



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS FÍSICAS E MATEMÁTICAS
COORDENADORIA ESPECIAL DE OCEANOGRAFIA
CURSO DE OCEANOGRAFIA

Alice Bezerra Santos Damasceno Ferreira

**Caracterização da comunidade zooplancônica demersal da Reserva Biológica
Marinha do Arvoredo (REBIO Arvoredo) em áreas sob a influência da espécie
exótica invasora *Tubastraea coccinea***

Florianópolis
2026

Alice Bezerra Santos Damasceno Ferreira

**Caracterização da comunidade zooplanctônica demersal da Reserva Biológica
Marinha do Arvoredo (REBIO Arvoredo) em áreas sob a influência da espécie
exótica invasora *Tubastraea coccinea***

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao
curso de Oceanografia do Centro de Ciências
Físicas e Matemáticas da Universidade Federal de
Santa Catarina como requisito parcial para a
obtenção do título de Bacharela em Oceanografia.

Orientadora: Prof.^a Dra Andrea Santarosa Freire
Coorientadora: Dra. Andrea Green Koettker

Florianópolis
2026

Ficha catalográfica gerada por meio de sistema automatizado gerenciado pela BU/UFSC.
Dados inseridos pelo próprio autor.

Ferreira, Alice Bezerra Santos Damasceno

Caracterização da comunidade zooplancônica demersal da
Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (REBIO Arvoredo) em
áreas sob a influência da espécie exótica invasora
Tubastraea coccinea / Alice Bezerra Santos Damasceno
Ferreira ; orientadora, Andrea Santarosa Freire,
coorientadora, Andrea Green Koettker, 2026.
57 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências
Físicas e Matemáticas, Graduação em Oceanografia,
Florianópolis, 2026.

Inclui referências.

1. Oceanografia. 2. Zooplâncton. 3. Demersal. 4. REBIO
Arvoredo. I. Freire, Andrea Santarosa. II. Koettker,
Andrea Green. III. Universidade Federal de Santa Catarina.
Graduação em Oceanografia. IV. Título.

Alice Bezerra Santos Damasceno Ferreira

**Caracterização da comunidade zooplanctônica demersal da Reserva Biológica
Marinha do Arvoredo (REBIO Arvoredo) em áreas sob a influência da espécie exótica
invasora *Tubastraea coccinea***

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Bacharel e aprovado em sua forma final pelo Curso de Oceanografia.

Florianópolis, 17 de junho de 2026.

Coordenação do Curso

Banca examinadora

Profa. Dra. Andrea Santarosa Freire
Orientadora

Dra. Andrea Green Koettker
Coorientadora

Dr. Marcelo Schuler Crivellaro
Universidade Federal de Santa Catarina

Dra. Simone Maria de Albuquerque Lira
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Florianópolis, 2026.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer, em primeiro lugar, à minha família, pois sem vocês nada disso seria possível. Ao meu pai, José André, a minha mãe, Regina, e a minha irmã, Beatriz: obrigada por tudo o que me trouxe até aqui. Mesmo de longe, vocês nunca deixaram de estar presentes, acompanhando cada etapa, conquista e desafio. Pai, Mãe e Bia, obrigada por caminharem comigo até este dia.

À Dr^a. Andrea Green, palavras não serão suficientes para descrever minha gratidão. Sua orientação foi essencial para a construção deste trabalho e marcou a minha trajetória na graduação. Desde o início, acreditou em mim, abriu caminhos e apresentou-me possibilidades que tornaram este processo muito maior do que eu imaginava. Ao seu lado, vivi experiências, campos, conversas e aprendizados que levarei comigo para além deste projeto. Obrigada por cada reunião, correção, conselho, conversa e oportunidade. Obrigada pelo cuidado com este trabalho em cada etapa e por tornar essa vivência tão especial dentro da minha formação. Sua forma de orientar, incentivar e fazer-se presente tornou este período inesquecível, levarei comigo para a vida.

À Prof^a. Dr^a. Andrea Freire, agradeço a orientação ao longo deste período e no desenvolvimento deste trabalho. Ao Luis e Kalina, agradeço as conversas, trocas e por também terem feito parte deste processo.

Ao Laboratório de Crustáceos e Plâncton e a todos os seus integrantes, agradeço pela estrutura, apoio e suporte fundamental durante as análises e a escrita deste trabalho.

Ao Beto e ao veleiro Pangeia, que tornaram possíveis os pernoites e as coletas realizadas nesta pesquisa. Agradeço também a todos que estiveram presentes nos embarques, dividindo momentos que ficarão guardados com muito carinho.

Amigos, obrigada pelo apoio, escuta, conselhos e risadas ao longo dessa caminhada. Vocês tornaram os momentos difíceis mais leves e os momentos bons ainda mais especiais. Obrigada por estarem comigo e por torcerem por mim ao longo desses anos. Vocês fazem parte dessa conquista.

À UFSC, a equipe do PACS Arvoredo e do ICMBio, agradeço pelo apoio institucional e pela possibilidade de realizar este estudo em uma área tão especial e importante para a conservação marinha.

À banca, Simone Lira e Marcelo Crivellaro, agradeço por aceitarem o convite e disponibilizarem um tempo pra participar desse processo tão importante, é um prazer ter vocês.

Por fim, agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho e para a minha trajetória até aqui.

RESUMO

A introdução de espécies exóticas invasoras, como o coral-sol *Tubastraea coccinea*, representa uma ameaça direta à biodiversidade e ao funcionamento dos ecossistemas marinhos, impactando a fauna nativa. Contudo, seus possíveis efeitos sobre a comunidade planctônica associada, como o zooplâncton demersal, ainda são pouco compreendidos. Este trabalho teve o objetivo de avaliar a influência do coral-sol na composição e na abundância da comunidade zooplanctônica demersal em áreas adjacentes a agregações desta espécie na Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (REBIO Arvoredo), em Santa Catarina. As campanhas de amostragem foram realizadas entre janeiro de 2024 e fevereiro de 2025 em dois locais da Ilha do Arvoredo: Rancho Norte e Baía do Engenho. A coleta foi com amostradores demersais, de malha de 300 µm, instalados junto aos focos de invasão, que ficaram em funcionamento durante o período noturno. Foram identificados 30 grupos taxonômicos pertencentes, tanto à comunidade zooplanctônica, quanto bento-planctônica, com os organismos da fração zooplanctônica representando mais de 70% da abundância na maior parte das amostras. A composição taxonômica foi dominada principalmente por cladóceros, mas também por copépodes, em ambas as áreas amostradas, e grupos bento-planctônicos, como Gammaridae e *Caprella* spp., ocorreram com alta frequência. As análises estatísticas indicaram que a comunidade demersal foi significativamente mais abundante na Baía do Engenho que no Rancho Norte. Apesar dessa diferença, a Análise Permutacional de Variância Multivariada apontou que não houve diferenças na estrutura taxonômica entre os dois locais, indicando que os mesmos grupos principais habitam ambas as áreas, mas em concentrações distintas. A elevada representatividade de *Penilia avirostris* e as baixas abundâncias relativas de copépodes divergem consideravelmente de pesquisas prévias realizadas na REBIO Arvoredo em áreas sem influência do coral-sol. Conclui-se que o estabelecimento de *T. coccinea* pode estar causando alterações na estrutura e abundância da comunidade demersal local. O estudo estabelece uma base pioneira ao trazer novas informações sobre a influência de *T. coccinea* no zooplâncton demersal na REBIO Arvoredo, expandindo a compreensão dos impactos ecológicos desta bioinvasão para além do ambiente bentônico.

Palavras-chave: *Tubastraea coccinea*; zooplâncton; demersal; REBIO Arvoredo.

ABSTRACT

The introduction of invasive alien species, such as the sun coral *Tubastraea coccinea*, represents a direct threat to biodiversity and the functioning of marine ecosystems, impacting native fauna. However, its potential effects on the associated planktonic community, such as demersal zooplankton, remain poorly understood. This study aimed to evaluate the influence of sun coral on the composition and abundance of the demersal zooplankton community in areas adjacent to aggregations of this species in the Arvoredo Marine Biological Reserve (REBIO Arvoredo), Santa Catarina, Brazil. Sampling campaigns were conducted between January 2024 and February 2025 at two sites on Arvoredo Island: Rancho Norte and Baía do Engenho. Sampling was performed using demersal traps with a 300 µm mesh size, deployed next to the invasion foci, which operated during the nocturnal period. Thirty taxonomic groups belonging to both the zooplanktonic and benthic communities were identified, with organisms from the zooplanktonic fraction representing over 70% of the total abundance in most samples. Taxonomic composition was predominantly dominated by cladocerans, followed by copepods, in both sampled areas. Predominantly benthic groups, such as Gammaridae and *Caprella* spp., occurred with high frequency. Statistical analyses indicated that the demersal community was significantly more abundant in Baía do Engenho than in Rancho Norte (Kruskal-Wallis, $p = 0.004$). Despite this difference, the Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA, $p = 0.059$) showed no significant differences in taxonomic structure between the two sites, indicating that the same main groups inhabit both areas, but in different concentrations. The high representativeness of *Penilia avirostris* and the low relative abundances of copepods diverge considerably from previous research conducted in REBIO Arvoredo in areas without sun coral influence. In conclusion, the establishment of *T. coccinea* may be causing alterations in the structure and abundance of the local demersal community. This study establishes a pioneering baseline by providing new insights into the influence of *T. coccinea* on demersal zooplankton in REBIO Arvoredo, expanding the understanding of the ecological impacts of this bioinvasion beyond the benthic environment.

Key words: *Tubastraea coccinea*; demersal; zooplankton; REBIO Arvoredo.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Área de estudo, o polígono verde indica a delimitação da REBIO Arvoredo
17
- Figura 2 - Mapa das áreas de estudo na Ilha do Arvoredo. Legenda: os pontos em amarelo indicam os locais de instalação dos amostradores de plâncton demersal no Rancho Norte (pontos de norte para o sul: RN1, RN2 e RN3) e em laranja Baía do Engenho (pontos de norte para o sul: ENG1, ENG2, ENG3) 19
- Figura 3 - Amostrador de fluxo demersal instalado no ponto de coleta ENG 2 20
- Figura 4 - Preparação do amostrador em campo 21
- Figura 5 - Posicionamento dos amostradores de plâncton demersal no Rancho Norte, REBIO do Arvoredo. Legenda: A e B: RN 1 (conhecido como “Bloco”), C e D: RN 2 (conhecido como “Fenda”), E e F: RN 3. 23
- Figura 6 - Posicionamento dos amostradores de plâncton demersal na Baía do Engenho, REBIO do Arvoredo. Legenda: A e B: ENG 1, C e D: ENG 2, E e F: ENG 3. 24
- Figura 7 - Exemplo de separação das amostras nas frações D1 e D2. Legenda: O Projeto AtlantECO utilizou malha de 100 μm . Na presente pesquisa foi utilizada a malha de 200 μm . 25
- Figura 8 - Exemplo de subamostras em béqueres identificados com a fração referente ao fracionamento 25
- Figura 9 - Amostra na fração D1 transferida e separada no equipamento ZooScan 27
- Figura 10 - Dados de temperatura e salinidade coletados nos locais de coleta (Rancho Norte e Baía do Engenho) nas campanhas de amostragem 29
- Figura 11 - Variação da abundância (ind. m^{-3}) da comunidade demersal nos três pontos de coleta do Rancho Norte (RN1, RN2 e RN3) nas campanhas de amostragem 30
- Figura 12 - Variação da abundância relativa (%) entre zooplâncton e grupos bento-planctônicos nos três pontos de coleta do Rancho Norte (RN1, RN2 e RN3) nas campanhas de amostragem 31
- Figura 13 - Abundância relativa (%) dos principais grupos zooplânctônicos nos três pontos de coleta do Rancho Norte (RN1, RN2 e RN3) nas campanhas de

amostragem	32
Figura 14 - Abundância relativa (%) dos principais grupos da comunidade bento-planctônica nos três pontos de coleta do Rancho Norte (RN1, RN2 e RN3) nas campanhas de amostragem	33
Figura 15 - Abundância (ind. m ⁻³) de cladóceros e copépodes nos três pontos de coleta do Rancho Norte (RN1, RN2 e RN3) nas campanhas de amostragem	33
Figura 16 - Abundância (ind. m ⁻³) dos principais grupos identificados nos três pontos de coleta do Rancho Norte (RN1, RN2 e RN3) nas campanhas de amostragem	34
Figura 17 - Variação da abundância (ind. m ⁻³) da comunidade demersal nos três pontos de coleta da Baía do Engenho nas campanhas de amostragem	35
Figura 18 - Variação da abundância relativa (%) entre o zooplâncton e a comunidade bento-planctônica nos três pontos de coleta da Baía do Engenho (ENG1, ENG2 e ENG3) nas campanhas de amostragem	35
Figura 19 - Abundância relativa (%) dos principais grupos zooplanctônicos nos três pontos de coleta da Baía do Engenho (ENG1, ENG2 e ENG3) nas campanhas de amostragem	36
Figura 20 - Abundância relativa (%) da comunidade bento-planctônica nos três pontos de coleta da Baía do Engenho (ENG1, ENG2 e ENG3) nas campanhas de amostragem	37
Figura 21 - Abundância (ind. m ⁻³) de cladóceros e copépodes nos três pontos de coleta da Baía do Engenho (ENG1, ENG2 e ENG3) nas campanhas de amostragem	38
Figura 22 - Abundância (ind. m ⁻³) dos principais grupos identificados nos três pontos de coleta da Baía do Engenho (ENG1, ENG2 e ENG3) nas campanhas de amostragem	39
Fonte: Elaboração própria.	
Figura 23 - Diagrama da Análise de Ordenação MDS realizado com os táxons mais abundantes e frequentes das 22 amostras analisadas. Legenda: EN = Baía do Engenho; RN = Rancho Norte; 1, 2 e 3 = pontos de amostragem nos locais.	42
Figura 24 - Diagrama da Análise de Ordenação MDS realizado com os táxons mais abundantes e frequentes das 22 amostras analisadas, em relação à abundância total. Legenda: Círculos = Baía do Engenho (EN); Triângulos = Rancho Norte (RN); Tot.zoo = abundância total de organismos.	43

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
1.1 OBJETIVO GERAL	15
1.1.1 Objetivos Específicos	15
1.2 HIPÓTESE	15
2. MATERIAIS E MÉTODOS	16
2.1 ÁREA DE ESTUDO	16
2.2 TRABALHO DE CAMPO	18
2.3 ANÁLISE LABORATORIAL	24
2.4 PROCESSAMENTO DOS DADOS	27
3. RESULTADOS	29
3.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS	29
3.2 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DEMERSAL DO RANCHO NORTE	30
3.3 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DA BAÍA DO ENGENHO	34
3.4 COMPARAÇÃO: COMUNIDADES DO RANCHO NORTE E ENGENHO	39
4. DISCUSSÃO	45
5. CONCLUSÃO	50
REFERÊNCIAS	51
ANEXO A – Tabela Metodológica	56

1. INTRODUÇÃO

Espécies exóticas invasoras (EEI) são caracterizadas por organismos introduzidos intencional, ou não intencionalmente, por ação antrópica em locais fora de seu habitat natural (ESSL *et al.*, 2018), que se estabelecem e dispersam para novas áreas (Richardson *et al.*, 2000; Blackburn *et al.*, 2011). O transporte de água de lastro e a bioincrustação em cascos de embarcações e outras estruturas flutuantes levaram a introdução e colonização de espécies não nativas em diversas regiões (Ferrario *et al.*, 2017). Podendo o estabelecimento dessas espécies afetar as funções ecológicas nas comunidades nativas, levando a perda de serviços ecossistêmicos devido a cascatas ecológicas (Walsh *et al.*, 2016).

Tubastraea coccinea (Lesson, 1829) e *Tubastraea tagusensis* (Wells, 1982), conhecidos popularmente como “coral-sol”, foram os primeiros corais escleractíneos a invadir o Atlântico Sul. Azooxantelados, não dependem da luz solar para se desenvolver e são caracterizados por cores vibrantes, e pela capacidade de se estabelecer em substratos consolidados, com preferência para áreas verticais e sombreadas (Mizrahi; Navarrete; Flores, 2014).

A introdução de *T. coccinea* no Brasil ocorreu inicialmente na década de 1980, inicialmente registrada por bioincrustação em plataformas de petróleo e gás na Bacia de Campos, Rio de Janeiro (Castro; Pires, 2001). Desde então, a espécie expandiu sua distribuição ao longo da costa brasileira, ocorrendo desde o Ceará (Soares *et al.*, 2016) até Santa Catarina (Capel, 2012). Dentre as duas espécies citadas, apenas *Tubastraea coccinea* foi identificada até o momento no litoral de Santa Catarina. No Sul, as colônias concentram-se na Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (REBIO Arvoredo) e em seu entorno imediato, restritas às ilhas do Arvoredo, Galé e Deserta (Crivellaro *et al.*, 2021).

O sucesso da invasão do coral-sol está associado a um conjunto de características que favorecem sua rápida expansão e estabelecimento; dentre elas, destacam-se a maturidade reprodutiva precoce e a alta taxa de reprodução, com ocorrência de reprodução sexuada e assexuada em indivíduos hermafroditas incubadores (De Paula; De Oliveira Pires; Creed, 2014). A espécie apresenta ainda uma fase larval planctônica curta, com assentamento rápido das larvas próximo às colônias-mães (Glynn *et al.*, 2008; De Paula; De Oliveira Pires; Creed, 2014). Além disso, a capacidade de regeneração (Luz *et al.*, 2018), rápido crescimento (Glynn

et al., 2008; De Paula; De Oliveira Pires; Creed, 2014) e tolerância a amplas variações ambientais (De Paula; Creed, 2005) reforçam o sucesso em colonizar diferentes tipos de substrato (Creed; De Paula, 2007).

