in aquatic organisms. Theory, human use and modeling**. Springer, Cham, p. 137-161, 2019.

SMILAUER P. & LEPS I. Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO 5. 2nd edition. Cambridge University Press, Cambridge. 373 p, 2014.

SPAULDING, Malcolm L. Modeling of circulation and dispersion in coastal lagoons. In: **Elsevier Oceanography Series**. Elsevier, 1994. p. 103-131.

STCP ENGENHARIA DE PROJETO LTDA. Projeto de proteção da mata atlântica em Santa Catarina. **Estudo antropológico do Parque Estadual Acaraí**. Curitiba. 150 p. 2009.

STERZA, José Mauro; FERNANDES, Luiz Loureiro. Zooplankton community of the Vitória Bay estuarine system (Southeastern Brazil): Characterization during a three-year study. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 54, p. 95-105, 2006.

SYAKTI, Agung Dhamar et al. Beach macro-litter monitoring and floating microplastic in a coastal area of Indonesia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 122, n. 1-2, p. 217-225, 2017.

TEIXEIRA-AMARAL, P., AMARAL, W. J. A., DE ORTIZ, D. O., AGOSTINI, V. O., MUXAGATA, E. The mesozooplankton of the Patos Lagoon Estuary, Brazil: trends in community structure and secondary production. *Marine Biology Research*, 13(1), 48-61, 2017.

THOMPSON, Richard C. et al. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. **Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2153-2166, 2009.

THOMPSON, JOHN V. Zoological researches. **Memoir IV. On the cirripedes or barnacles**, p. 69-85, 1830.

TOURINHO, Paula S.; DO SUL, Juliana A. Ivar; FILLMANN, Gilberto. Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil?. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 3, p. 396-401, 2010.

TRACEY, A.; FLINN, B. Infrared Spectroscopy: a Potential Quality Assurance Method for Composite Bonding Surface Preparation. In: **Proceedings of the International SAMPE Technical Conference Series**. MD Baltimore, 2012.

UNDERWOOD, Antony James; UNDERWOOD, A. J.; WNDERWOOD, A. J. **Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance**. Cambridge university press, 1997.

VALIELA, Ivan; VALIELA, Ivan. **Marine ecological processes**. New York: Springer, 1995.

VAN CAUWENBERGHE, Lisbeth et al. Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. **Environmental pollution**, v. 199, p. 10-17, 2015.

VEGA-HERRERA, Albert et al. Polymers of micro (nano) plastic in household tap water of the barcelona metropolitan area. **Water Research**, p. 118645, 2022.

VELASCO, Ana María et al. Ecosystem services and main environmental risks in a coastal lagoon (Mar Menor, Murcia, SE Spain): The public perception. **Journal for Nature Conservation**, v. 43, p. 180-189, 2018.

VENDEL, Ana L.; CHAVES, Paulo de T. Use of an estuarine environment (Barra do Saí lagoon, Brazil) as nurseries by fish. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, p. 1117-1122, 2006.

VIEIRA, S. Bioestatística: tópicos avançados. 3a edição. **Rio de Janeiro, RJ: Elsevier**, 2010.

VOOSEN, Paul. Global temperatures in 2020 tied record highs. 2021.

WAGNER, Martin; LAMBERT, Scott. **Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants?**. Springer Nature, 2018.

WALLER, Catherine L. et al. Microplastics in the Antarctic marine system: an emerging area of research. **Science of the total environment**, v. 598, p. 220-227, 2017.

WANG, Ting et al. Coastal zone use influences the spatial distribution of microplastics in Hangzhou Bay, China. **Environmental Pollution**, v. 266, p. 115137, 2020.

WEIS, Judith S. Physiological, developmental and behavioral effects of marine pollution. 2014.

WHITFIELD, A. K. Ichthyoplankton interchange in the mouth region of a southern African estuary. **Marine Ecology Progress Series**, p. 25-33, 1989.

