

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO AMBIENTES LITORÂNEOS E INSULARES
Mestrado em Ciências Ambientais

ELIEL CARDOSO ALVES

**MONITORAMENTO DE ESPÉCIES EXÓTICAS NO PORTO DE
PARANAGUÁ UTILIZANDO PLACAS DE RECRUTAMENTO**

Programa de Pós-Graduação
em Ambientes Litorâneos
e Insulares - UNESPAR

Paranaguá

2024

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO AMBIENTES LITORÂNEOS E INSULARES
Mestrado em Ciências Ambientais

ELIEL CARDOSO ALVES

**Monitoramento De Espécies Exóticas No Porto De Paranaguá
Utilizando Placas De Recrutamento**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambientes Litorâneos e Insulares – PALI – da Universidade Estadual do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Rafael Metri

Programa de Pós-Graduação
em Ambientes Litorâneos
e Insulares - UNESPAR

Paranaguá
2024

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Bibliotecas da UNESPAR e Núcleo de Tecnologia de Informação da UNESPAR, com Créditos para o ICMC/USP e dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Cardoso Alves, Eliel
MONITORAMENTO DE ESPÉCIES EXÓTICAS NO PORTO DE
PARANAGUÁ UTILIZANDO PLACAS DE RECRUTAMENTO / Eliel
Cardoso Alves. -- Paranaguá-PR, 2025.
125 f.

Orientador: Rafael Metri.
Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação
Mestrado Acadêmico em Ambientes Litorâneos e
Insulares) -- Universidade Estadual do Paraná, 2025.

1. Monitoramento. 2. Espécies exóticas. 3.
Espécies introduzidas. 4. Sucessão ecológica. 5.
Sazonalidade. I - Metri, Rafael (orient). II -
Título.

Elieel Cardoso Alves

MONITORAMENTO DE ESPÉCIES EXÓTICAS NO PORTO DE PARANAGUÁ UTILIZANDO PLACAS DE RECRUTAMENTO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambientes Litorâneos e Insulares – PALI – da Universidade Estadual do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.


Paranaguá, 19 de março de 2025.

Banca examinadora:


Dr. Rafael Metri (PALI – UNESPAR) - orientador

Dra. Ariane de Lima Bettim (UFSC)


Dr. Pablo Damian Borges Guilherme (UNESPAR)

Documento assinado digitalmente
 **RAFAEL METRI**
Data: 19/05/2025 09:15:57-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Ass: _____

Documento assinado digitalmente
 **Ariane Lima Bettim**
Data: 16/05/2025 17:49:20-0300
CPF: ***.520.642-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Ass: _____

Documento assinado digitalmente
 **PABLO DAMIAN BORGES GUILHERME**
Data: 19/05/2025 09:12:44-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Ass: _____

“São nossas escolhas que fazem de nós o que somos, e sempre podemos escolher aquilo que é certo.”

Peter Parker

AGRADECIMENTOS

Um agradecimento ao meu orientador Professor Dr. Rafael Metri pela paciência e dedicação em me ensinar a fazer ciência, em um mundo onde professores ainda não são tão valorizados quanto merecem, mas reconheço aqui seu esforço e trabalho em me conduzir por este caminho no meio acadêmico por durante cinco anos, principalmente em lidar com a minha pessoa ansiosa. Fica aqui o meu sincero obrigado!

À minha família, minha base emocional neste mundo e meus maiores apoiadores, devo muitíssimo a vocês.

À minha mãe, Eliane Cardoso, que sem palavras para descrever, é a pessoa que me serve de exemplo de resiliência, força, dedicação e amor. Eu te amo infinitamente.

Aos meus amigos, Aline Hermann, Karine Dias, Manuelle Rosa, Rosana Abe e Marco Garbeto, que me servem de apoio mais do que imaginam.

Aos meus doguinhos, Bela e Marley, por fazerem meus dias ficarem mais coloridos.

Aos laboratórios e docentes da Unespar de Paranaguá, por me ensinarem tantos aprendizados que levarei para a vida.

À Capes e à Fundação Araucária, pelas bolsas de pesquisa concedidas. Sem elas este trabalho não seria possível.

À Deus, por me dar a vida e a energia que preciso para viver.