Avaliar os impactos de EEI na comunidade local é relevante para melhor compreensão do funcionamento de ecossistemas invadidos. Como exemplo, pode-se citar um estudo realizado no recife de Cascos, na Baía de Todos os Santos, que confirmou os impactos negativos de *Tubastraea tagusensis* em espécies bentônicas endêmicas, onde uma das áreas invadidas pelo coral sol apresentou uma baixa abundância dos corais hermatípicos nativos *Madracis decatis* e *Madracis hispida* (Miranda; Cruz; Barros, 2016). Padrões de distribuição, abundância e diversidade de espécies em comunidades bentônicas estão fortemente relacionadas com a segregação espacial (Connell *et al.* 2004) e são diretamente afetados pela presença de diferentes espécies exóticas invasoras.

Fora da costa brasileira, no Golfo do México, *Tubastrea coccinea* foi observada competindo por espaço e causando necrose no coral *Diploria strigosa* (Dana, 1846) (Precht *et al.*, 2014), além de competir com espécies de esponjas (Sammarco *et al.*, 2015). Poucos estudos, no entanto, abordam o impacto de EEI de ambiente bentônico na comunidade planctônica, um dos poucos exemplos foi observado no caso do molusco *Corbula amurensis*, cuja introdução reduziu a biomassa fitoplanctônica e a produtividade primária na Baía de São Francisco, nos Estados Unidos da América (Alpine; Cloern, 1992).

O plâncton é composto por um conjunto diverso de organismos pequenos ou microscópicos, com pouca ou nenhuma capacidade de locomoção, sendo transportados, em sua maioria, pelas correntes (Castello; Krug, 2017). Esses grupos desempenham funções essenciais como a produção primária, a regeneração de nutrientes e a transferência de energia ao longo da cadeia trófica (Bonecker; Bonecker; Bassani, 2009). Nesse contexto, o plâncton é relevante para a manutenção dos estoques pesqueiros e essa relação é vista como um processo *top-down*, que os peixes planctívoros exercem forte influência sobre as populações zooplanctônicas (Mcqueen *et al.*, 1989).

O zooplâncton, que compreende a fração heterotrófica do plâncton, é utilizado como bioindicador da qualidade ambiental, principalmente em cenários de mudanças climáticas e pressões antropogênicas, e a alta sensibilidade de certas espécies a variações físico-químicas permite a detecção precoce de desequilíbrios

ecológicos (Ratnarajah *et al.*, 2023). O monitoramento contínuo do zooplâncton fornece informações fundamentais para a gestão e conservação sustentável da biodiversidade marinha, uma vez que diversas espécies comerciais dependem diretamente da abundância e distribuição desses organismos durante estágios iniciais de desenvolvimento (Botterell *et al.*, 2023). Com altas taxas de crescimento e renovação, esses organismos são sensíveis a perturbações nos ambientes marinhos, como variações de temperatura, salinidade e disponibilidade de nutrientes (Longhurst; Pauly, 2007). Alterações na sua composição ou biomassa impactam diretamente a transferência de energia entre os níveis tróficos (D'Alelio *et al.*, 2015).

O zooplâncton demersal corresponde à fração do zooplâncton associada à interface água-substrato, definido como um conjunto de pequenos organismos que residem ou se abrigam nos substratos marinhos, ou muito próximos a eles, que realizam migrações verticais para a coluna d'água (Melo *et al.*, 2010). Em sua composição, é possível encontrar uma grande diversidade de organismos, incluindo representantes bentônicos, sendo essa comunidade classificada em três grupos ecológicos principais: o grupo bento-planctônico, que engloba espécies do bentos (como crustáceos gamarídeos e alguns poliquetas) que se deslocam para a água por curtos períodos reprodutivos ou de colonização, nadando próximos ao fundo ; os invertebrados demersais, que migram à noite para a coluna d'água com o objetivo principal de se alimentar, englobando diversos copépodes, misidáceos, anfípodos, decápodes e cumáceos (Alldredge; King, 1980; Melo *et al.*, 2010); e um terceiro grupo, fortemente associado aos substratos de fundo, o meroplâncton, englobando organismos que passam apenas suas fases iniciais de desenvolvimento no plâncton (Melo *et al.*, 2010).

A Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (REBIO Arvoredo), localizada na plataforma continental rasa de Santa Catarina, é um dos refúgios da biodiversidade marinha do Sul do Brasil. Protege ecossistemas costeiros diversos e atua como santuário marinho, garantindo alta produtividade biológica e contribuindo para a reposição de recursos pesqueiros nas regiões adjacentes (Freire *et al.*, 2017).

As particularidades da geografia e da biodiversidade da REBIO Arvoredo resultam em um ambiente marinho com paisagens muito diversas. Grande parte desse ambiente submerso adjacente às ilhas é formado por complexos costões rochosos, onde vivem inseridas várias espécies de algas e animais bentônicos, como esponjas e gorgônias, mas também se estende para fundos compostos por

areia e cascalho. A presença desses organismos nos costões rochosos fornece alimento e abrigo para outros animais, contudo, a vida marinha na reserva também é resguardada por ecossistemas singulares, como um banco do coral *Madracis decactis* e dois grandes bancos de algas calcáreas (rodólitos).

No entanto, estudos recentes têm trazido informações relevantes e preocupantes sobre a dispersão do coral-sol na região (Crivellaro *et al.*, 2021). Ao crescerem e se espalharem rapidamente sobre os substratos rochosos, esses corais invasores modificam as comunidades locais e as interações tróficas (Lages *et al.*, 2011; Miranda *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2019), reduzem o recrutamento de espécies de corais nativos (Miranda *et al.*, 2018) e ameaçam a fauna endêmica (Creed, 2006; Santos *et al.*, 2013; Barbosa *et al.*, 2019), levando a uma consequente diminuição da biodiversidade local.

Tendo isso em vista, desde 2012, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), em parceria com a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), mantém um programa contínuo de monitoramento e controle da espécie na REBIO Arvoredo. Em 2022, foi iniciado o “Projeto PACS Arvoredo - Plano de Ação para Prevenção e Controle do Coral-Sol na REBIO Arvoredo e Entorno”, uma colaboração entre UFSC, Karoon Energy, ICMBio e FEESC, com o objetivo de desenvolver e aprimorar estratégias de prevenção, remoção e controle da espécie invasora, por meio de pesquisa e monitoramento contínuo, visando à conservação dos ecossistemas marinhos da região. Um dos objetivos centrais do projeto PACS foi verificar os meses de liberação de larvas do coral-sol na região. Para tal, um novo amostrador de plâncton demersal foi fabricado e utilizado nas pesquisas de campo, sendo que todas as amostragens foram realizadas em áreas de costões rochosos, direcionadas a superfícies verticais, fendas e cavernas que abrigam agregações de colônias de coral-sol (Crivellaro *et al.*, 2021).

A partir da análise das amostras de plâncton demersal obtidas durante o projeto PACS Arvoredo, a presente pesquisa tem o objetivo de investigar os possíveis impactos gerados pela colonização e estabelecimento da espécie exótica invasora *Tubastraea coccinea* na região. Além disso, este estudo é pioneiro ao buscar uma relação entre a estrutura da comunidade zooplânctônica demersal com a ocorrência do coral-sol, expandindo a análise dos efeitos do coral-sol para além do ambiente bentônico.

1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a influência do coral-sol *Tubastraea coccinea* na composição e abundância dos grandes grupos do zooplâncton demersal em áreas adjacentes à diferentes agregações da espécie exótica invasora.

1.1.1 Objetivos Específicos

- Caracterizar o zooplâncton demersal em termos de composição e abundância coletados em duas áreas da Ilha do Arvoredo, próximos a focos de ocorrência de coral-sol (*Tubastraea coccinea*);
- Avaliar a influência da presença da espécie exótica invasora sobre a comunidade zooplanctônica demersal.

1.2 HIPÓTESE

A presença do coral-sol *Tubastraea coccinea* promove alterações na composição e abundância da comunidade zooplanctônica demersal da Ilha do Arvoredo, Santa Catarina.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (REBIO Arvoredo) (Figura 1) é uma unidade de conservação de proteção integral criada pelo Decreto nº 99.142, de 12 de março de 1990, localizada ao norte da Ilha de Santa Catarina, em Florianópolis-SC. Abrangindo uma área de 17.104 hectares, incluindo as Ilhas do Arvoredo, Calhau de São Pedro, Galés e Deserta (MMA/IBAMA, 2004)

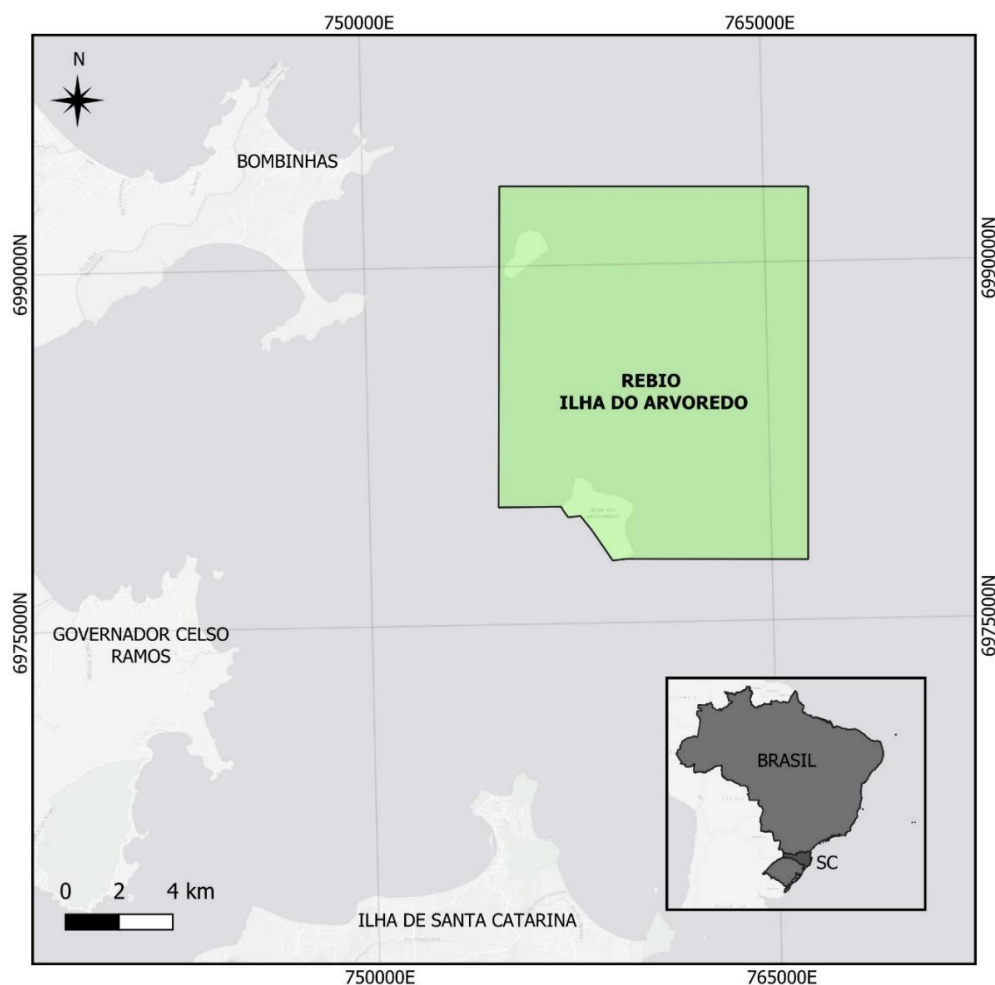
Segundo Möller Jr *et al.* (2008), a caracterização oceanográfica da área é influenciada por diferentes massas de água: a Água Central do Atlântico Sul (ACAS), a Água Tropical (AT), a Água da Pluma do Prata (APP) e a Água Subtropical de Plataforma (ASTP). Durante os meses de primavera e verão, os ventos de nordeste favorecem a ocorrência de intrusão da ACAS, importante para o aporte de nutrientes na plataforma continental das regiões Sul e Sudeste do Brasil, sendo caracterizada por baixas temperaturas, altas salinidade e concentração de nutrientes (Rodrigues; Lorenzzetti, 2001). Em contraste, a Água Tropical apresenta temperaturas mais elevadas, maior salinidade e baixa concentração de nutrientes (Miranda, 1985). A interação entre a APP, a AT e os aportes continentais de menor escala resultam na formação da Água Subtropical de Plataforma (ASTP) (Piola *et al.*, 2005).

No inverno, a intensificação dos ventos de sul promove a mistura das massas de água, reduzindo a estratificação da coluna d'água e mantendo as temperaturas abaixo de 20°C. Essa condição, assim como menor incidência de radiação solar na atmosfera, diminui a influência da AT na superfície (Freire *et al.*, 2017). Além disso, a Água Subantártica de Plataforma (APP) pode ser transportada até a costa de Santa Catarina, alcançando a região da REBIO Arvoredo, sob determinadas condições climáticas. Essa situação foi observada durante o evento de *El Niño* de 2015-2016, conforme registrado por Menezes *et al.* (2024).

Por estar próxima à costa, a REBIO Arvoredo também sofre influência de aportes continentais, provenientes do rio Tijucas e da Ilha de Santa Catarina, afetando as propriedades físicas, químicas e biológicas da água, especialmente durante os períodos de chuvas (Freire *et al.*, 2017). Além da dinâmica oceanográfica, a plataforma rasa da REBIO Arvoredo caracteriza-se por uma elevada heterogeneidade de habitats, englobando fundos de substrato inconsolidado, o banco de algas calcárias e complexos costões rochosos (MAArE, 2017).

Um estudo realizado por Raucci (2025), mostrou que a geomorfologia desses costões desempenha um papel fundamental no estabelecimento da comunidade bentônica, incluindo a proliferação do *Tubastraea coccinea*. Modelagens de adequabilidade de *habitat* indicam que o coral-sol possui preferência por *habitats* crípticos e verticais, estabelecendo relações fortemente positivas com formações de Tocas e Fendas (TF), Matacões e Paredões (MP) e Grutas e Cavernas (GC), evitando feições mais horizontais ou expostas. Devido à grande dominância dessas feições rochosas, ideais para o assentamento da espécie, as localidades do Rancho Norte e da Baía do Engenho apresentam as áreas com maior adequabilidade de *habitat* para a EEI.

Figura 1 - Área de estudo, o polígono verde indica a delimitação da REBIO Arvoredo



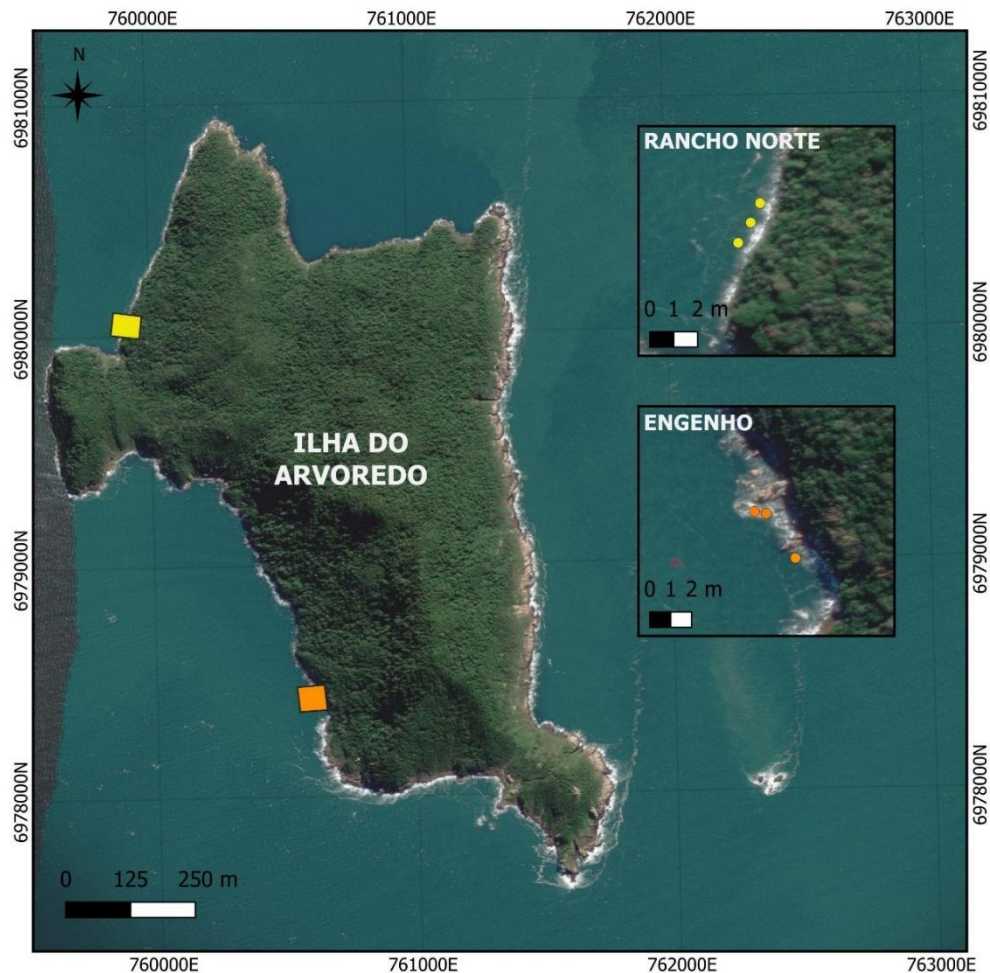
Fonte: Elaboração própria.