WILCOX, Chris; VAN SEBILLE, Erik; HARDESTY, Britta Denise. Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. **Proceedings of the national academy of sciences**, v. 112, n. 38, p. 11899-11904, 2015.

WHITFIELD, A.K. Ichthyoplankton Interchange in the Mouth Region of a Southern African Estuary. **Marine Ecology Progress Series**. South Africa, v. 54, p. 25- 33, 8 June de 1989.

WOODALL, Lucy C. et al. The deep sea is a major sink for microplastic debris. **Royal Society open science**, v. 1, n. 4, p. 140317, 2014.

WRIGHT, Stephanie L.; THOMPSON, Richard C.; GALLOWAY, Tamara S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. **Environmental pollution**, v. 178, p. 483-492, 2013.

ZALASIEWICZ, Jan et al. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. **Anthropocene**, v. 13, p. 4-17, 2016.

ZARONI, Marina, Tinoco. Zooplâncton como bioindicador da qualidade ambiental em dois estuários brasileiros: um levantamento bibliográfico. 2020.

ZHANG, Jiaxu et al. Microplastics in the surface water of small-scale estuaries in Shanghai. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, p. 110569, 2019.

ZHAO, Shiye et al. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution. **Marine pollution bulletin**, v. 86, n. 1-2, p. 562-568, 2014.

9. ANEXOS

Tabela 1 - Atribuição das bandas de absorção FTIR-ATR obtidas para as amostras de microplásticos.

AMOSTRA	TIPO DE POLÍMERO	TIPO DE LIGAÇÃO	COMPRIMENTO DE ONDA (cm ⁻¹)	LITERATURA
FT1, FT3, FT6, FT7, FP1, FP4, FP5, FP6, FP7, PM2, PM3, PM5, PM6, PM7, PM8, PS1, PS6, PS8	Polietileno (PE)	Ua(CH ₂)	2914	D'Amelia et al. (2016); Jung et al. (2018)
		Us(CH ₂)	2847	
		CH ₂	1470	
		CH ₂	1462	
		CH ₂ , vibração	730	
		CH ₂ , vibração	717	
		U do anel aromático	1602	
		U do anel aromático	1494	
		CH ₂	1452	
		=C-H	966	
		C-H de aromáticos fora do plano; =C-H	759	
C-H de aromáticos fora do plano	698			
FT2, FT4, FT5, FP2	Poliéster	U(CH)	2927	Rasta et al. (2020); Tracey e Flinn (2012)
		C=O	1730	
		CH ₂ , trans de glicol	1340	
		Configuração trans de unidade de etileno glicol	975	
		OCH ₂ CH ₂	896	
		Anel benzênico	795	
PS2, PS3, PS5, PS7, FP3	Polibutadieno (PB)	Deformação CH ₂	1450-1340	Oliveira et al., (2017)
		Estiramento CH ₂	1300-1200	
		Vibração CH ₂	1500-1400	
PS4	Poliestireno	Grupo carbonil terminal de cetona	1688	Rasta et al. (2020); Tracey e Flinn (2012); Kappler et al., (2016)
		Harmônicos de anel aromático	1800-2000	
		Anel aromático	800-610	
		Ligação C-O	1711	
PM1, PM4	Polipropileno	C=O	1800-1600	Kappler et al., (2016); Cincinelli et al., (2017)
		Deformação c=c do anel aromático		
		Estiramento do grupo CH	2700-3000	
		Alongamento simétrico CH ₃ e CH ₂	2867-2830	
		Deformação angular assimétrico CH ₃ , CH ₂ , CH	1167	
Deformação CH ₃ ,CH ₂ ,CH	972-899			

Tabela 2 – Análise dos componentes principais entre as áreas amostradas (A, externa; B, inferior; C, intermediária; D, superior) durante as estações dos três anos (A1, A2, A3; INV, inverno; VER, verão) e as variáveis ambientais (temperatura, salinidade, profundidade, pH) (Fig.5).