RESUMO

Nos últimos anos, o Brasil tem experimentado um aumento significativo na presença de espécies exóticas, com mais de 500 espécies terrestres e aquáticas atualmente registradas. A maioria dessas espécies é encontrada em áreas antropizadas, como zonas portuárias, devido à introdução acidental via transporte marítimo. Este estudo, realizado no píer do TCP - Terminal de Contêineres de Paranaguá, teve como objetivo analisar a sucessão ecológica e a sazonalidade da macrofauna de fundos consolidados associada a substratos artificiais, utilizando placas de PVC instaladas em diferentes níveis de maré (supralitoral, mediolitoral e infralitoral). O programa de monitoramento, que durou quatro anos, envolveu a coleta das placas a cada três meses para analisar a fauna incrustante e vágil. O primeiro recorte temporal foi de 15 meses para analisar a sucessão ecológica, e o segundo foi de 2019 a 2023 para a sazonalidade. Um total de 160 táxons foram registrados nos quatro (4) anos de experimento, sendo 87 incrustantes e 73 vágéis. Os filos mais representados foram Arthropoda, Mollusca, Annelida e Bryozoa. Entre as espécies mais abundantes estavam *Amphibalanus amphitrite*, Gammaroidea n.i. e Caprellidae n.i., que apresentaram alta frequência de ocorrência, indicando uma distribuição espacial ampla. *Amphibalanus amphitrite* foi o táxon mais abundante ao longo do estudo, com 19.100 indivíduos, o que indica seu impacto invasivo na comunidade. Em relação aos padrões sazonais, espécies como *Podocoryna loyola* foram mais prevalentes no verão e no outono, já *Stragulum bicolor* mostrou grande presença durante meses específicos, incluindo fevereiro e agosto. Outras espécies exóticas, como *Amphibalanus reticulatus*, *Amphibalanus improvisus*, *Schizoporella errata* e *Perna viridis*, também tiveram presença relevante durante o estudo. Esses esforços de monitoramento fornecem percepções significativas sobre a dinâmica das comunidades, o impacto das espécies exóticas e o papel da sucessão ecológica nesses ambientes. O estudo destaca a importância do monitoramento contínuo e da gestão das espécies exóticas nesses ecossistemas críticos.

Palavras-chave: Exótico, Sucessão ecológica, Sazonalidade.

ABSTRACT

In recent years, Brazil has experienced a significant increase in the presence of exotic species, with more than 500 terrestrial and aquatic species currently recorded. Most of these species are found in anthropized areas, such as port zones, due to accidental introduction via maritime transport. This study, conducted at the pier of TCP – Paranaguá Container Terminal, aimed to analyze ecological succession and the seasonality of macrofauna on consolidated bottoms associated with artificial substrates, using PVC plates installed at different tidal levels (supralittoral, midlittoral, and infralittoral). The monitoring program, which lasted four years, involved collecting the plates every three months to analyze the encrusting and vagile fauna. The first time frame spanned 15 months to analyze ecological succession, and the second ranged from 2019 to 2023 to assess seasonality. A total of 160 taxa were recorded over the four years of the experiment, including 87 encrusting and 73 vagile taxa. The most represented phyla were Arthropoda, Mollusca, Annelida, and Bryozoa. Among the most abundant species were *Amphibalanus amphitrite*, Gammaroidea n.i., and Caprellidae n.i., which showed a high frequency of occurrence, indicating broad spatial distribution. *Amphibalanus amphitrite* was the most abundant taxon throughout the study, with 19,100 individuals, highlighting its invasive impact on the community. Regarding seasonal patterns, species such as *Podocoryna loyola* were more prevalent in summer and autumn, while *Stragulum bicolor* showed significant presence during specific months, including February and August. Other exotic species, such as *Amphibalanus reticulatus*, *Amphibalanus improvisus*, *Schizoporella errata*, and *Perna viridis*, also had a relevant presence during the study. These monitoring efforts provide significant insights into community dynamics, the impact of exotic species, and the role of ecological succession in these environments. The study highlights the importance of continuous monitoring and management of exotic species in these critical ecosystems.

Keywords: Exotic, Ecological succession, Seasonality.