2.2 TRABALHO DE CAMPO

As campanhas de amostragem para a coleta de plâncton demersal foram realizadas entre janeiro de 2024 e fevereiro de 2025, durante o projeto de pesquisa PACS Arvoredo. Os trabalhos de campo ocorreram em duas áreas de amostragem, Rancho Norte e Baía do Engenho, ambas situadas na Ilha do Arvoredo (Figura 2). Esses locais foram escolhidos por apresentarem os maiores focos de invasão de coral-sol encontrados na REBIO Arvoredo e entorno, tanto em relação à abundância quanto à extensão de invasão. Como também, por estarem expostos a diferentes regimes de ondulações e ventos, possibilitando o trabalho de campo em condições oceanográficas distintas.

Tanto no Rancho Norte, quanto na Baía do Engenho, foram selecionados três focos de invasão do coral-sol para a instalação dos equipamentos de amostragem de plâncton demersal (Figuras 2, 3 e 4). As características de cada foco, bem como o número de amostras coletadas em cada local estão descritos na Tabela I e na Figura 5, apresentadas ao longo do texto.

Figura 2 - Mapa das áreas de estudo na Ilha do Arvoredo. Legenda: os pontos em amarelo indicam os locais de instalação dos amostradores de plâncton demersal no Rancho Norte (pontos de norte para o sul: RN1, RN2 e RN3) e em laranja Baía do Engenho (pontos de norte para o sul: ENG1, ENG2, ENG3)



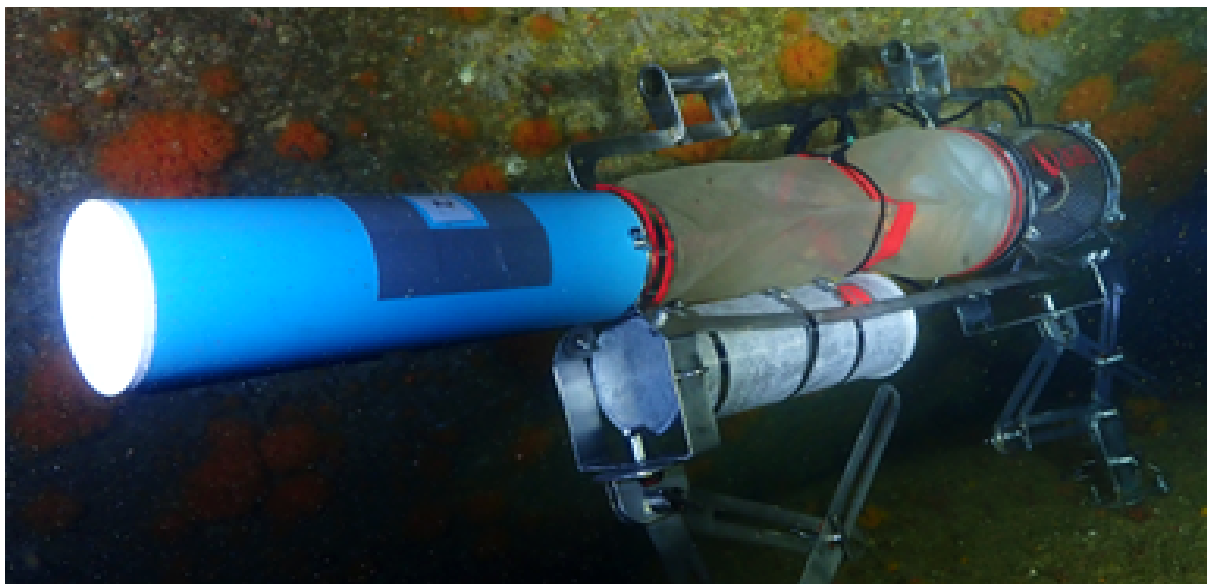
Fonte: Elaboração própria.

Todas as campanhas foram realizadas a bordo do Veleiro Pangeia¹ e envolveram pernoite no local. As coletas de plâncton demersal foram realizadas com o uso de amostradores de plâncton desenvolvidos pela empresa Aratu em parceria com a equipe de pesquisa do Projeto PACS Arvoredo. Cada amostrador é composto por uma boca cilíndrica com hélice, copo filtrador com malha de 300 µm e copo coletor destinado ao armazenamento do material biológico (Figuras 3 e 4). Na parte interna do

¹ Mais informações sobre o Veleiro Pangeia podem ser encontradas no site oficial do Veleiro-Escola. Disponível em <https://www.travessiasoceanicas.com>. Acesso em 22 de junho de 2026.

amostrador existe uma segunda hélice, responsável por registrar o volume de água filtrada.

Figura 3 - Amostrador de fluxo demersal instalado no ponto de coleta ENG 2

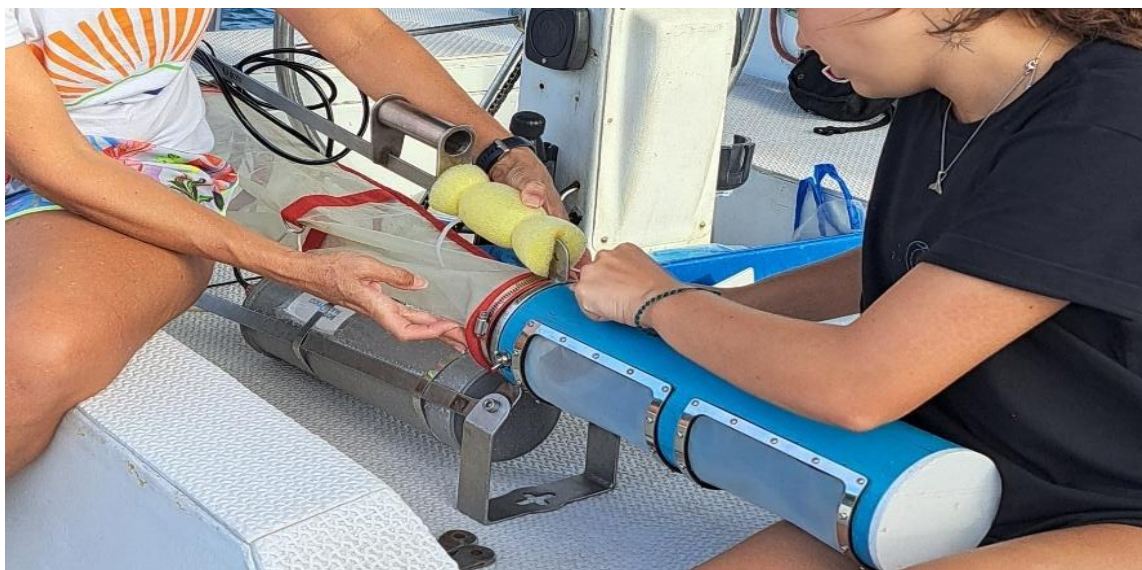


Fonte: Acervo PACS Arvoredo.

Ao longo do projeto PACS Arvoredo, foram coletadas trinta e oito (38) amostras de plâncton demersal, das quais vinte e duas (22) foram selecionadas para o presente estudo. A seleção das amostras considerou dois critérios principais: o local de amostragem, em um dos seis pontos distribuídos entre as duas áreas de estudo, e o funcionamento adequado do fluxômetro, responsável pelo registro do volume de água filtrada por meio de *software* acoplado ao equipamento. Em nenhum momento, a temporalidade foi considerada na seleção das amostras, uma vez que esta análise está fora do escopo do presente projeto.

Os amostradores foram instalados próximos aos focos de agregação de colônias de coral-sol no final da tarde, permanecendo submersos e funcionais durante toda a noite, como ilustrado na Figura 3 acima. Tendo em vista o tempo de permanência dos amostradores em campo, de doze a catorze horas, os amostradores foram configurados para trabalhar de forma intermitente, ligados por quinze minutos, puxando água e coletando plâncton para o seu interior, e desligados por intervalos de trinta minutos. Essa configuração permitiu o funcionamento dos amostradores por algumas horas e pôde prevenir, tanto o entupimento da malha filtradora, quanto o preenchimento total de seu copo de armazenamento.

Figura 4 - Preparação do amostrador em campo



Fonte: Arquivo pessoal da autora.

A retirada dos amostradores era realizada na manhã seguinte a instalação, e, após o equipamento retornar à embarcação, toda a malha do amostrador e do copo eram lavadas externamente com uma mangueira de água salgada do barco, garantindo que toda a amostra ficasse concentrada no copo, evitando a perda de material. A amostra era então preservada em concentração final de formaldeído 4% neutralizado com bórax. No total, foram coletadas vinte e duas (22) amostras de plâncton demersal, sendo doze no Rancho Norte e dez na Baía do Engenho (Tabela I).

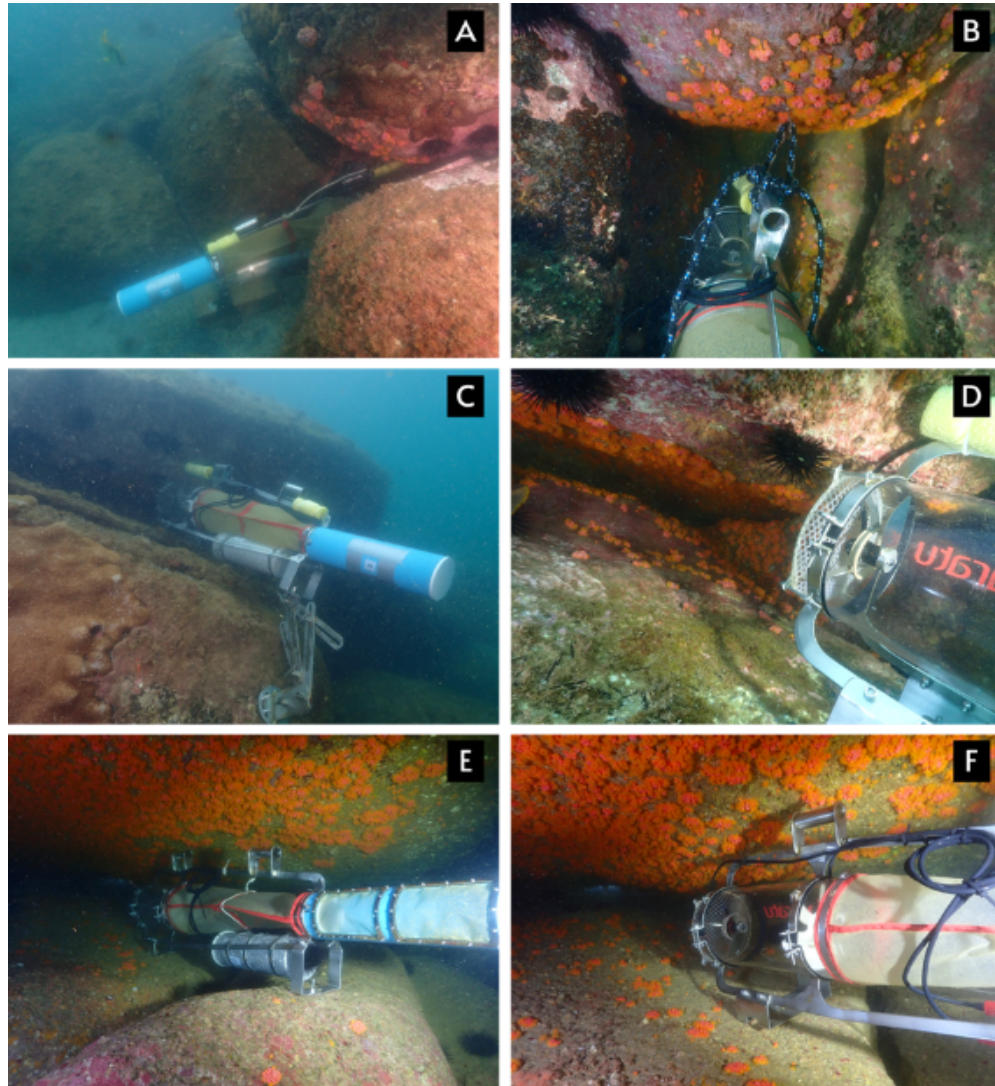
Tabela I - Focos de amostragem no Rancho Norte (RN) e na Baía do Engenho (ENG), descrição de cada foco de amostragem com ênfase no posicionamento do amostrador de plâncton demersal, meses de coleta e n amostral

Área de Estudo	Foco de amostragem	Posicionamento do amostrador	Meses de coleta	n amostral
Rancho Norte	RN 1	Direcionado para o interior de uma pequena cavidade entre as rochas dominada por colônias de coral-sol	2024 - fev, abr, set e dez 2025 - fev	5
	RN 2	Direcionado para o interior de uma fenda entre rochas dominada por colônias de coral-sol	2024 - fev, abr, set e dez 2025 - fev	5
	RN 3	Posicionado no interior de uma gruta dominada por colônias de coral-sol	2024 - abr e set	2
Baía do Engenho	ENG 1	Direcionado para o interior de uma pequena cavidade entre as rochas dominada por colônias de coral-sol	2024 - jan, mar, out, nov 2025 - jan	5
	ENG 2	Posicionado no interior de uma caverna, com áreas com e sem coral-sol	2024 - mar, out, nov 2025 - jan	4
	ENG 3	Posicionado na saída da mesma caverna do ENG2, com áreas com e sem coral-sol	2024 - nov 2025 - jan	2

Fonte: Elaboração própria.

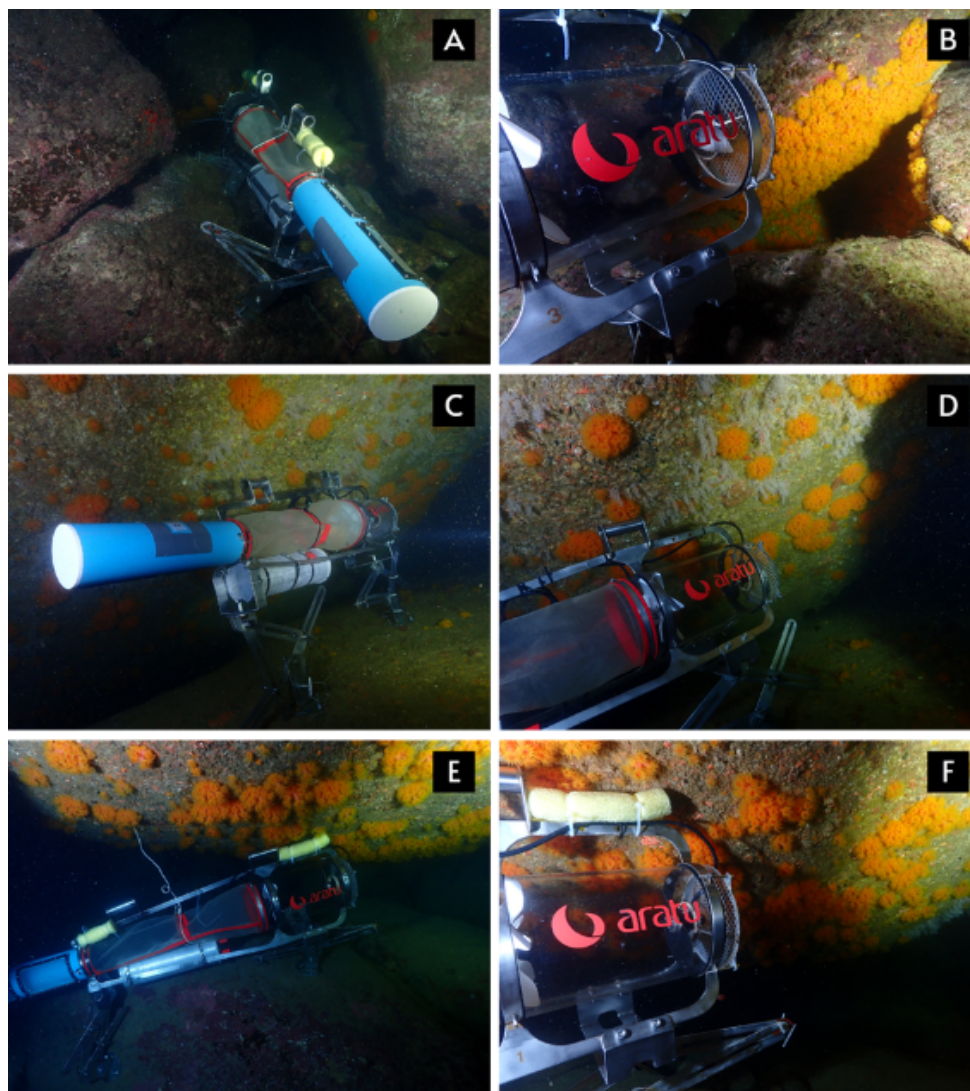
Em todas as campanhas, foram registrados parâmetros *in situ*, incluindo a salinidade, determinada por meio de um refratômetro, e a transparência vertical da água, conforme metodologia descrita por Bordin *et al.* (2019). Os dados de temperatura foram obtidos com o uso de um termômetro, e todos os dados foram devidamente registrados em fichas de campo.

Figura 5 - Posicionamento dos amostradores de plâncton demersal no Rancho Norte, REBIO do Arvoredo. Legenda: A e B: RN 1 (conhecido como “Bloco”), C e D: RN 2 (conhecido como “Fenda”), E e F: RN 3.



Fonte: Acervo PACS Arvoredo.

Figura 6 - Posicionamento dos amostradores de plâncton demersal na Baía do Engenho, REBIO do Arvoredo. Legenda: A e B: ENG 1, C e D: ENG 2, E e F: ENG 3.



Fonte: Acervo PACS Arvoredo.