Tabela 2- Valores médios da salinidade, temperatura (°C), pH, secchi (m) e profundidade (m) entre os agrupamentos de inverno (INV) e verão (VER) nos três anos de amostragem (A1, A2, A3) e áreas de amostragem (A: externa, B: inferior, C: intermediária, e D: superior) na Laguna Acaraí. Posição variáveis de resposta 1 e 2.

Variáveis	Anos, Estações e Áreas																								Posição variáveis de resposta	
	A1	A1	A1	A1	A1	A1	A1	A1	A1	A2	A3	Resp.1														
	INVA	INVB	INVC	INVD	VERA	VERB	VERC	VERD	INVA	INVB	INVC	INVD	VERA	VERB	VERC	VERD	INVA	INVB	INVC	INVD	VERA	VERB	VERC	VERD		
pH	7,90	7,41	8,17	7,92	7,81	7,52	8,52	8,30	8,68	9,01	7,98	7,90	7,93	7,93	7,99	7,21	6,21	5,15	7,90	7,41	8,17	7,92	7,81	7,52	-0,7191	-0,2859
Temperatura	25,50	27,00	19,41	20,19	21,09	23,26	28,00	27,29	27,72	29,19	20,69	21,57	23,51	24,70	28,50	29,02	31,50	31,84	25,50	27,00	19,41	20,19	21,09	23,26	0,4092	-0,9026
Salinidade	17,50	16,00	34,00	26,83	23,10	20,57	34,12	22,91	17,62	11,78	37,11	35,32	28,98	25,08	29,40	13,38	0,94	0,21	17,50	16,00	34,00	26,83	23,10	20,57	-0,9569	0,0036
Profundidade	1,70	1,40	4,30	5,40	1,60	1,15	4,75	5,15	1,70	1,50	4,60	6,40	1,20	1,10	4,70	5,90	1,80	1,20	1,70	1,40	4,30	5,40	1,60	1,15	-0,6999	-0,1423
Secchi	0,70	0,70	1,20	1,20	1,50	1,15	3,50	0,70	0,70	0,70	2,00	1,80	1,20	1,10	1,10	0,30	0,30	0,40	0,70	0,70	1,20	1,20	1,50	1,15	-0,7975	-0,0847

Tabela 3 – Análise dos componentes principais entre os três anos (A1: ano1, A2: ano2, A3: ano3), as estações do ano (INV, inverno; VER, verão), a intensidade de ventos (Intens. vento), direções de vento (N; NNE; NE; ENE; E; ESE; SE; SSE; S; SSW; SW; WSW; W) e a pluviosidade (Fig.6).

Tabela 3 - Valores médios da Intensidade de ventos (Int. vento) (km/h), frequência de direção do vento (N; NNE; NE; ENE; E; ESE; SE; SSE; S; SSW; SW; WSW; W) e pluviosidade (mm) nos anos amostrados (A1: ano 1, A2: ano 2, A3: ano 3) durante cada estação do ano (INV, inverno; VER, verão) na Laguna Acaraí. Posição variáveis de resposta 1 e 2.

Variáveis	Anos e estações						Posição variáveis de resposta	
	A1INV	A1VER	A2VER	A2INV	A3VER	A3INV	Resp.1	Resp.2
N	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,421	-0,275
NNE	4,00	7,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,806	-0,099
NE	0,00	12,00	4,00	5,00	0,00	0,00	-0,657	0,259
ENE	0,00	1,00	0,00	2,00	0,00	0,00	-0,305	0,899
E	4,00	2,00	0,00	2,00	1,00	1,00	-0,539	0,195
ESE	0,00	2,00	1,00	7,00	1,00	0,00	-0,103	0,872
SE	1,00	2,00	4,00	5,00	0,00	2,00	-0,250	0,501
SSE	4,00	0,00	4,00	4,00	10,00	6,00	0,925	-0,160
S	0,00	0,00	0,00	2,00	10,00	10,00	0,910	0,030
SSW	0,00	0,00	0,00	7,00	4,00	6,00	0,653	0,728
SW	2,00	2,00	7,00	2,00	2,00	4,00	0,094	-0,509
WSW	3,00	8,00	9,00	1,00	1,00	2,00	-0,598	-0,498
W	3,00	2,00	3,00	0,00	0,00	0,00	-0,730	-0,626
Pluviosidade mensal (mm)	4,66	2,95	12,05	0,85	12,17	3,06	0,419	-0,745
Intensidade mensal (km/h)	9,96	13,18	14,48	12,01	17,05	12,82	0,649	-0,278