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1. Datas de instalação e retirada das placas experimentais, tempos de submersão e número de placas analisadas por campanha.....24

Tabela 2. Composição taxonômica e características ecológicas da biota colonizadora das placas de recrutamento ao longo do estudo de sazonalidade, de 2019 a 2023. Espécies introduzidas estão destacadas em negrito.....31

Tabela 3. Espécies introduzidas e categorias de invasão de acordo com Blackburn et al. (2011).....36

Capítulo 2

Tabela 1. Datas de instalação e retirada das placas experimentais, tempos de submersão e número de placas analisadas por campanha.....118

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1 A) Acima estão as placas de PVC e abaixo as placas de metal. B) Ponto amostral no Píer TCP e a linha de placas do supralitoral exposta na primeira instalação. As linhas de médio e infralitoral estão submersas. 24

Figura 2. Filos mais representativos em número de táxons nos quatro anos de experimento do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento. 28

Figura 3. Frequência de ocorrência de táxons constantes (maior que 50% de ocorrência) do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento... 28

Figura 4. Frequência de ocorrência de táxons acessórios (entre 25% e 50% de ocorrência) do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	29
Figura 5. Frequência de ocorrência de táxons ocasionais (menor que 25% de ocorrência) do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento... ..	30
Figura 6. Frequência relativa dos principais táxons contados do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	31
Figura 7. A) Colônias de <i>Stragulum bicolor</i> (Fonte: Pérez et al., 2015). B) Manchas vermelhas de <i>Stragulum bicolor</i> em uma placa de PVC em março de 2022 (Fonte: Guilherme, 2022).....	38
Figura 8. Mapa de ocorrência global de <i>Stragulum bicolor</i> (Fonte: Gbif, 2024).....	39
Figura 9. Ocorrência de <i>Stragulum bicolor</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	40
Figura 10. A) Pólipos de <i>Podocoryna loyola</i> sobre placa de PVC. B) Pólipos parasitados por Pycnogonida (Fonte: Betim e Haddad, 2013).	41
Figura 11 Ocorrência de <i>Podocoryna loyola</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	43
Figura 12. A) Placa de supralitoral fortemente colonizada por <i>Amphibalanus amphitrite</i> e B) Indivíduos de <i>Amphibalanus amphitrite</i>	43
Figura 13. Mapa de ocorrência global de <i>Amphibalanus amphitrite</i> (Fonte: Gbif, 2024).	45
Figura 14. Ocorrência de <i>Amphibalanus amphitrite</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	46
Figura 15. Aspecto externo de <i>Amphibalanus eburneus</i> (Fonte: Smithsonian, 2024)... ..	46
Figura 16. Mapa de ocorrência global de <i>Amphibalanus eburneus</i> (Fonte: Gbif, 2024).	48
Figura 17. Ocorrência de <i>Amphibalanus eburneus</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	49
Figura 18. Aspecto externo de <i>Amphibalanus reticulatus</i> (Fonte: Smithsonian, 2024). ..	49
Figura 19. Mapa de ocorrência global de <i>Amphibalanus reticulatus</i> (Fonte: Gbif, 2024).	51