2.3 ANÁLISE LABORATORIAL

As amostras foram analisadas no Laboratório de Crustáceos e Plâncton da UFSC. Para tal, cada amostra foi inicialmente dividida em duas frações de tamanho utilizando concentradores com malha de 1.000 μm e 200 μm , resultando na fração D1 (partículas maiores que 1.000 μm) e na D2 (partículas com tamanho entre 200-1.000 μm), dispostas na Figura 7.

Figura 7 - Exemplo de separação das amostras nas frações D1 e D2. Legenda: O Projeto AtlantECO utilizou malha de 100 μm . Na presente pesquisa foi utilizada a malha de 200 μm .



Fonte: Projeto AtlantECO (SIGPEX 202009409).

Quando necessário, essas frações foram subamostradas utilizando um fracionador Motoda, para obter entre 500 e 1.000 partículas analisadas na fração D1, e entre 1.000 e 2.500 partículas na D2 (Jalabert *et al.*, 2024). O fracionamento das frações D1 e D2 variou entre $\frac{1}{2}$ e $\frac{1}{256}$, dependendo da concentração de cada amostra (Figura 8, Anexo A).

Figura 8 - Exemplo de subamostras em béqueres identificados com a fração referente ao fracionamento

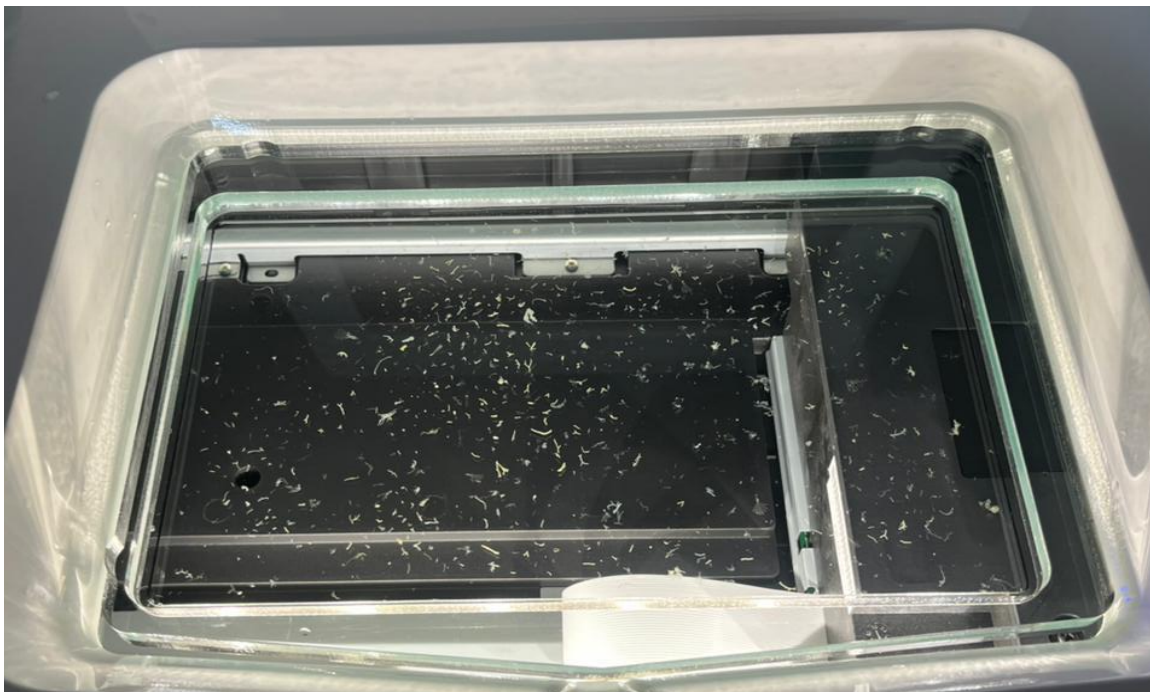


Fonte: Projeto AtlantECO (SIGPEX 202009409).

Inicialmente, todas as amostras seriam processadas com o uso do equipamento *ZoosCan* (Figura 9), que utiliza um sistema de imagens a partir do escaneamento dos organismos, e posterior identificação dos organismos na plataforma EcoTaxa (Irisson *et al.*, 2022; Gorsky *et al.*, 2010). No entanto, após o escaneamento de 12 amostras no *ZoosCan* e posterior *upload* das imagens, predição e validação das partículas no EcoTaxa, foi constatada uma alta concentração de detritos, em detrimento aos organismos “vivos”. Das 33.591 partículas inseridas no EcoTaxa, 30.591 eram detritos ou partículas “não vivas”. Tendo isso em vista, mesmo cientes de que uma mudança de metodologia não é adequada, optou-se por analisar o restante das amostras em microscópio estereoscópico.

Para minimizar discrepâncias entre os métodos e assegurar a qualidade dos dados, o mesmo método de processamento de amostras descrito acima foi utilizado. Dessa forma, doze amostras foram analisadas no *ZooScan* e EcoTaxa, enquanto as outras dez em microscópio estereoscópico (Anexo 1). Para assegurar a qualidade dos dados com utilização de dois métodos de análise das amostras, utilizou-se o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis. Não foram observadas diferenças significativas na abundância de organismos entre os métodos (Kruskal-Wallis, $p=0,768$), indicando que não houve diferença entre as análises realizadas em microscópio estereoscópico e por meio do *ZooScan* e EcoTaxa.

Figura 9 - Amostra na fração D1 transferida e separada no equipamento ZooScan



Fonte: Autoria própria.

2.4 PROCESSAMENTO DOS DADOS

As imagens geradas com o uso do equipamento *ZoosCan* foram inseridas na plataforma *EcoTaxa*, onde se realizou a classificação semiautomática (predição) seguida pela validação manual da especialista. Após essa etapa, os dados foram extraídos para a organização em planilhas. De forma complementar, a identificação dos organismos analisados por meio do microscópio estereoscópico também foram planilhadas e inseridas no mesmo banco de dados do *ZooScan*, formando uma planilha única de contagem e identificação.

Os dados de volume de água filtrada (m^3) de cada amostra de plâncton demersal foram obtidos por meio de um *software* instalado no próprio equipamento, variando de 49,91 a 183,32 m^3 (Anexo 1). Os dados de abundância obtidos com a triagem e identificação foram expressos de acordo com o total de indivíduos identificados, utilizando a equação 1:

$$Total\ de\ indivíduos\ (ind * m^{-3}) = \frac{Total\ (ind) * fração\ (D1+D2)}{Volume\ filtrado\ (m^3)} \quad (1)$$

Com os valores de abundância padronizados, calcularam-se os índices relacionados à composição da comunidade. A Frequência de Ocorrência (FO) foi obtida através da expressão 2, onde n corresponde ao número de amostras contendo a espécie e N representa o número total de amostras. Já a Abundância Relativa (AR) foi determinada pela fórmula 3, sendo s o número total de indivíduos por táxon identificado e S o número total de indivíduos.

$$\text{Frequência de Ocorrência (FO)} = \frac{n * 100}{N} \quad (2)$$

$$\text{Abundância Relativa} = \frac{s * 100}{S} \quad (3)$$

Os dados obtidos foram trabalhados no *software Microsoft Excel* para a elaboração de gráficos descritivos de variáveis ambientais, abundância e composição. Para melhor visualização da análise multivariada da comunidade zooplancônica, foram selecionados apenas os táxons com frequência de ocorrência superior a 30% e abundância relativa superior a 0,7%, sendo eles, cladóceros, copépodes, quetognatos, gamarídeos, *Caprella* spp., larvas de decápode (zoés de braquiúra, luciferídeos, porcelanídeos e outros, eufausiáceos, ostracodes e ovos/larvas de peixe).

Para a análise multivariada, os dados de abundância dos grupos mais frequentes e abundantes foram submetidos a uma transformação logarítmica. A partir desses dados transformados, com a utilização do programa *RStudio*, gerou-se a ordenação multivariada por meio da análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (nMDS). A validação da qualidade dos dados foi realizada através da análise do Coeficiente de Correlação de Concordância (CCC), garantindo que a representação gráfica preservasse as distâncias e similaridades originais dos dados. Após a validação, foi utilizado o pacote *ggplot* para a visualização final dos nMDS.

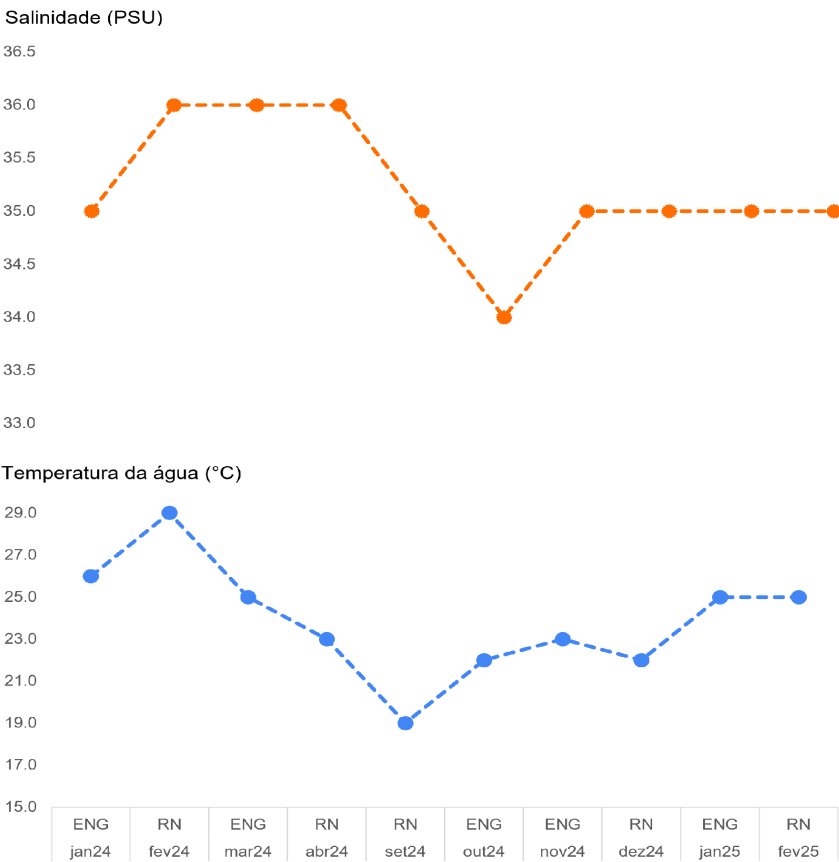
Para verificar se existem diferenças significativas na abundância zooplancônica entre as áreas de estudo (Rancho Norte e Baía do Engenho), utilizou-se o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis. Com o propósito de avaliar se os grupos formados na análise nMDS eram significativamente diferentes, em termos de composição e abundância de táxons, aplicou-se a Análise Permutacional de Variância Multivariada (PERMANOVA).

3. RESULTADOS

3.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

No Rancho Norte, a temperatura variou de 19°C a 29°C, sendo a menor temperatura no mês de setembro de 2024 e a maior em fevereiro de 2024 respectivamente. A salinidade variou entre 35 e 36; com a menor salinidade nos meses de setembro de 2024, dezembro de 2024 e fevereiro de 2025, e a maior nos meses de fevereiro de 2024 e abril de 2024. Já na Baía do Engenho, os valores de temperatura variaram de 22°C a 26°C, sendo a menor temperatura do mês de outubro de 2024 e a maior de janeiro de 2024. A salinidade variou de 34 a 36, com a menor salinidade no mês de outubro de 2024 e a maior no mês de março de 2024, como indicado no gráfico da Figura 10.

Figura 10 - Dados de temperatura e salinidade coletados nos locais de coleta (Rancho Norte e Baía do Engenho) nas campanhas de amostragem



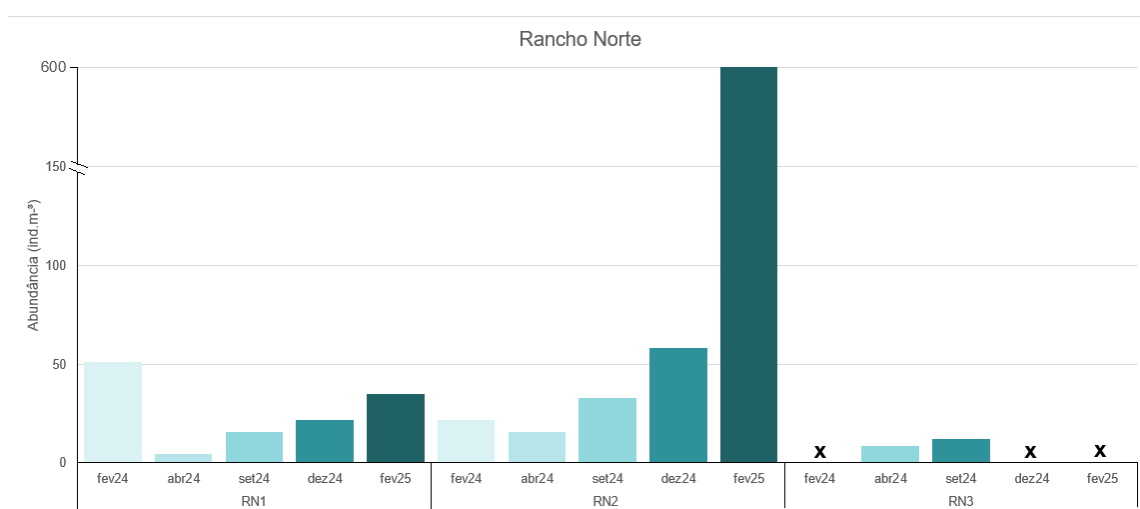
Fonte: Elaboração própria.

A transparência vertical da coluna d'água variou entre 3,5 e 10,0 m (metros) ao longo do período amostral. Os menores valores foram registrados em janeiro, setembro, novembro e dezembro de 2024 (3,5 m), enquanto os maiores ocorreram em março de 2024 e janeiro de 2025 (10 m).

3.2 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DEMERSAL DO RANCHO NORTE

No Rancho Norte, a abundância da comunidade demersal variou de 5,21 ind. m^{-3} a 627,17 ind. m^{-3} , com os menores valores registrados em abril de 2024, nos pontos RN1 e RN3, e os maiores em dezembro de 2024 e fevereiro de 2025 no ponto RN2. Com exceção destas duas coletas no RN2, todos os valores de abundância ficaram abaixo de 55 ind. m^{-3} , como exemplificado na Figura 11; ressalta-se que nas barras marcadas com “x” não houve coletas.

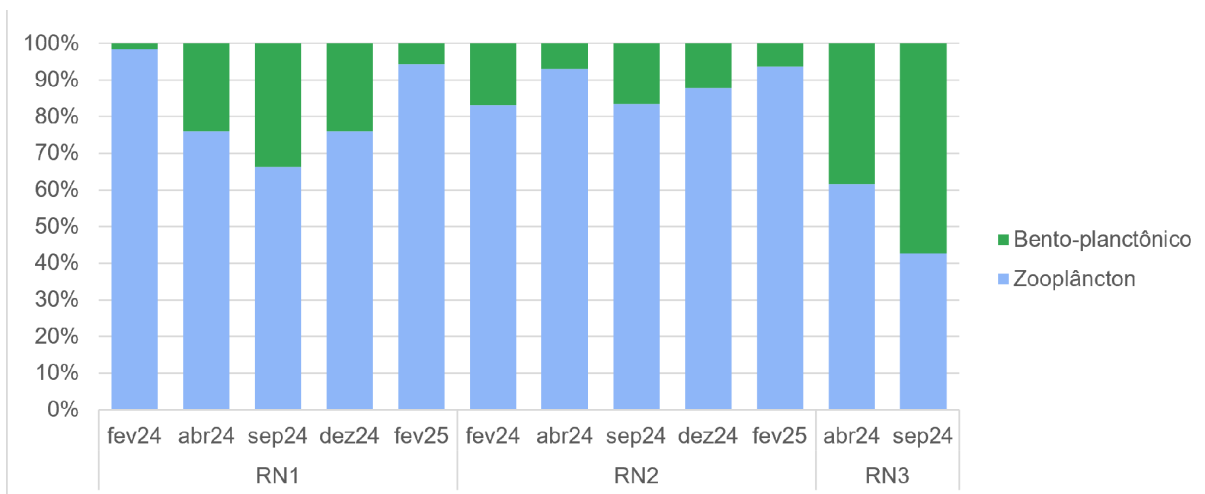
Figura 11 - Variação da abundância (ind. m^{-3}) da comunidade demersal nos três pontos de coleta do Rancho Norte (RN1, RN2 e RN3) nas campanhas de amostragem



Fonte: Elaboração própria.

A abundância relativa entre o zooplâncton e a comunidade bento-planctônica no Rancho Norte (Figura 12) evidenciou predominância de organismos do zooplâncton na maior parte das campanhas e pontos amostrais, somando mais de 70% da abundância relativa. Foi possível observar um aumento da comunidade bento-planctônica em 3 amostras, que apresentaram uma abundância relativa maior que 30%, sendo elas RN1 em setembro e RN3 em abril e setembro.