Tabela 4 – Análise de redundância (RDA) para as áreas de superfície (mm²) de microplásticos (FT, fragmento de tinta; PS, plástico sólido; FP, filamento plástico; PM, plástico mole) nas áreas amostradas durante cada estação (A, externa; B, inferior; C, intermediária; D, superior; INV: inverno; VER: verão), e as variáveis ambientais (Temperatura, salinidade, pluviosidade, profundidade e a intensidade de ventos (km/h) (Fig.7).

Tabela 4 - Resultado do teste de Monte Carlo com os autovalores do eixo, variação percentual cumulativa do eixo, e a correlação entre as áreas de superfície (mm²) de microplásticos e as variáveis ambientais. DP, desvio padrão. *Variáveis que influenciaram os agrupamentos das áreas de superfície (mm²) de microplásticos nas áreas amostradas durante os três anos de cada estação (A, externa; B, inferior; C, intermediária; D, superior; A1: ano 1; A2: ano 2; A3: ano3; INV: inverno; VER: verão).

Eixo	1	2	3	4	Variância total	
Autovalores	0,360	0,061	0,005	0,002	1,00	
Correlações pseudo-canônicas	0,692	0,557	0,445	0,250		
Percentagem cumulativa de variância de						
Dados de resposta	36,00	42,10	42,60	42,80		
Dados de resposta ajustada	84,20	98,40	99,60	100,00		
Variáveis	Média	DP	Explicação (%)	Contribuição (%)	pseudo-F	p-valor
Temperatura (oC)	23,72	4,91	19,00	44,50	5,20	0,0297
Intensidade de vento (km/h)	13,25	2,18	18,60	43,40	6,20	0,0099
Salinidade (PSU)	22,45	10,56	3,40	8,00	1,20	0,2871
Profundidade (m)	3,22	1,87	0,90	2,20	0,30	0,7921
Pluviosidade (mm)	5,96	4,49	0,90	2,00	0,30	0,8119
Soma de todos os autovalores	1,00					
Soma de todos os autovalores canônicos	0,428					

Tabela 5 – Análise de redundância (RDA) para a densidade (n/m^3) de microplásticos (FT, fragmento de tinta; PS, plástico sólido; FP, filamento plástico; PM, plástico mole) nas áreas amostradas durante cada estação (A, externa; B, inferior; C, intermediária; D, superior; INV: inverno; VER: verão), e as variáveis ambientais (Temperatura, salinidade, pluviosidade, profundidade e a intensidade de ventos (km/h) (Fig.8).

Tabela 5 - Resultado do teste de Monte Carlo com os autovalores do eixo, variação percentual cumulativa do eixo, e a correlação entre a densidade (n/m^3) de microplásticos e as variáveis ambientais. DP, desvio padrão. *Variáveis que influenciaram os agrupamentos da densidade (n/m^3) dos microplásticos nas áreas amostradas durante os três anos de cada estação (A, externa; B, inferior; C, intermediária; D, superior; A1: ano 1; A2: ano 2; A3: ano3; INV: inverno; VER: verão).