Figura 20. Ocorrência de <i>Amphibalanus reticulatus</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	52
Figura 21. Aspecto externo de <i>Striatobalanus amaryllis</i>	52
Figura 22. Mapa de ocorrência global de <i>Striatobalanus amaryllis</i> (Fonte: Gbif, 2024).	54
Figura 23. Ocorrência de <i>Striatobalanus amaryllis</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	55
Figura 24. A) <i>Sphaeroma walkeri</i> de Paranaguá, Paraná. B) <i>Sphaeroma walkeri</i> da marina Porto América, Espanha (Fonte: Martínez-Laiz et al., 2018).	55
Figura 25. Mapa de ocorrência global de <i>Sphaeroma walkeri</i> (Fonte: Gbif, 2024).	57
Figura 26. Ocorrência de <i>Sphaeroma walkeri</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	57
Figura 27. Aspecto externo de <i>Photis longicaudata</i> (Fonte: Flickr, 2019).	58
Figura 28. Mapa de ocorrência global de <i>Photis longicaudata</i> (Fonte: Gbif, 2024).	59
Figura 29. Ocorrência de <i>Photis longicaudata</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	60
Figura 30. A) Indivíduo de <i>Ophiothela mirabilis</i> (Fonte: Cifonauta, 2006). B) Vários indivíduos de <i>Ophiothela mirabilis</i> sobre gorgônia (Fonte: Cifonauta, 2005).	60
Figura 31. Mapa de ocorrência global de <i>Ophiothela mirabilis</i> (Fonte: Gbif, 2024).	62
Figura 32. Ocorrência de <i>Ophiothela mirabilis</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	63
Figura 33. A) Indivíduo de <i>Perna perna</i> (Fonte: Cifonauta, 2009) B) Conchas de <i>Perna perna</i> (Fonte: Cifonauta, 2009).	64
Figura 34. Mapa de ocorrência global de <i>Perna perna</i> (Fonte: Gbif, 2024).	65
Figura 35. Ocorrência de <i>Perna perna</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	66
Figura 36. A) <i>Perna viridis</i> incrustada em placa de PVC em maio de 2023 (Fonte: Guilherme, 2023). B) Concha de <i>Perna viridis</i> encontrada em uma praia da Ilha do Mel em 2024.	67
Figura 37. Mapa de ocorrência global de <i>Perna viridis</i> (Fonte: Gbif, 2024).	68
Figura 38. Ocorrência de <i>Perna viridis</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	69

Figura 39. A) Morfologia interna e externa de <i>Isognomon bicolor</i> (Fonte: Holmes et al., 2015). B) <i>Isognomon bicolor</i> sobre cracas (Fonte: Cifonauta, 2009).....	69
Figura 40. Mapa de ocorrência global de <i>Isognomon bicolor</i> (Fonte: Gbif, 2024).	71
Figura 41. Ocorrência de <i>Isognomon bicolor</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	72
Figura 42. Detalhes morfo-anatômicos de <i>Saccostrea cucullata</i> (Amaral et al., 2020). 72	
Figura 43. Mapa de ocorrência global de <i>Saccostrea cucullata</i> (Fonte: Gbif, 2024).	74
Figura 44. Ocorrência de <i>Saccostrea cucullata</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	74
Figura 45. A) e B) Cobertura de <i>Schizoporella errata</i> sobre placa de recrutamento (Fonte: Guilherme, 2020).....	75
Figura 46. Mapa de ocorrência global de <i>Schizoporella errata</i> (Fonte: Gbif, 2024).....	76
Figura 47. Ocorrência de <i>Schizoporella errata</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	77
Figura 48. Aspecto externo de <i>Hippoporina indica</i>	77
Figura 49. Mapa de ocorrência global de <i>Hippoporina indica</i> (Fonte: Gbif, 2024).....	79
Figura 50. Ocorrência de <i>Hippoporina indica</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	80
Figura 51. Aspecto externo de <i>Bugula neritina</i>	80
Figura 52. Mapa de ocorrência global de <i>Bugula neritina</i> (Fonte: Gbif, 2024).....	82
Figura 53. Ocorrência de <i>Bugula neritina</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	83
Figura 54. Aspecto externo de <i>Bugulina stolonifera</i>	83
Figura 55. Mapa de ocorrência global de <i>Bugulina stolonifera</i>	85
Figura 56. Ocorrência de <i>Bugulina stolonifera</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	86
Figura 57. Aspecto externo de <i>Sinoflustra annae</i>	86
Figura 58. Mapa de ocorrência global de <i>Sinoflustra annae</i> (Fonte: Gbif, 2024).....	88
Figura 59. Ocorrência de <i>Sinoflustra annae</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	89
Figura 60. Ascídia colonial <i>Clavelina oblonga</i> (Fonte: Cifonauta, 2010).....	89