Figura 12 - Variação da abundância relativa (%) entre zooplâncton e grupos bento-planctônicos nos três pontos de coleta do Rancho Norte (RN1, RN2 e RN3) nas campanhas de amostragem

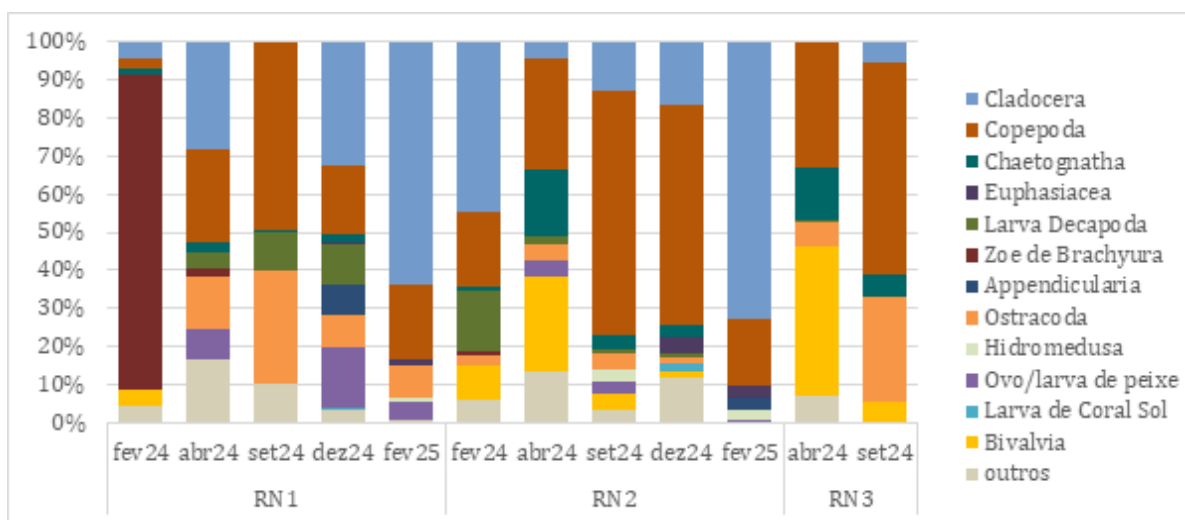


Fonte: Elaboração própria.

A comunidade zooplanctônica foi representada principalmente por cladóceros e copépodes, presentes na maior parte das amostras (Figura 13), com variações na dominância desses grupos entre as amostras analisadas. Cladóceros somaram mais de 60% da abundância total em fevereiro de 2025, tanto no RN1 quanto no RN2, sendo que neste foi o responsável pelo maior pico de abundância registrado (Figuras 12 e 15). Copépodes foram dominantes em apenas 4 das 12 amostras analisadas do RN (Figuras 13 e 15), somando aproximadamente 60% da abundância relativa em duas amostras do RN2.

Os demais grupos ocorreram de forma pontual, com destaque para a dominância de zoés de braquíúra em fevereiro de 2024 no RN1. Também foram registradas larvas de outros decápodes, ostracodes, larvas de bivalve e ovos/larvas de peixe, porém com menor representatividade em relação aos grupos dominantes.

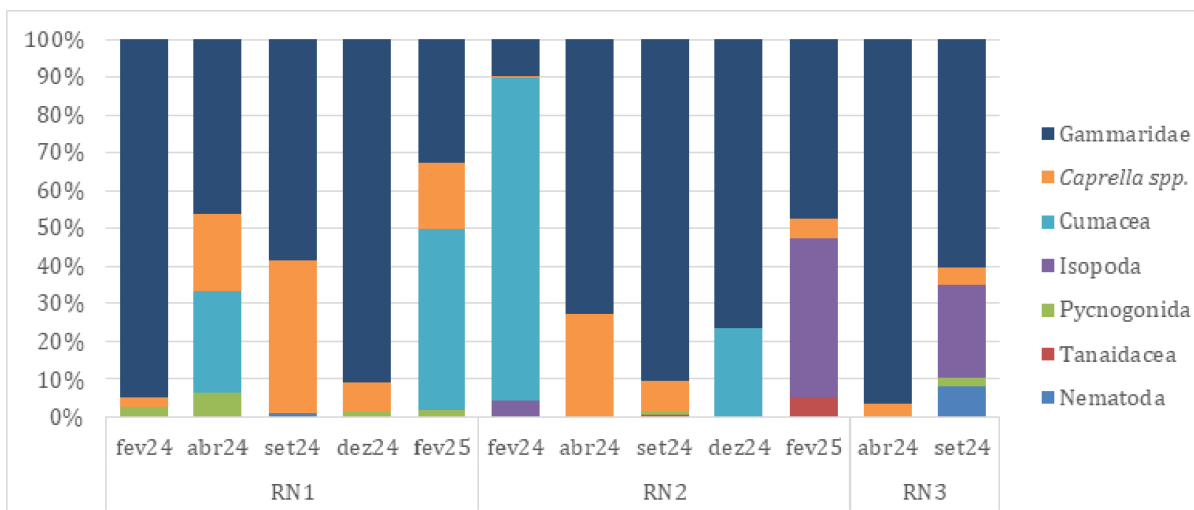
Figura 13 - Abundância relativa (%) dos principais grupos zooplanctônicos nos três pontos de coleta do Rancho Norte (RN1, RN2 e RN3) nas campanhas de amostragem



Fonte: Elaboração própria.

Considerando os organismos bento-planctônicos, crustáceos da família Gammaridae foram o táxon mais frequente e abundante, predominando na maior parte das amostras, com os maiores valores registrados no RN2 em dezembro de 2024 e fevereiro de 2025, de 18,5 ind. m⁻³ e 5,50 ind. m⁻³, respectivamente (Figuras 14 e 16). O segundo grupo mais frequente foram crustáceos do gênero *Caprella* spp., e que ocorreram em 10 das 12 amostras do RN, somando 20% da abundância relativa em dois meses de amostragem no RN1 e um no RN2 (Figura 14).

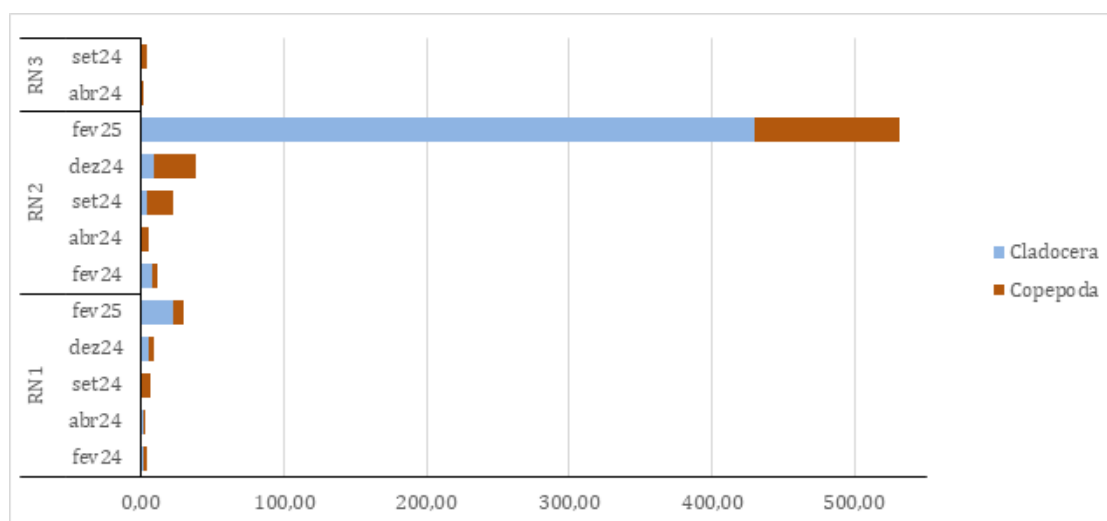
Figura 14 - Abundância relativa (%) dos principais grupos da comunidade bento-planctônica nos três pontos de coleta do Rancho Norte (RN1, RN2 e RN3) nas campanhas de amostragem



Fonte: Elaboração própria.

A análise taxonômica no Rancho Norte evidenciou uma distinção de densidade entre os grupos dominantes e os de menor representatividade: cladóceros e copépodes foram os grupos mais abundantes, onde o maior destaque ocorreu no ponto RN2 em fevereiro de 2025, com um pico superior a 500 ind.m⁻³ impulsionado por cladóceros, como disposto na Figura 15.

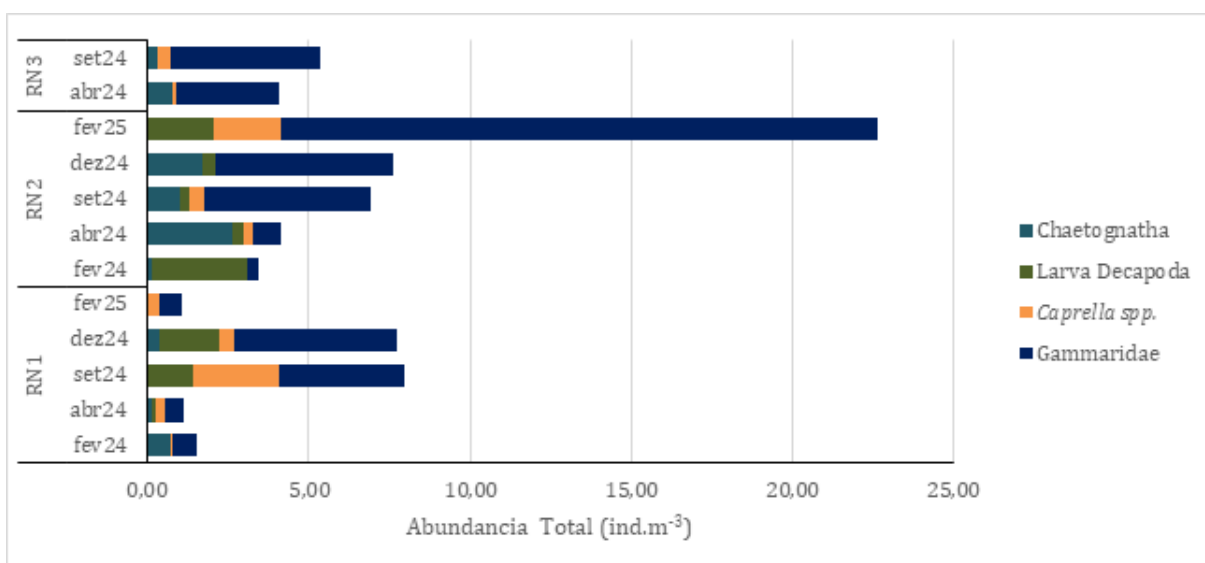
Figura 15 - Abundância (ind. m⁻³) de cladóceros e copépodes nos três pontos de coleta do Rancho Norte (RN1, RN2 e RN3) nas campanhas de amostragem



Fonte: Elaboração própria.

Por outro lado, a soma dos grupos menos abundantes não ultrapassou os 25 ind.m⁻³ em nenhuma amostra. Dentre eles, Gammaridae foi o mais representativo, alcançando seu pico de abundância no RN2 em fevereiro de 2025, com 18,5 ind.m⁻³ (Figura 16).

Figura 16 - Abundância (ind. m⁻³) dos principais grupos identificados nos três pontos de coleta do Rancho Norte (RN1, RN2 e RN3) nas campanhas de amostragem

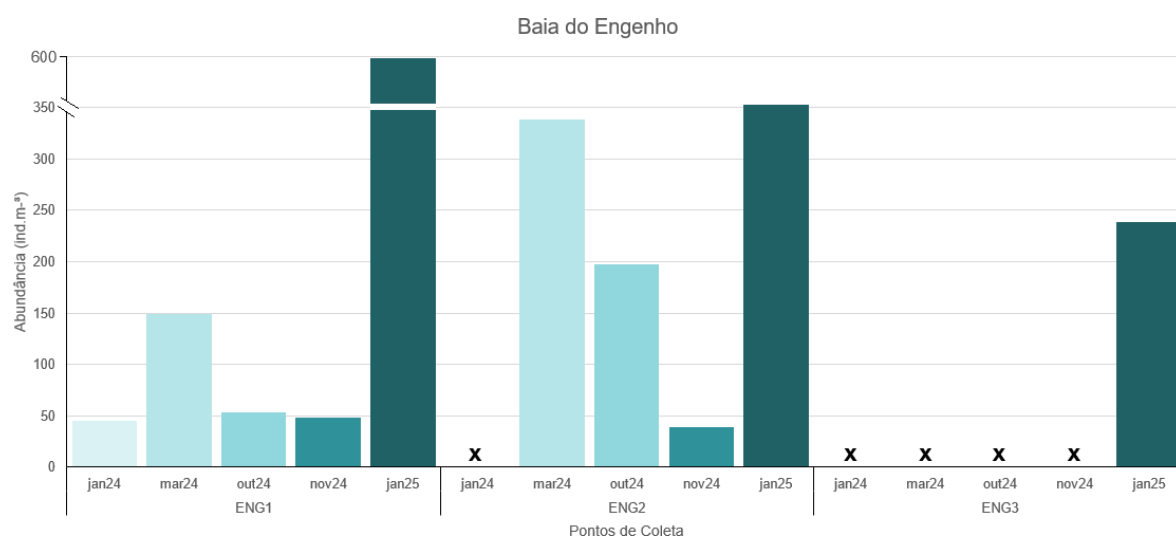


Fonte: Elaboração própria.

3.3 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DA BAÍA DO ENGENHO

Na Baía do Engenho, a abundância da comunidade demersal variou de 39,22 ind.m⁻³, em novembro de 2024 no ENG2, a um pico de 595,44 ind.m⁻³, em janeiro de 2025 no ENG1. Das dez amostras analisadas, seis tiveram valores de abundância superiores a 149 ind. m⁻³, enquanto o restante, obteve menos de 55 ind. m⁻³.

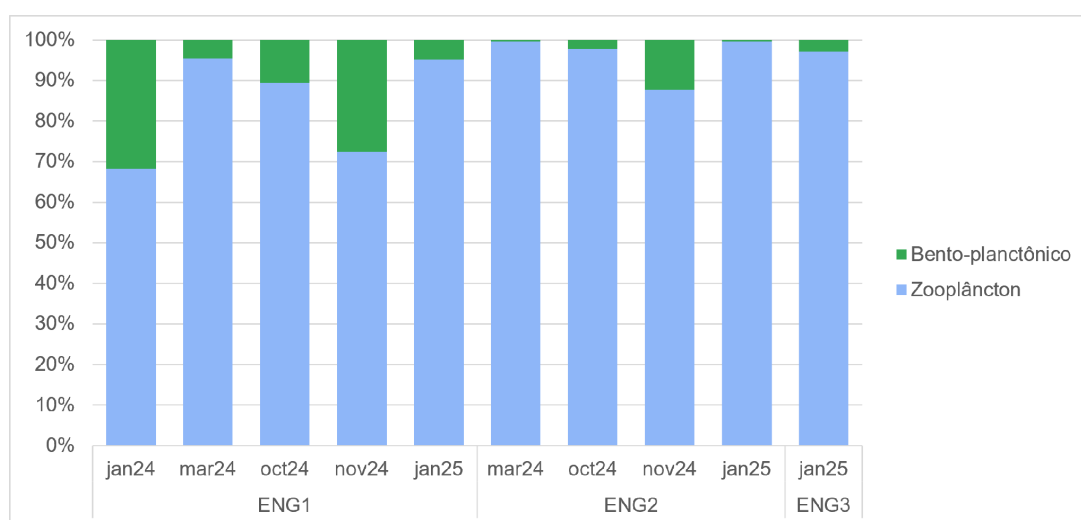
Figura 17 - Variação da abundância (ind. m⁻³) da comunidade demersal nos três pontos de coleta da Baía do Engenho nas campanhas de amostragem



Fonte: Elaboração própria.

A variação da abundância relativa entre o zooplâncton e a comunidade bento-planctônica na Baía do Engenho também evidenciou predominância zooplanctônica na maior parte das campanhas e pontos amostrais, somando mais que 70% da abundância relativa em nove das dez amostras analisadas.

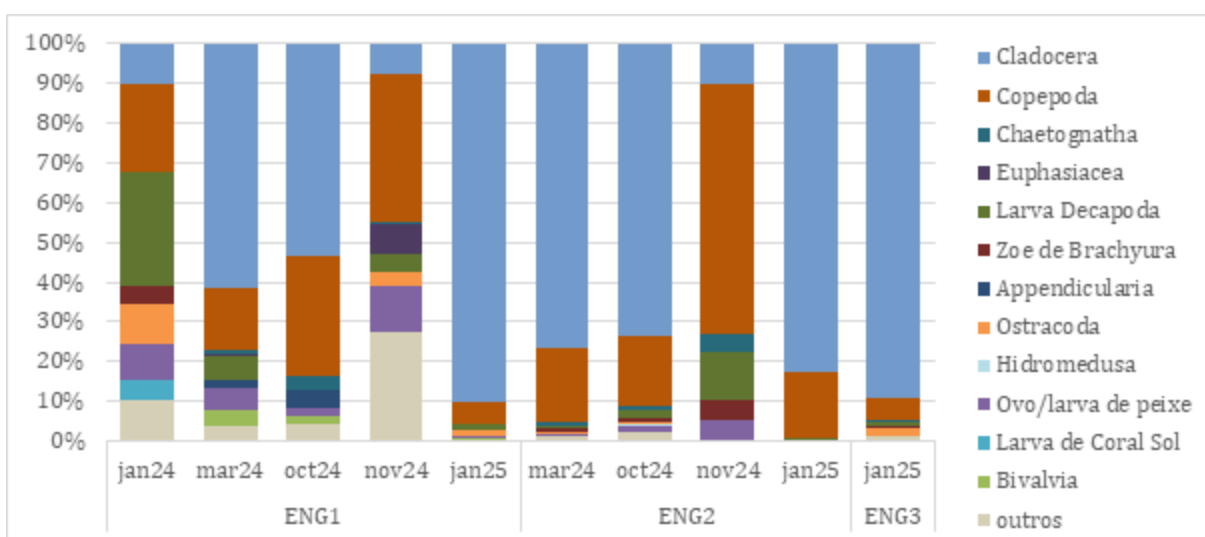
Figura 18 - Variação da abundância relativa (%) entre o zooplâncton e a comunidade bento-planctônica nos três pontos de coleta da Baía do Engenho (ENG1, ENG2 e ENG3) nas campanhas de amostragem



Fonte: Elaboração própria.