Eixo	1	2	3	4	Variância total	
Autovalores	0,242	0,006	0,003	0,000	1,00	
Correlações pseudo-canônicas	0,507	0,632	0,276	0,220		
Percentagem cumulativa de variância de						
Dados de resposta	24,16	24,73	25,02	25,06		
Dados de resposta ajustada	96,39	98,69	99,82	100,00		
Variáveis	Média	DP	Explicação (%)	Contribuição (%)	pseudo-F	p-valor
Intensidade de vento (km/h)	13,25	2,17	21,35	85,19	6,0	0,0297
Profundidade (m)	3,22	1,87	1,53	6,1	0,4	0,6337
Pluviosidade (mm)	5,96	4,49	0,92	3,66	0,2	0,7327
Temperatura (oC)	23,72	4,91	0,63	2,5	0,2	0,8119
Salinidade (PSU)	22,45	10,56	0,64	2,56	0,2	0,8416
Soma de todos os autovalores	1,00					
Soma de todos os autovalores canônicos	0,251					

Tabela 6 – Análise dos componentes principais (PCA) entre as áreas amostradas (A, externa; B, inferior; C, intermediária; D, superior) durante as estações dos três anos (A1, A2, A3; INV, inverno; VER, verão) e os táxons do zooplâncton (Larvas de peixes, Larvas de Decapoda, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda e Ovos de peixes) (Fig.9).

Tabela 6 - Valores médios das densidades dos táxons Larvas de peixes, Larvas de Decapoda, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda e Ovos de peixes entre as áreas amostradas (A, externa; B, inferior; C, intermediária; D, superior) durante as estações dos três anos (A1, A2, A3; INV, inverno; VER, verão) na Laguna Acaraí. Posição variáveis de resposta 1 e 2.

Variáveis	Anos, Estações e Áreas																								Posição variáveis de resposta	
	A1 INVA	A1 INVB	A1 INVC	A1 INVD	A1 VERA	A1 VERB	A1 VERC	A1 VERD	A2 INVA	A2 INVB	A2 INVC	A2 INVD	A2 VERA	A2 VERB	A2 VERC	A2 VERD	A3 INVA	A3 INVB	A3 INVC	A3 INVD	A3 VERA	A3 VERB	A3 VERC	A3 VERD	Resp.1	Resp.2
Larvas peixes	0,215	0,458	0,547	1,008	0,374	0,292	0,385	0,549	0,000	0,000	0,000	0,000	0,371	0,515	0,205	0,386	0,180	0,429	0,000	0,455	0,201	0,000	0,000	0,000	-0,7929	-0,0240
Chaetognatha	0,419	0,327	0,354	0,000	0,873	0,737	0,156	0,423	0,436	0,203	0,269	0,555	0,506	0,447	0,000	0,267	0,270	0,259	0,000	0,000	0,419	0,000	0,000	0,000	-0,3746	-0,2076
Cnidaria	0,555	0,678	0,666	0,766	0,508	0,439	0,235	0,208	0,841	1,250	0,952	1,204	0,469	0,487	0,000	0,597	0,315	0,358	0,000	0,000	0,379	0,000	0,000	0,000	-0,2349	-0,7840
Copepoda	0,981	1,626	1,507	1,991	1,278	0,785	0,571	0,726	0,958	0,412	0,613	0,497	0,819	0,928	0,584	0,483	0,816	0,767	0,000	1,497	0,823	0,479	0,323	0,253	-0,9424	-0,1720
Decapoda	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,762	0,450	0,238	0,254	0,203	0,302	0,000	0,520	0,548	0,332	0,000	0,476	0,412	0,000	0,914	0,479	0,376	0,000	0,296	-0,2034	0,7633
Larvas Decapoda	0,403	0,494	0,417	0,351	0,822	1,258	0,673	1,016	0,279	0,318	0,219	0,264	0,613	0,723	0,308	0,527	0,402	0,446	0,000	0,516	0,699	0,430	0,252	0,226	-0,4843	0,3249
Ovos peixes	0,369	0,000	0,000	0,000	0,503	0,402	0,262	0,244	0,342	0,000	0,357	0,000	0,503	0,248	0,251	0,416	0,186	0,422	0,000	1,707	0,635	0,000	0,000	0,000	-0,4823	0,6994