Figura 61. Mapa de ocorrência global de <i>Clavelina oblonga</i> (Fonte: Gbif, 2024).	91
Figura 62. Ocorrência de <i>Clavelina oblonga</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	91
Figura 63. A) <i>Microcosmus exasperatus</i> sobre placa de PVC (2020). B) Indivíduos de <i>Microcosmus exasperatus</i> com coloração alaranjada e violeta (Fonte: Guilherme, 2020).	92
Figura 64. Mapa de ocorrência global de <i>Microcosmus exasperatus</i> (Fonte: Gbif, 2024).	93
Figura 65. Ocorrência de <i>Microcosmus exasperatus</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	94
Figura 66. A) e B) Aspecto superficial da colônia de <i>Sidneioides peregrinus</i> (Fonte: Kremer et al., 2011).....	95
Figura 67. Mapa de ocorrência global de <i>Sidneioides peregrinus</i> (Fonte: Gbif, 2024)..	96
Figura 68. Ocorrência de <i>Sidneioides peregrinus</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	97
Figura 69. Indivíduo de <i>Styela canopus</i> evidenciando seus dois sífões (Fonte: Smithsonian, 2024).	97
Figura 70. Mapa de ocorrência global de <i>Styela canopus</i> (Fonte: Gbif, 2024).	99
Figura 71. Ocorrência de <i>Styela canopus</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	100
Figura 72. Aspecto externo de <i>Styela plicata</i> (Fonte: Smithsonian, 2024).	100
Figura 73. Mapa de ocorrência global de <i>Styela plicata</i> (Fonte: Gbif, 2024).	102
Figura 74. Ocorrência de <i>Styela plicata</i> ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.	103

Capítulo 2

Figura 1A) Acima estão as placas de PVC e abaixo as placas de metal. B) Ponto amostral no Píer TCP e a linha de placas do supralitoral exposta na primeira instalação. As linhas de médio e infralitoral estão submersas.	118
--	-----

Figura 2. Riqueza de táxons registrados para cada filo da biota nas placas de recrutamento, entre 2019 e 2020, nas 5 amostragens trimestrais do experimento do estudo de sucessão ecológica.	121
Figura 3. Curva de rarefação de táxons para as amostras de 3 a 15 meses de submersão entre 2019 e 2020, nas 5 amostragens trimestrais do experimento do estudo de sucessão ecológica da comunidade incrustante de placas de recrutamento.....	122
Figura 4. Comparação da riqueza (diversidade gama) para cada categoria de táxons entre as 5 coletas do experimento de sucessão ecológica, considerando o total de táxons registrados, táxons sésseis e táxons vágeis (A), ou o total, táxons registrados pela presença.....	124
Figura 5. Abundância dos principais táxons das campanhas: A) 3 meses; B) 6 meses; C) 9 meses; D) 12 meses; e E) 15 meses, ambos do estudo de sucessão ecológica da comunidade incrustante de placas de recrutamento.	125
Figura 6. Riqueza de espécies durante os períodos submersos entre as 5 coletas do experimento de sucessão ecológica, considerando o total de táxons registrados.	126
Figura 7. A) Diagrama de Venn para amostras do supralitoral comparando a riqueza dos meses 3, 9 e 15 de recrutamento. B) Diagrama de Venn para amostras de infralitoral e médiolitoral comparando a riqueza dos meses 3, 9 e 15, ambos do estudo de sucessão ecológica	128
Figura 8. Análise nMDS (stress = 0,1836) para os três níveis de estratos ao longo dos 15 meses de sucessão com base na similaridade da composição das comunidades em cada amostra.....	129
Figura 9. Análise nMDS (stress = 0,1839) das amostras de supralitoral entre cada campanha amostral ao longo dos 15 meses de sucessão com base na similaridade da composição das comunidades em cada amostra.....	130
Figura 10 Análise nMDS (stress = 0,27) das amostras de médio e infralitoral entre cada campanha amostral ao longo dos 15 meses de sucessão com base na similaridade da composição das comunidades em cada amostra.....	130

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	7
RESUMO	8
ABSTRACT	9
LISTA DE TABELAS	10
LISTA DE FIGURAS	10
SUMÁRIO	16
Introdução Geral	17
Capítulo 1. Sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento	20
Resumo	20
Introdução	22
Materiais e Métodos	23
Resultados	27
Descrição das Espécies Introduzidas Registradas	35
Discussão	103
Referências Bibliográficas	106
Capítulo 2. Sucessão ecológica da comunidade incrustante e fauna associada de placas de recrutamento	114
Resumo	114
Introdução	116
Materiais e Métodos	117
Resultados	120
Discussão	131
Referências Bibliográficas	135
Anexos	125