Assim como no Rancho Norte, cladóceros e copépodes foram os grupos mais frequentes e abundantes na Baía do Engenho, ocorrendo em todas as amostras analisadas (Figura 19). Cladóceros somaram mais de 80% da abundância de organismos nos três pontos de coleta em janeiro de 2025, com valores maiores que 210 ind. m⁻³, sendo os responsáveis pelos elevados valores de abundância total registrados nesse período (Figuras 17, 19 e 21).

Figura 19 - Abundância relativa (%) dos principais grupos zooplanctônicos nos três pontos de coleta da Baía do Engenho (ENG1, ENG2 e ENG3) nas campanhas de amostragem



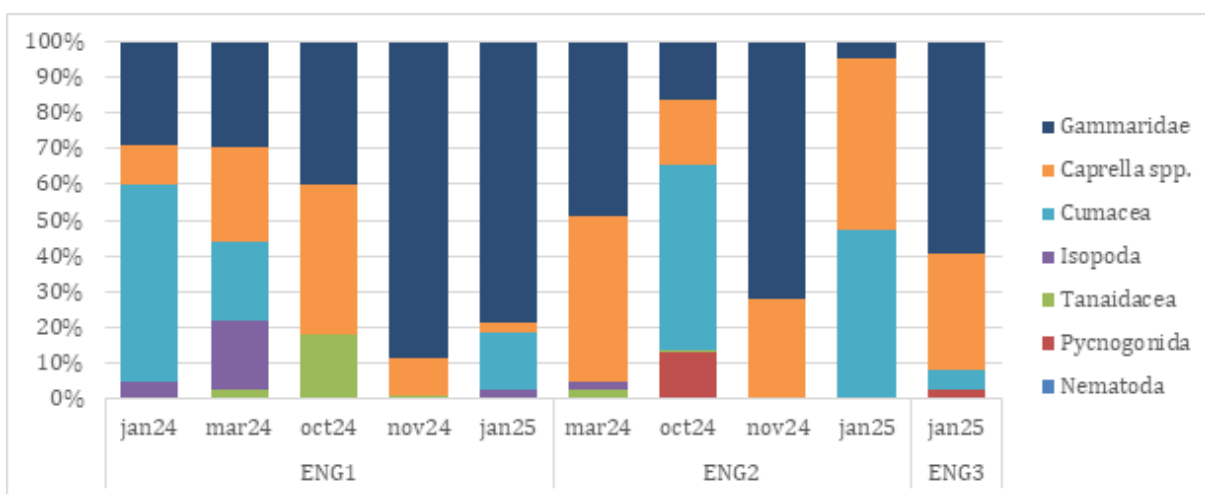
Fonte: Elaboração própria.

Copépodes foi o segundo grupo mais abundante, com os maiores valores de abundância total registrados no ENG2 em março de 2024 e janeiro de 2025, com 62,84 ind. m⁻³ e 59,07 ind. m⁻³, respectivamente (Figura 21). A maior dominância de copépodes foi registrada em novembro de 2024, no ponto ENG2, com valor superior a 60% (Figura 19). Também foram observadas ocorrências esporádicas com abundâncias relativas variáveis de outros grupos zooplanctônicos, como larvas de decápodes (não atribuídas a um grupo taxonômico específico), zoés de braquiúra, quetognatos, eufausiáceos, ovos e larvas de peixes.

Dentre os organismos bento-planctônicos da Baía do Engenho, crustáceos da família Gammaridae foram o grupo mais frequente, ocorrendo em todos os pontos e campanhas. Seis das dez amostras analisadas apresentaram abundância relativa maior que 40%, predominando na maioria das campanhas (Figura 20), com

destaque para janeiro de 2025 no ENG1, momento que apresentou uma abundância total de 22,89 ind. m⁻³ (Figura 22). Indivíduos do gênero *Caprella* spp. também foram frequentes e abundantes, com valores de abundância relativa acima de 40% registrados em março de 2024 e janeiro de 2025 no ENG2 (Figura 20).

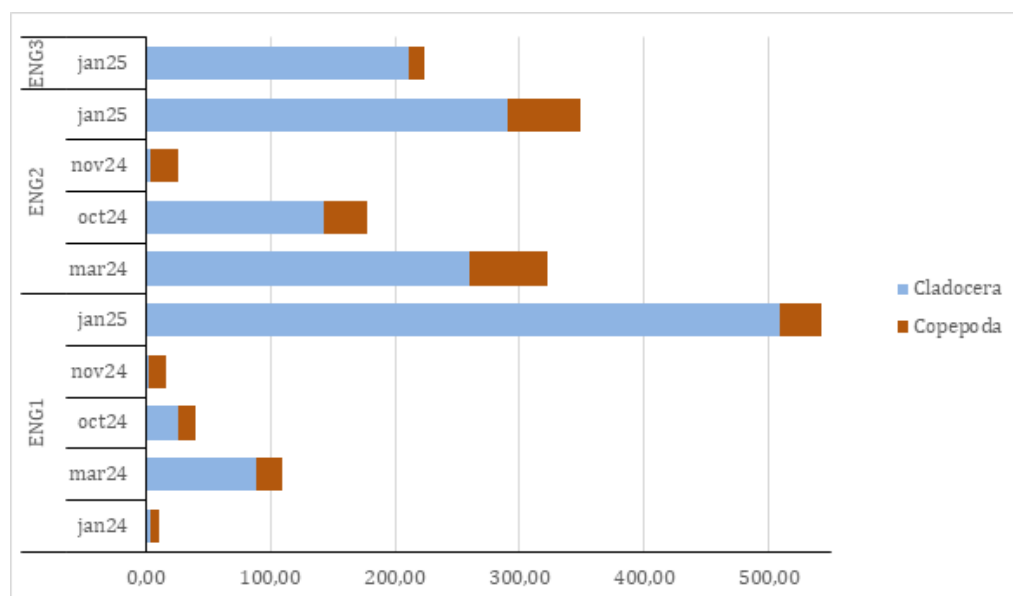
Figura 20 - Abundância relativa (%) da comunidade bento-planctônica nos três pontos de coleta da Baía do Engenho (ENG1, ENG2 e ENG3) nas campanhas de amostragem



Fonte: Elaboração própria.

Assim como no Rancho Norte, cladóceros e copépodes foram os grupos mais abundantes, com destaque no ENG1 em janeiro de 2025, com um pico de abundância superior a 500 ind.m⁻³, fortemente dominado por cladóceros. Esse mesmo grupo impulsionou os altos registros de abundância no ENG2 em março de 2024 e janeiro de 2025, com valores totais de 259,99 e 290,52 ind.m⁻³, respectivamente; e no ENG3 em janeiro de 2025, com 210,41 ind.m⁻³ (Figura 21).

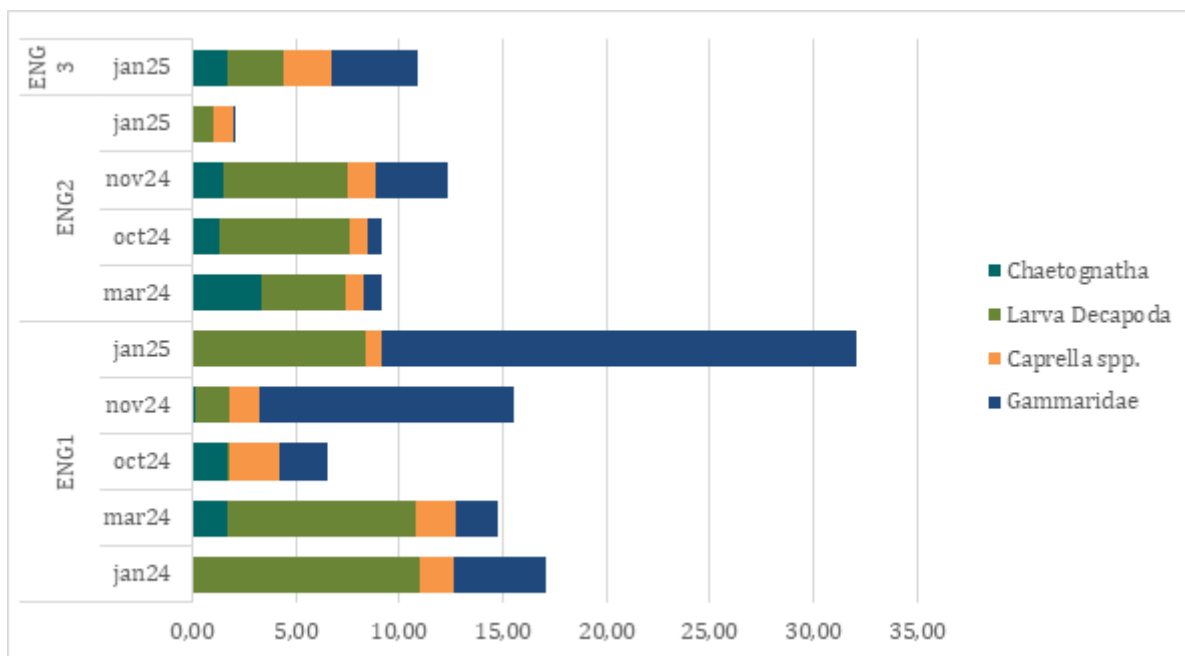
Figura 21 - Abundância (ind. m⁻³) de cladóceros e copépodes nos três pontos de coleta da Baía do Engenho (ENG1, ENG2 e ENG3) nas campanhas de amostragem



Fonte: Elaboração própria.

Por outro lado, a soma dos grupos menos abundantes não ultrapassou 35 ind.m⁻³ em nenhuma campanha ou ponto de amostragem. Dentre eles, Gammaridae e larvas de decápodes foram os mais representativos: Gammaridae obteve seu maior pico, no ENG1, em janeiro de 2025 com 22,89 ind.m⁻³, além de se destacar no mesmo ponto em novembro de 2024 com 12,29 ind.m⁻³; já as larvas de decápodes foram bem representativas em algumas amostras, como no ENG1 em janeiro e março, com 10,90 ind.m⁻³ e 9,11 ind.m⁻³, respectivamente (Figura 22).

Figura 22 - Abundância (ind. m⁻³) dos principais grupos identificados nos três pontos de coleta da Baía do Engenho (ENG1, ENG2 e ENG3) nas campanhas de amostragem



Fonte: Elaboração própria.

3.4 COMPARAÇÃO: COMUNIDADES DO RANCHO NORTE E ENGENHO

Considerando as duas regiões de amostragem, foram identificados 30 grupos taxonômicos (Tabela II). Dentre estes, alguns foram pouco frequentes e abundantes em ambas as áreas de estudo ($FO < 33\%$ e $AT < 5$ ind.m⁻³), incluindo nemátodes, larvas de gastrópodes, de decápodes luciferídeos e porcelanídeos, de cracas e larvas de peixes. Outros foram mais frequentes e abundantes na Baía do Engenho, como hidrozoários, poliquetas, *Evadne* spp., cumáceos, misidáceos e ovos de peixes. Em contrapartida, outros foram mais frequentes e abundantes no Rancho Norte, larvas de bivalves, eufausiáceos e apendicularias.

Copépodes e a espécie *Pennilia avirostris* foram os organismos mais frequentes e abundantes em ambas as áreas de estudo, somando juntos cerca de 84% da abundância relativa na Baía do Engenho e 72% no Rancho Norte. Além destes táxons, anfípodas gamarídeos, *Caprella* spp, larvas de decápodes e, em menor grau quetognatos e ostracodes, foram frequentes e abundantes em ambas as áreas, mas todos com valores maiores de abundância total na Baía do Engenho. Já as zoés de braquiúra, tanaidáceos e isópodos, apresentaram maior frequência de

ocorrência na Baía do Engenho, mas valores maiores de abundância no Rancho Norte. Picnogônidas, salpas, sifonóforos foram mais frequentes no Rancho Norte, e apresentaram baixos valores de abundância. Enquanto as hidromedusas foram pouco frequentes em ambas as áreas de estudo, mas com maior valor de abundância no Rancho Norte (Tabela II).

O teste não paramétrico Kruskal-Wallis, aplicado com os valores de abundância total registrados nas amostras do Rancho Norte ($n = 12$) e da Baía do Engenho ($n = 10$), mostrou diferença significativa entre os locais amostrados ($\chi^2 = 8,0391$ e $p = 0,004$), com maior abundância de organismos na Baía do Engenho em relação ao Rancho Norte.

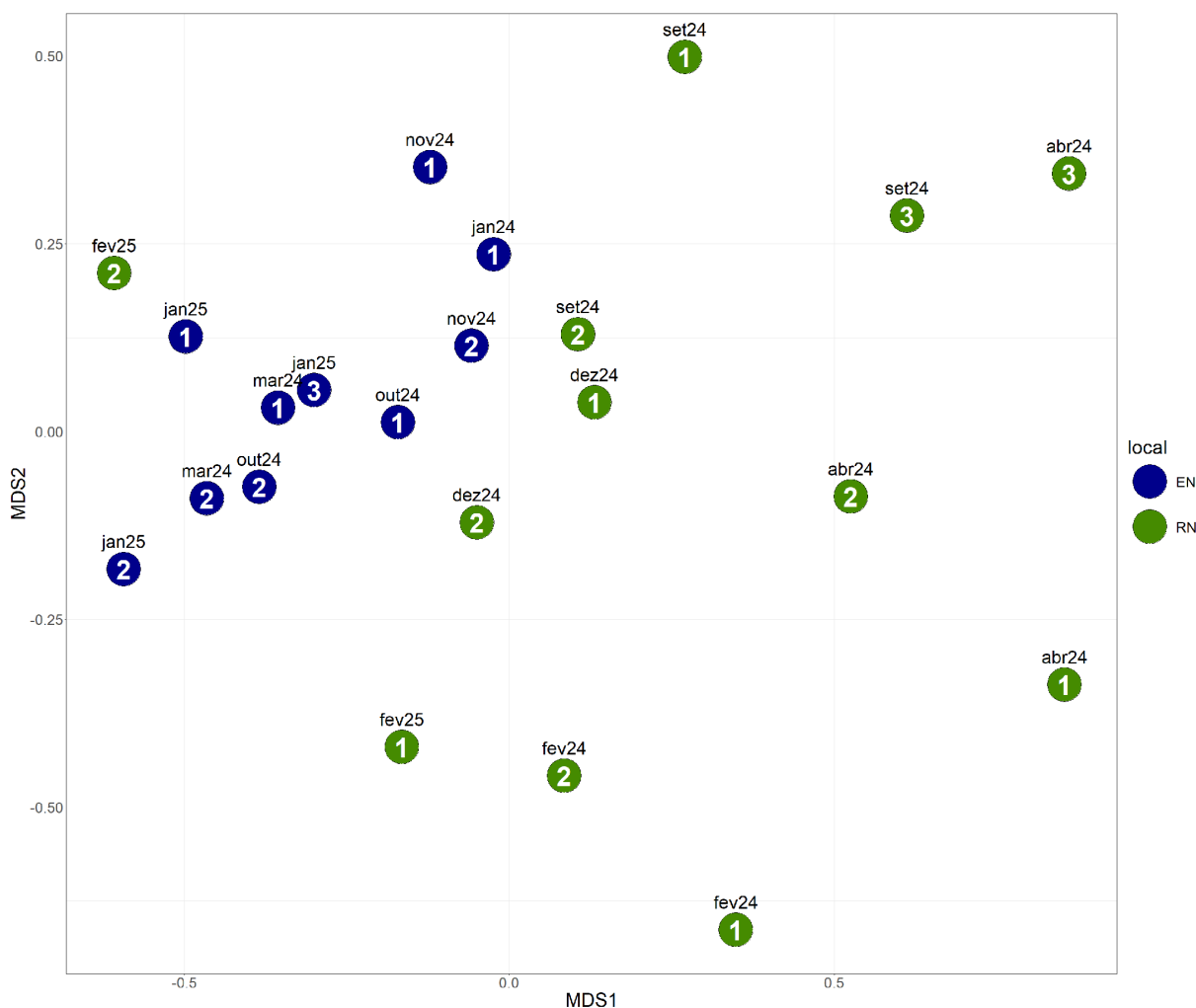
Tabela II - Abundância total (AT), abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) dos táxons registrados no Rancho Norte e na Baía do Engenho

Taxa	Rancho Norte			Baía do Engenho		
	AT (ind.m ⁻³)	AR (%)	FO (%)	AT (ind.m ⁻³)	AR (%)	FO (%)
Cnidaria						
Siphonophorae	5,29	0,58	67	6,74	0,33	50
Hidromedusa	17,67	1,93	25	1,20	0,06	20
Hidrozoa	0,00	0,00	0	2,16	0,10	20
Anthozoa						
Larva de <i>Tubastrea coccinea</i>	1,56	0,17	50	2,14	0,10	90
Chaetognatha	7,84	0,86	83	11,50	0,55	90
Nematoda	0,71	0,08	17	0,00	0,00	0
Mollusca						
Bivalvia	12,00	1,31	58	7,28	0,35	30
Gastropoda (larva)	2,83	0,31	33	2,66	0,13	10
Annelida						
Polychaeta	0,28	0,03	17	4,14	0,20	40
Crustacea						
Copepoda	182,12	19,87	100	281,00	13,56	100
Cladocera						
<i>Evadne</i>	1,83	0,20	25	31,78	1,53	40
<i>Penillia avirostris</i>	480,92	52,47	83	1504,96	72,62	100
Ostracoda	14,13	1,54	83	19,91	0,96	80
Cumacea	6,25	0,68	33	18,40	0,89	60
Mysidacea	1,36	0,15	33	10,71	0,52	50
Tanaidacea	2,09	0,23	17	1,35	0,07	50
Isopoda	18,50	2,02	25	2,84	0,14	40
Amphipoda						
Gammaridae	49,17	5,36	100	53,38	2,60	100
Caprella	7,07	0,77	92	14,54	0,70	100
Euphausiacea	20,41	2,23	33	2,93	0,14	30
Decapoda						
Luciferidae	1,32	0,14	8	0,00	0,00	0
Porcellanidae	0,17	0,02	17	2,05	0,10	30
Zoe Brachyura	41,95	4,58	25	8,22	0,40	60
Larva Decapoda (outras larvas)	7,95	0,87	67	39,90	1,92	100
Cirripedia						
Larva de craca	4,62	0,50	25	4,35	0,21	40
Pycnogonida	0,45	0,05	58	0,83	0,04	30
Tunicata						
Salpida	3,28	0,36	58	6,30	0,30	30
Appendicularia	18,88	2,06	25	4,78	0,23	20
Teleostei						
Ovo de peixe	5,48	0,60	58	25,81	1,24	100
Larva de peixe	1,93	0,21	17	0,62	0,03	30
Total	918,09			2072,47		

Fonte: Elaboração própria.