Tabela 7 – Análise de redundância (RDA) para a densidade dos táxons do zooplâncton (Larvas de peixes, Larvas de Decapoda, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda e Ovos de peixes) e as a densidade (n/m^3) de microplásticos (FT, fragmento de tinta; PS, plástico sólido; FP, filamento plástico; PM, plástico mole) nas áreas amostradas durante os três anos de cada estação (A, externa; B, inferior; C, intermediária; D, superior; A1: ano 1; A2: ano 2; A3: ano3; INV: inverno; VER: verão), e as variáveis ambientais (Temperatura, salinidade, pluviosidade, profundidade, pH, secchi e inten.vento) (Fig.10).

Tabela 7 - Resultado do teste de Monte Carlo com os autovalores do eixo, variação percentual cumulativa do eixo, e a correlação entre as densidades dos táxons do zooplâncton (Larvas de peixes, Larvas de Decapoda, Copepoda, Chaetognatha, Cnidaria, Decapoda e Ovos de peixes), a densidade (n/m^3) de microplásticos (FT, fragmento de tinta; PS, plástico sólido; FP, filamento plástico; PM, plástico mole) e as variáveis ambientais. DP, desvio padrão. *Variáveis que influenciaram os agrupamentos das áreas de superfície (mm^2) de microplásticos nas áreas amostradas durante os três anos de cada estação (A, externa; B, inferior; C, intermediária; D, superior; A1: ano 1; A2: ano 2; A3: ano3; INV: inverno; VER: verão).

Eixo	1	2	3	4	Variância total	
Autovalores	0,236	0,102	0,096	0,036	1,00	
Correlações pseudo-canônicas	0,842	0,671	0,635	0,601		
Percentagem cumulativa de variância de						
Dados de resposta	23,60	33,80	43,50	47,10		
Dados de resposta ajustada	47,60	68,20	87,60	94,90		
Variáveis	Média	DP	Explicação (%)	Contribuição (%)	pseudo-F	p-valor
Intensidade de vento (km/h)	13,25	2,18	18,8	37,9	5,1	0,0099
Pluviosidade (mm)	0,74	0,30	8,6	17,4	2,5	0,0396
Salinidade (PSU)	22,45	10,56	7,5	15	2,3	0,0693
Profundidade (m)	0,58	0,20	5	10,1	1,6	0,1683
Temperatura (oC)	23,72	4,91	4,5	9,1	1,5	0,1881
Secchi (m)	1,27	0,93	2,8	5,6	0,9	0,4158
pH	7,71	0,80	2,4	4,9	0,8	0,5149
Soma de todos os autovalores	1,00					
Soma de todos os autovalores canônicos	0,496					

Termo de Autorização para Publicação de Teses e Dissertações

Na qualidade de titular dos direitos de autor da publicação, autorizo a Universidade da Região de Joinville (UNIVILLE) a disponibilizar em ambiente digital institucional, Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/IBICT) e/ou outras bases de dados científicas, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o texto integral da obra abaixo citada, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data 21/12/2022.

1. Identificação do material bibliográfico: () Tese (x) Dissertação () Trabalho de Conclusão

2. Identificação da Tese ou Dissertação:

Autor: Bruna Conte Reginato

Orientador: Dr. Luciano Lorenzi

Coorientador: Dr. David Valença Dantas

Data de Defesa: 12/12/2022

Título: VARIAÇÃO INTERANUAL DO ZOOPLÂNCTON E MICROPLÁSTICOS NA LAGUNA ACARAÍ, SÃO FRANCISCO DO SUL, SANTA CATARINA.

Instituição de Defesa: Universidade da Região de Joinville - UNIVILLE

3. Informação de acesso ao documento:

Pode ser liberado para publicação integral (X) Sim () Não

Havendo concordância com a publicação eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese, dissertação ou relatório técnico.

Bruna C. Reginato

Assinatura do autor

São Francisco do Sul, 20/12/2022

Local/Data