Introdução Geral

A bioinvasão é o processo de chegada e eventual estabelecimento e expansão da distribuição de uma espécie em novo local onde anteriormente não ocorria, por intervenção humana. Isso pode ocorrer de maneira intencional ou acidental (Neves e Rocha, 2008) e essas espécies são chamadas de introduzidas, exóticas, alienígenas ou não-nativas (Blackburn et al., 2011). No ambiente marinho é bastante comum o transporte não intencional de espécies e um vetor bastante conhecido são os navios que circulam entre os portos do mundo, especialmente quando se trata da biota de substratos consolidados (Miranda, Almeida e Vieira, 2018). As larvas ou propágulos das espécies incrustantes ou de espécies vágeis associadas aos costões rochosos podem se fixar nos cascos dos navios em um porto e ao chegar em outra região estas espécies podem se reproduzir ou fragmentar colonizando a nova área (Rocha e Kremer, 2005). Por este motivo, em regiões portuárias são registradas muitas espécies exóticas que eventualmente podem dispersar para regiões próximas aumentando sua área de distribuição (Satheesh e Wesley, 2011). O estudo da biota em regiões portuárias torna-se, portanto, fundamental para monitorar e compreender o processo de bioinvasão, detectar novas invasões, identificar alterações nas biotas nativas, prever e prevenir impactos.

A problemática da bioinvasão marinha é bastante complexa e multidimensional, relacionada à perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, essenciais ao bem-estar humano (Shackleton et al., 2019). É ainda conectada com outros processos globais ou locais como as mudanças climáticas, sobre-exploração de recursos, poluição entre outros, chegando a impactos na saúde ou impactos econômicos importantes (Dechoum et al., 2024). Mas esta interdisciplinaridade de abordagens depende de boas avaliações da biodiversidade, do registro precoce e do monitoramento da biota exótica. Embora existam vários estudos recentes sobre espécies exóticas na região litorânea paranaense (Neves e Rocha, 2008), em especial na área estuarina, são normalmente estudos pontuais no tempo e sem o caráter de monitoramento, aspectos abordados no presente estudo, bem como a coletânea de informações sobre as espécies exóticas identificadas no contexto do litoral do Paraná. A partir destas informações será possível alimentar bases de dados estaduais e nacionais e pensar estratégias de mitigação e manejo, reduzindo riscos e impactos.

A presente dissertação utiliza dados de um programa pioneiro de monitoramento de espécies exóticas na região portuária de Paranaguá, utilizando placas trimestrais de recrutamento de espécies instaladas e retiradas de forma padronizada desde 2019. Para o estudo atual foram utilizados os dados trimestrais da composição e abundância da biota colonizadora das placas em diferentes estações do ano até 2023.

O trabalho está dividido em dois capítulos complementares, ambos com destaque para as espécies exóticas da macrofauna registradas, porém analisando a comunidade

total das amostras. O primeiro capítulo envolveu placas de recrutamento de fauna instaladas e retiradas trimestralmente na área portuária de Paranaguá, permitindo um detalhamento da sazonalidade da ocorrência das espécies incluindo uma descrição específica das principais características ecológicas relacionadas às espécies exóticas registradas. O segundo capítulo aborda a sucessão ecológica da macrofauna bentônica de fundos consolidados a partir de um experimento em que vários conjuntos de placas foram instaladas ao mesmo tempo, com retiradas trimestrais e duração máxima de 15 meses de submersão. Neste estudo foi possível identificar as espécies colonizadoras iniciais e as mudanças na comunidade ao longo do tempo por meio de descritores ecológicos e especialmente para avaliar a composição da fauna exótica ao longo do processo de sucessão.

Referências Bibliográficas

BLACKBURN, T. M., PYŠEK, P., BACHER, S., CARLTON, J. T., DUNCAN, R. P., JAROŠÍK, V., e RICHARDSON, D. M. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in ecology & evolution*, 26(7), 333-339, 2011.

DECHOUM, M. S., JUNQUEIRA, A. D. O. R., ORSI, M. L., ZILLER, S. R., PIVELLO, V. R., ZENNI, R. D., e GALHEIGO, F. A. Thematic assessment report on invasive alien species in Brazil: summary for policymakers. *Biota Neotropica*, 24, e20241645, 2024.