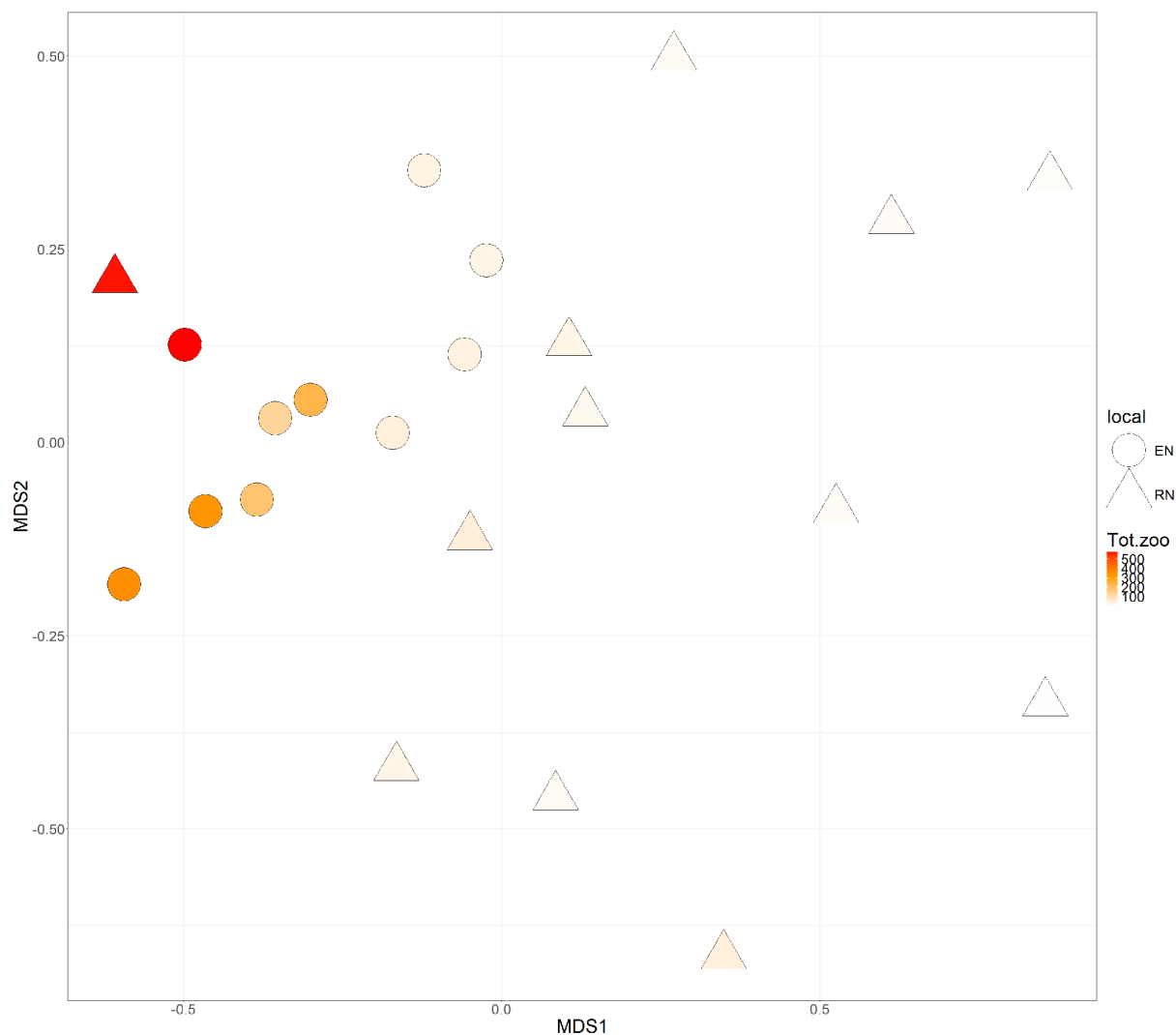
A análise de ordenação por MDS mostrou uma separação espacial das amostras coletadas no Rancho Norte e na Baía do Engenho. Como é possível identificar pela análise dos gráficos da Figura 23 e da Figura 24, na porção esquerda do gráfico, concentraram-se majoritariamente as amostras da Baía do Engenho (EN), com uma maior abundância, sendo que o agrupamento mais próximo das amostras indica uma similaridade entre as comunidades coletadas nos diferentes pontos do local. Do lado central e direito da ordenação, distribuíram-se a maior parte das amostras do Rancho Norte (RN), caracterizadas por menores abundâncias totais e maior dispersão espacial, indicando maior dissimilaridade entre as amostras.

Figura 23 - Diagrama da Análise de Ordenação MDS realizado com os táxons mais abundantes e frequentes das 22 amostras analisadas. Legenda: EN = Baía do Engenho; RN = Rancho Norte; 1, 2 e 3 = pontos de amostragem nos locais.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 24 - Diagrama da Análise de Ordenação MDS realizado com os táxons mais abundantes e frequentes das 22 amostras analisadas, em relação à abundância total. Legenda: Círculos = Baía do Engenho (EN); Triângulos = Rancho Norte (RN); Tot.zoo = abundância total de organismos.



Fonte: Elaboração própria.

Contudo, o ponto RN2 de fevereiro de 2025 apresentou um posicionamento diferente em relação às demais amostras do Rancho Norte, localizando-se na porção esquerda do diagrama de ordenação. Neste ponto foi registrado um pico de abundância, sobretudo de *Penilia avirostris*, semelhante aos altos valores de abundância registrados nos pontos da Baía do Engenho. Por outro lado, o distanciamento da amostra do ponto RN1 em fevereiro de 2024, isolada na parte inferior do diagrama, coincidiu com o pico de larvas de zoés de braquiúra nesta amostra - registro atípico em relação aos demais pontos.

No MDS, o ponto RN1 de setembro de 2024 posicionou-se isolado na porção superior da ordenação, enquanto RN3 de abril de 2024 também ficou localizado mais à direita e acima no gráfico. Ambos os pontos não registraram ocorrência de *Penilia avirostris*. Já o ponto RN1 de abril de 2024, que apresentou a menor concentração total de organismos entre as amostras do Rancho Norte, ficou isolado à direita e abaixo na ordenação. Apesar das diferenças na abundância, a PERMANOVA indicou ausência de diferença significativa entre o Rancho Norte e a Baía do Engenho com base, tanto na abundância, quanto na composição taxonômica entre os locais ($F = 2,61$ e $p = 0,059$).

4. DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo sugerem que, embora a Baía do Engenho tenha apresentado abundâncias significativamente maiores que o Rancho Norte, as duas áreas mantiveram uma composição taxonômica semelhante. A ausência de diferenças significativas, com base tanto na abundância quanto na composição dos principais grupos taxonômicos, observada na análise multivariada (PERMANOVA), indica que os mesmos grupos ocorreram em ambos os locais, variando principalmente em termos de densidade. Algumas diferenças estruturais entre os locais podem ter influenciado os padrões de abundância observados.

Nos pontos do Rancho Norte, os amostradores foram instalados em agregações mais densas de coral-sol, enquanto na Baía do Engenho as colônias apresentavam distribuição mais espaçada, intercalando o espaço rochoso com a comunidade bentônica nativa. Considerando que agregações mais densas podem reduzir a heterogeneidade espacial das comunidades nos costões rochosos, é possível que esse fator esteja relacionado às menores abundâncias registradas no Rancho Norte.

Um estudo realizado em Búzios, com foco na fauna epibêntica associada ao coral-sol, demonstrou que áreas dominadas por *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea tagusensis* apresentaram redução da diversidade de organismos incrustantes nativos e modificações significativas na estrutura da comunidade de invertebrados móveis, indicando que ambientes com maior cobertura de coral-sol apresentam uma queda de abundância na comunidade (Silva *et al.*, 2019). De forma semelhante, estudos avaliando diferentes níveis de cobertura de *Tubastraea* spp., observaram alterações na composição das assembleias bentônicas associadas, atribuídas principalmente à redução da heterogeneidade estrutural do substrato (Brahim *et al.*, 2025).

Segundo os autores, a substituição de organismos incrustantes nativos - como esponjas, ascídias, briozoários e octocorais -, por colônias de coral-sol pode alterar a disponibilidade de abrigo, proteção contra predadores e recursos alimentares para a fauna associada. Essas modificações podem também influenciar diretamente organismos meroplanctônicos, que dependem desses substratos durante as fases juvenil e adulta de seus ciclos de vida, seja para reprodução, assentamento ou abrigo. Tanto no Rancho Norte como na Baía do Engenho, foram

observadas poucas larvas meroplânctônicas, como as de Cirripedia, Gastropoda e Bivalvia.

A Baía do Engenho concentrou as maiores densidades de zooplâncton demersal, enquanto o Rancho Norte apresentou menores abundâncias e maior heterogeneidade entre as amostras. Ainda assim, a composição taxonômica geral manteve-se semelhante entre as áreas, com domínio de cladóceros e copépodes, especialmente *Penilia avirostris*, espécie associada aos principais picos de abundância registrados. Também se destacaram organismos de hábito bento-planctônico, como Gammaridae e *Caprella* spp., que ocorreram com alta frequência nas duas regiões, embora em menor proporção em relação aos grupos zooplanctônicos dominantes.

Estudos realizados anteriormente na Ilha do Arvoredo demonstram um padrão taxonômico distinto do observado no presente estudo. Dados obtidos no relatório técnico-científico do projeto MAArE indicaram que, além dos copépodes, os grupos mais representativos da comunidade zooplanctônica demersal foram larvas de Cirripedia, larvas de Bivalvia, larvas de Gastropoda, protozoários, larvas de Brachyura, outras larvas de Decapoda e ovos e larvas de peixes (MAArE, 2017). No presente estudo, alguns grupos também apresentaram elevada representatividade em comum com o relatório do projeto MAArE, como larvas de Decapoda e ovos de peixes. Entretanto, foram observadas diferenças na estrutura taxonômica da comunidade, especialmente pela elevada frequência de ocorrência de Cladocera, Chaetognatha, Amphipoda e Ostracoda, grupos que não apresentaram destaque no relatório.

A dominância de Copepoda é frequentemente mencionada tanto para trabalhos da coluna de água (Björnberg, 1981; Neumann-Leitão, 1995), quanto para o zooplâncton demersal (Melo *et al.*, 2010; Figueirêdo, 2018). No trabalho realizado no Banco de Abrolhos (Figueirêdo, 2018), copépodes representaram os maiores valores de abundância relativa tanto em recifes coralíneos quanto em fundos arenosos, alcançando entre 67% e 92,4% da comunidade. De forma semelhante, Aguiar (2010) aponta nas ilhas de Santa Catarina uma alta dominância de copépodes, somando mais de 95% da abundância relativa do zooplâncton, ainda em período anterior à invasão de *Tubastraea coccinea* na REBIO Arvoredo. Em contraste, no presente estudo os copépodes geralmente não ultrapassaram 20% da abundância relativa nos locais amostrados, evidenciando uma estrutura distinta

daquela normalmente descrita para ambientes costeiros brasileiros. Diferenças expressivas também foram observadas em relação aos valores de densidade de copépodes registrados pelo projeto MAArE, no qual as densidades variaram entre 260 e 2.420 ind.m⁻³ em coletas realizadas com *scooter* subaquático - e entre 260 e 6.990 ind.m⁻³ em amostragens realizadas com mergulhador. Já no presente estudo, as densidades registradas de copépodes variaram de 0,95 a 101,73 ind.m⁻³ no Rancho Norte e 7,34 a 62,84 ind.m⁻³ na Baía do Engenho.

Os valores de abundância total da comunidade zooplanctônica registrados neste estudo também diferiram daqueles observados em levantamentos anteriores realizados na região. Dados do relatório do MAArE demonstraram valores de até 7.196 ind.m⁻³ na Baía do Farol (região sul da Ilha do Arvoredo) no verão de 2015, superando a densidade total máxima registrada no presente estudo, de 2.991,98 ind.m⁻³, considerando todas as campanhas e locais de amostragem. Essas diferenças podem refletir alterações na composição e dominância relativa da comunidade zooplanctônica demersal da Ilha do Arvoredo, considerando a diferença no período de estabelecimento do coral-sol na região. Embora a espécie tenha sido registrada na Ilha do Arvoredo em 2012, os dados do projeto MAArE referem-se a um período relativamente inicial da invasão (2013-2017), enquanto o presente estudo foi realizado entre 2024 e 2025, após mais de uma década de estabelecimento do coral-sol na área.

Pesquisas em diferentes regiões da costa brasileira também demonstraram padrões taxonômicos distintos daqueles observados no presente estudo, especialmente quanto à dominância dos principais grupos zooplanctônicos. Em um estudo realizado na APA de Tamandaré, em Pernambuco (Melo *et al.*, 2010), foram identificados com elevadas frequências de ocorrência Cumacea (94%), Amphipoda (91%), Ostracoda (91%) e Mysidacea (88%). No presente estudo, esses mesmos grupos apresentaram diferenças nas frequências de ocorrência dos locais de coleta: com Cumacea registrando 33% no Rancho Norte e 60% no Engenho; Ostracoda com 83% no Rancho Norte e 80% no Engenho; e Mysidacea com 33% no Rancho Norte e 50% no Engenho. Apesar disso, Gammaridae e *Caprella* spp. ocorreram em 100% em ambos os locais, apresentando menor impacto negativo em comparação a outros crustáceos, sugerindo que o coral-sol possa atuar como *habitat* alternativo para esse grupo (Silva *et al.*, 2019).

Além disso, a maioria dos trabalhos realizados na costa brasileira não destacou a presença de cladóceros, enquanto, no atual trabalho, a espécie *Penilia avirostris* apresentou elevada representatividade, atingindo mais de 50% da abundância relativa em determinadas amostras. Entre os estudos consultados, esse grupo foi mencionado apenas em Aguiar (2010), porém com baixa representatividade, não ultrapassando 10% da abundância nos locais amostrados.

Penilia avirostris é uma espécie nativa amplamente distribuída em ambientes costeiros tropicais e subtropicais, com registros ao longo da costa brasileira desde o Rio Grande do Sul até o Rio de Janeiro (Smithsonian Environmental Research Center, 2026). A elevada representatividade dessa espécie pode estar relacionada às condições ambientais registradas durante o período amostral. Um estudo em coluna d'água, realizado na Baía de Guanabara, demonstrou que as maiores densidades de *P. avirostris* ocorreram associadas aos maiores valores de salinidade registrados no estudo, atingindo aproximadamente 35,5. Os autores observaram ainda que a distribuição espacial da espécie acompanhou esse gradiente, com maiores densidades em águas mais salinas, sugerindo que menores salinidades atuam como fator limitante para sua ocorrência (Marazzo; Valentin, 2001). No presente estudo, os valores de salinidade variaram entre 34 e 36, indicando condições ambientais favoráveis ao estabelecimento e desenvolvimento da espécie, o que pode ter contribuído para a elevada representatividade observada nas amostras analisadas.

A comparação entre estudos envolvendo zooplâncton demersal é limitada pela ausência de padronização metodológica nas estratégias de amostragem. Diferentemente do zooplâncton de superfície, cujas coletas são frequentemente realizadas por meio de arrastos com redes de plâncton associados ao uso de fluxômetros, permitindo estimativas do volume de água filtrado e maior comparabilidade entre estudos: as amostragens de zooplâncton demersal apresentam elevada heterogeneidade metodológica. Os trabalhos disponíveis utilizam diferentes tipos de armadilhas, incluindo armadilhas fixas ou suspensas, com ou sem utilização de fonte luminosa, além de variações relacionadas ao tempo de exposição, profundidade de instalação, período de coleta e forma de padronização das abundâncias (Melo *et al.*, 2010; Figueiredo, 2018; Alldredge; King, 1980; MAArE, 2017).

Na grande maioria dos estudos não há utilização de fluxômetros, dificultando ou impossibilitando a estimativa do volume amostrado e, consequentemente, o cálculo da abundância em ind.m⁻³, como realizado no presente estudo. Dessa forma, comparações quantitativas entre diferentes trabalhos tornam-se limitadas. Além disso, este foi o primeiro projeto de pesquisa de investigação de plâncton demersal com o uso de um amostrador fixo equipado com um sistema de sucção por hélice, que promoveu a entrada de grande quantidade de detritos, ou partículas “não vivas”. Tendo isso em vista, a análise em microscópio estereoscópico mostrou-se mais eficiente e adequada para o processamento desse tipo de material, permitindo maior agilidade na separação e identificação dos organismos em meio ao excesso de detritos.

Por fim, os menores valores de abundância da comunidade zooplânctônica demersal observados nas áreas com maior presença de *Tubastraea coccinea* indicam a existência de possíveis efeitos negativos da espécie invasora na comunidade zooplânctônica demersal. Embora os mecanismos responsáveis por esse padrão não tenham sido diretamente avaliados neste estudo, os resultados obtidos permitem levantar hipóteses relevantes para pesquisas futuras. Entre elas, destaca-se a possibilidade de predação do zooplâncton demersal pelo coral-sol durante o período noturno, hipótese sustentada pelos achados de Silva (2024), que identificou preferência alimentar de *Tubastraea* spp. por crustáceos, especialmente copépodes. Além disso, é possível que organismos do zooplâncton demersal evitem áreas dominadas pela espécie invasora em decorrência de alterações estruturais, químicas ou ecológicas do habitat. Assim, os padrões observados reforçam a necessidade de estudos complementares que permitam esclarecer os mecanismos envolvidos e aprofundar a compreensão dos impactos ecológicos associados à invasão por coral-sol.

5. CONCLUSÃO

Este estudo é um dos pioneiros na busca da caracterização da comunidade zooplanctônica demersal associada a áreas invadidas por *Tubastraea coccinea*. Os resultados demonstraram que, apesar da similaridade taxonômica entre Rancho Norte e Baía do Engenho, ocorreram diferenças importantes na estrutura da comunidade, relacionadas principalmente à abundância dos organismos e à ausência da dominância de copépodes, quando comparado a outros estudos. Essas diferenças sugerem uma possível alteração na estrutura da comunidade ao longo do processo de estabelecimento e expansão do coral-sol na REBIO Arvoredo. Para trabalhos futuros, sugere-se a realização de amostragens concomitantes de plâncton demersal em áreas de costão rochoso com e sem a presença de coral-sol, na mesma região. O presente trabalho estabelece uma importante base ecológica e metodológica para futuras pesquisas, além de contribuir para a compreensão dos possíveis impactos da invasão de *Tubastraea coccinea* sobre diferentes componentes do ecossistema marinho.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, M. M. **Ecologia das larvas de Decapoda e ictioplâncton das ilhas de Santa Catarina**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas). Universidade Federal de Santa Catarina: Florianópolis, 2010.
- ALLDREDGE, A. L.; KING, J. M. The distance demersal zooplankton migrate above the benthos: implications for predation. **Marine Biology**, [s. l.], v. 84, p. 253-260, 1985.
- ALPINE, A. E.; CLOERN, J. E. Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. **Limnology and oceanography**, [s. l.], v. 37, n. 5, p. 946-955, 1992.
- BARBOSA, A. *et al.* Invasive sun corals and warming pose independent threats to the brain coral *Mussismilia hispida* in the Southwestern Atlantic. **Marine Ecology Progress Series**, Alemanha, v. 629, p. 43-54, 2019.
- BJÖRNBERG, T. S. Copepoda. In: BOLTOVSKOY, D. (ed.). **Atlas del zooplancton del Atlántico sudoccidental y métodos de trabalho com o zooplancton marino**. Mar del Plata: INIDEP, 1981. p. 587-679.
- BLACKBURN, T. M. *et al.* A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, Cell Press: Estados Unidos da América, v. 26, n. 7, p. 333–339, 2011.
- BONECKER, A.C.T; BONECKER, S.L.C.; BASSANI, C. Plâncton Marinho. In: **Biologia Marinha**. 2. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2009. p. 213-239.
- BORDIN, L.H.; MACHADO, E.D.C.; CARVALHO, M.; FREIRE, A.S.; FONSECA, A.L. Nutrient and carbon dynamics under the water mass seasonality on the continental shelf at the South Brazil Bight. **Journal of Marine Systems**, Netherlands, v. 189, p. 22-35, 2019.
- BOTTERELL, Z.L.; LINDEQUE, P.K.; THOMPSON, R.C.; BEAUMONT, N.J. An assessment of the ecosystem services of marine zooplankton and the key threats to their provision. **Ecosystem Services**, [s. l.], v. 63, p. 101542, 2023.
- BRAHIM, S.; JOHNSON, R.; NEVES, E. G. Malacofauna diversity in artificial environments with sun coral in the Todos-os-Santos Bay (Bahia, Brazil). **Cambridge University Press**, Reino Unido, 2025.
- CAPEL, K. C. C. **Scleractinia (Cnidaria: Anthozoa) da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (SC), com ênfase na estrutura espaço-temporal da formação mais meridional de corais recifais no Oceano Atlântico**. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Universidade Federal de Santa Catarina: Florianópolis, 2012.
- CASTELLO, J.P.; KRUG, L.C. **Introdução às Ciências do Mar**. 1. ed. Editora Textos: Pelotas, 2017.

CASTRO, C.B.; PIRES, D.O. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. **Bulletin of Marine Science**, Miami, v. 69, n. 2, p. 357-371, 2001.

CONNELL, J.H. et al. A long-term study of competition and diversity of corals. **Ecological Monographs**, Nova Jersey, v. 74, n. 2, p. 179-210, 2004.

CREED, J. C. Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil. **Coral Reefs**, [s. l.], v. 25, p. 350, 2006.

CREED, J.C.; DE PAULA, A.F. Substratum preference during recruitment of two invasive alien corals onto shallow-subtidal tropical rocky shores. **Marine Ecology Progress Series**, Alemanha, v. 330, p. 101-111, 2007.

CRIVELLARO, M.S. et al. A tool for a race against time: Dispersal simulations to support ongoing monitoring program of the invasive coral *Tubastraea coccinea*. **Marine Pollution Bulletin**, Reino Unido, v. 185, p. 114354, 2022.

CRIVELLARO, M.S. et al. Fighting on the edge: reproductive effort and population structure of the invasive coral *Tubastraea coccinea* in its southern Atlantic limit of distribution following control activities. **Biological Invasions**, Alemanha, v. 23, n. 3, p. 811-823, 2021.

D'ALELIO, D.; MAZZOCCHI, M.G.; MONTRESOR, M.; SARNO, D.; ZINGONE, A.; DI CAPUA, FRANZÈ, G.; MARGIOTTA, F.; SAGGIOMO, V.; RIBERA D'ALCALÀ, M. The green–blue swing: plasticity of plankton food-webs in response to coastal oceanographic dynamics. **Marine Ecology**, Alemanha, v. 36, n. 4, p. 1155-1170, 2015.

DE PAULA, A. F.; CREED, J. C. Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Paulo, v. 65, p. 661-673, 2005.

DE PAULA, A. F.; DE OLIVEIRA PIRES, D.; CREED, J. C. Reproductive strategies of two invasive sun corals (*Tubastraea* spp.) in the southwestern Atlantic. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, Reino Unido, v. 94, n. 3, p. 481-492, 2014.

ESSL, F. et al. Which taxa are alien? Criteria, applications, and uncertainties. **BioScience**, Inglaterra, v. 68, n. 7, p. 496-509, 2018.

FERRARIO, J. et al. Role of commercial harbours and recreational marinas in the spread of non-indigenous fouling species. **Biofouling**, Reino Unido, v. 33, n. 8, p. 651-660, 2017.

FIGUEIRÊDO, L. G. P. **Estrutura, produtividade e fluxo de biomassa da comunidade zooplancônica pelágica e demersal do Banco de Abrolhos**. Tese de Doutorado em Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco: Recife, 2018.

FREIRE, A. S.; SEGAL, B.; LINDNER, A.; KRAJEVSKI, J. P.; SOLDATELI, M. O ambiente oceanográfico. In: SEGAL, B.; FREIRE, A. S.; LINDNER, A.; KRAJEVSKI, J. P.; SOLDATELI, M. (Org.). **Monitoramento da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo e Entorno (MAArE)**. Universidade Federal de Santa Catarina: Florianópolis, 2017. p. 159–200.

GLYNN, P.W. *et al.* Reproductive ecology of the azooxanthellate coral *Tubastraea coccinea* in the Equatorial Eastern Pacific: Part V. Dendrophylliidae. **Marine Biology**, [s.l.], v. 153, n. 4, p. 529-544, 2008.

GORSKY, G. *et al.* Digital zooplankton image analysis using the ZooScan integrated system. **Journal of plankton research**, Inglaterra, v. 32, n. 3, p. 285-303, 2010.

IRISSON, J. *et al.* EcoTaxa: a tool to support the taxonomic classification of large datasets through supervised machine learning. In: **SFEcologie 2022**. 2022.

JALABERT, L.; ELINEAU, A.; BRANDÃO, M.; PICHERAL, M. **ZooScan-Zooprocess user manual and procedures at the Quantitative Imaging Platform of Villefranche-sur-Mer (PIQv)**. Versão 1.2. Zenodo, 2024. Disponível em <https://zenodo.org/records/13949803>. Acesso em 26 de junho de 2026.

LAGES, B. G. *et al.* Change in tropical rocky shore communities due to an alien coral invasion. **Marine Ecology Progress Series**, Alemanha, v. 438, p. 85-96, 2011.

LONGHURST, A.R.; PAULY, D. 2007. **Ecologia dos Oceanos Tropicais**. EDUSP: São Paulo, 2007.

LUZ, B.L.P. *et al.* A polyp from nothing: The extreme regeneration capacity of the Atlantic invasive sun corals *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* (Anthozoa, Scleractinia). **Journal of experimental marine biology and ecology**, Amsterdam, v. 503, p. 60-65, 2018.

MARAZZO, A.; VALENTIN, J. L. Spatial and temporal variations of *Penilia avirostris* and *Evadne tergestina* (Crustacea, Branchiopoda) in a tropical bay, Brazil. **Hydrobiologia**, Alemanha, v. 445, p. 133–139, 2001.

MCQUEEN, D.J. *et al.* Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. **Ecological monographs**, [s.l.], v. 59, n. 3, p. 289-309, 1989.

MELO, P. A. M. C. *et al.* Demersal zooplankton communities from tropical habitats in the southwestern Atlantic. **Marine Biology Research**, Reino Unido, v. 6, n. 6, p. 530-541, 2010.

MENEZES, B.S. *et al.* How is copepod functional diversity shaped by 2015-2016: El Niño and seasonal water masses in a coastal ecosystem of Southwest Atlantic?. **Ocean and Coastal Research**, São Paulo, v. 72 (Suppl. 1), p. e24006, 2024. Disponível em <https://revistas.usp.br/ocr/article/view/224945>. Acesso em 25 jun. 2026.

MIRANDA, R. J. *et al.* Do invasive corals alter coral reef processes? An empirical approach evaluating reef fish trophic interactions. **Marine Environmental Research**, Reino Unido, v. 138, p. 19-27, 2018.

MIRANDA, L.B. Forma da correlação TS de massas de água das regiões costeira e oceânica entre o Cabo de São Tomé (RJ) e a Ilha de São Sebastião (SP), Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v. 33, p. 105-119, 1985

MIRANDA, R.J.; CRUZ, I. CS; BARROS, F. Effects of the alien coral *Tubastraea tagusensis* on native coral assemblages in a southwestern Atlantic coral reef. **Marine biology**, [s.l.], v. 163, n. 3, p. 45, 2016.

MIZRAHI, D.; NAVARRETE, Sergio A.; FLORES, A. AV. Groups travel further: pelagic metamorphosis and polyp clustering allow higher dispersal potential in sun coral propagules. **Coral Reefs**, Alemanha, v. 33, n. 2, p. 443-448, 2014.

MMA/IBAMA. Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, Encarte 1 - Contextualização da UC. Ministério do meio-ambiente: Brasília, 2004.

MÖLLER JR, O. O.; PIOLA, A.R.; FREITAS, A.C.; CAMPOS, E.J.D. The effects of river discharge and seasonal winds on the shelf off southeastern South America. **Continental Shelf Research**, [s.l.], v. 28, n. 13, p. 1607-1624, 2008.

NEUMANN-LEITÃO, S. Resenha Literária Sobre Zooplâncton Estuarino no Brasil. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, Recife, v. 23, p. 25-53, 1995.

OLIVEIRA, M.L.S. *et al.* **Variação temporal de copépodes e Coscinodiscus spp. na Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (SC) associada à variabilidade meteoceanográfica**. 2025. Dissertação de Mestrado em Oceanografia. Universidade Federal de Santa Catarina: Florianópolis, 2025.

PICHERAL, M.; COLIN, S.; IRISSON, J. **EcoTaxa, a tool for the taxonomic classification of images**. Zenodo: [s.l.], 2017. Disponível em <https://zenodo.org/records/15482365>. Acesso em 26 de junho de 2026.

PIOLA, A.R., MATANO, R.P., PALMA, E.D., MÖLLER JR, O.O.; CAMPOS, E.J. The influence of the Plata River discharge on the western South Atlantic shelf. **Geophysical Research Letters**, Alemanha, v. 32, n. 1, 2005.

PRECHT, W.F. *et al.* The invasive coral *Tubastraea coccinea* (Lesson, 1829): implications for natural habitats in the Gulf of Mexico and the Florida Keys. **Gulf of Mexico Science**, Mexico, v. 32, n. 1, p. 5, 2014.

RATNARAJAH, L. *et al.* Monitoring and modelling marine zooplankton in a changing climate. **Nature Communications**, [s.l.], v. 14, n. 1, p. 564, 2023.

RAUCCI, Victoria Rus Peres. **O vilão dos costões rochosos no Atlântico Sul: como o coral-sol (*Tubastraea coccinea* Lesson, 1830) se relaciona com as formações do substrato rochoso nas ilhas da costa catarinense?** Trabalho de

Conclusão de Curso de Bacharelado em Oceanografia. Universidade Federal de Santa Catarina: Florianópolis, 2025.

RICHARDSON, D.M. et al. Invasive alien species and global change: a South African perspective. **Invasive species in a changing world**. Island Press, Washington, DC, p. 303-349, 2000.

RODRIGUES, R.R.; LORENZZETTI, J.A.A. 2001. Numerical study of the effects of bottom topography and coastline geometry on the Southeast Brazilian coastal upwelling. **Continental Shelf Research**, [s.l.], v. 21, n. 4, p. 371-394.

SANTOS, L. A. H. do; RIBEIRO, F. V.; CREED, J. C. Antagonism between invasive pest corals *Tubastraea* spp. and the native reef-builder *Mussismilia hispida* in the southwest Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Amsterdam, v. 449, p. 69–76, 2013.

SAMMARCO, P.W. et al. Success in competition for space in two invasive coral species in the western Atlantic—*Tubastraea micranthus* and *T. coccinea*. **PloS one**, Estados Unidos, v. 10, n. 12, p. e0144581, 2015.

SILVA, Kerollayne Karen de Lima. **Impacto da predação do coral-sol (*Tubastraea* spp.) sobre grupos de zooplâncton, utilizando organismos-modelo e nativos: um estudo comparativo**. Trabalho de Conclusão de Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas. Universidade Federal Rural de Pernambuco: Recife, 2024.

SILVA, R. et al. Sun coral invasion of shallow rocky reefs: effects on mobile invertebrate assemblages in Southeastern Brazil. **Biological Invasions**, [s.l.], v. 21, n. 4, p. 1339-1350, 2019.

SMITHSONIAN ENVIRONMENTAL RESEARCH CENTER. National Exotic Marine and Estuarine Species Information System (NEMESIS): *Penilia avirostris*. **Smithsonian**, Washington, DC, 2026. Disponível em https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/83836. Acesso em 19 maio 2026.

WALSH, J.R.; CARPENTER, S.R.; VANDER ZANDEN, M.J. Invasive species triggers a massive loss of ecosystem services through a trophic cascade. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, India, v. 113, n. 15, p. 4081-4085, 2016.

ANEXO A – Tabela Metodológica

Amostra	Método usado	Fração Identificada		Vol água filtrada (m3)	Total de organismos (ind.m ⁻³)
		D1	D2		
RN1 Fev 2024	ZooScan	2	64	90,53	51,14
RN1 Set 2024	ZooScan	1	16	49,91	19,68
RN2 Set 2024	ZooScan	16	128	106,13	34,18
RN2 Dez 2024	ZooScan	32	128	151,41	59,08
RN2 Fev 2025	ZooScan	16	256	15,57	627,17
RN3 Abr 2024	ZooScan	1	32	91,19	8,71
RN3 Set 2024	ZooScan	4	32	50,55	13,45
ENG1 Mar 2024	ZooScan	16	128	93,05	149,57
ENG1 Out 2024	ZooScan	16	128	125,9	53,54
ENG1 Nov 2024	ZooScan	8	128	96,34	50,07
ENG1 Jan 2025	ZooScan	64	256	83,85	595,44
RN1 Abr 2024	Lupa	2	8	100,89	5,21
RN1 Dez 2024	Lupa	8	128	93,15	23,29
RN1 Fev 2025	Lupa	4	32	98,09	37,72
RN2 Fev 2024	Lupa	2	16	99,77	22,15
RN2 Abr 2024	Lupa	4	64	101,19	16,31
ENG1 Jan 2024	Lupa	4	64	96,52	48,43
ENG2 Mar 2024	Lupa	4	64	93,51	340,32
ENG2 Nov 2024	Lupa	4	64	183,32	39,24
ENG2 Jan 2025	Lupa	2	128	141,47	356,63
ENG2 Out 2024	Lupa	2	32	57,12	198,57
ENG3 Jan 2025	Lupa	32	256	167,6	243,58

Fonte: Elaboração própria.