MIRANDA, A. A., ALMEIDA, A. C, VIEIRA, L. M. Non-native marine bryozoans (Bryozoa: Gymnolaemata) in Brazilian waters: Assessment, dispersal and impacts. *Marine Pollution Bulletin*, v. 130, p. 184-191, 2018.

NEVES, C. S., ROCHA, R. M. D. Introduced and cryptogenic species and their management in Paranaguá Bay, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51, 623-633, 2008.

ROCHA, R. M., KREMER, L. P. Ascídias introduzidas na Baía de Paranaguá, Paraná, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 22, p. 1170-1184, 2005.

SATHEESH, S., WESLEY, S. G. Influence of submersion season on the development of test panel biofouling communities in a tropical coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94(2), 155-163, 2011.

SHACKLETON, R. T., LARSON, B. M., NOVOA, A., RICHARDSON, D. M., & KULL, C. A. The human and social dimensions of invasion science and management. *Journal of Environmental Management*, 229, 1-9, 2019.

|

Capítulo 1. Sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento

Resumo

Nos últimos anos, o Brasil tem enfrentado um aumento significativo na presença de espécies exóticas, com mais de 500 espécies atualmente registradas. A maior parte dessas espécies se encontra em regiões antrópicas, como áreas portuárias, devido à introdução acidental através do transporte marítimo. A sazonalidade também influencia esse processo, com variações na taxa de recrutamento e crescimento dessas espécies ao longo do ano. O presente estudo realizado no píer do TCP - Terminal de Contêineres de Paranaguá investigou a composição da biota associada a substratos artificiais, utilizando placas de PVC instaladas em diferentes estratos de maré (supralitoral, mediolitoral e infralitoral). O monitoramento, que ocorreu durante quatro anos, envolveu a coleta dessas placas a cada três meses para análise da fauna incrustante. A biota foi classificada em espécies nativas, exóticas e introduzidas, utilizando critérios padronizados para definir o status de invasão, considerando aspectos como a capacidade de estabelecimento e reprodução local das espécies. Durante o estudo, foram registrados 160 táxons, sendo 87 incrustantes e 73 vágeis. Os filos mais representativos foram Arthropoda e Mollusca, seguidos por Annelida e Bryozoa. Entre as espécies mais abundantes, destacam-se *Amphibalanus amphitrite*, Gammaroidea n.i. e Caprellidae n.i. A análise de frequência de ocorrência revelou que algumas espécies, como Ostreidae n.i., Gammaroidea n.i., e Hydrozoa n.i. 1, apresentaram alta constância nas amostras, indicando sua ampla distribuição temporal. *Amphibalanus amphitrite*, com 19.100 indivíduos, foi o táxon mais abundante durante todo o experimento, demonstrando um possível impacto invasivo. A ocorrência de *Podocoryna loyola* foi associada ao verão e ao outono, já que apresenta três picos no mês de maio de 2020, 2022 e 2023, e nos meses de fevereiro de todos os anos. *Stragulum bicolor* teve presença massiva nas placas de recrutamento, com picos em fevereiro e agosto de 2020, fevereiro de 2022, e fevereiro e maio de 2023. Outras espécies exóticas, como *Amphibalanus reticulatus*, *Amphibalanus improvisus*, *Schizoporella errata* e *Perna viridis* também tiveram presença relevante durante o estudo.

Palavras chave: Monitoramento, Exótico, Macrofauna.

Abstract

In recent years, Brazil has faced a significant increase in the presence of exotic species, with more than 500 species currently recorded. Most of these species are found in anthropogenic regions, such as port areas, due to accidental introduction through maritime transport. Seasonality also influences this process, with variations in the recruitment and growth rates of these species throughout the year. The present study, conducted at the pier of TCP – Paranaguá Container Terminal, investigated the composition of biota associated with artificial substrates using PVC panels installed at different tidal strata (supralittoral, midlittoral, and infralittoral). The monitoring, which took place over four years, involved collecting these panels every three months to analyze the fouling fauna. The biota was classified into native, exotic, and introduced species, using standardized criteria to define invasion status, considering aspects such as the ability of the species to establish and reproduce locally. During the study, 160 taxa were recorded, with 87 fouling and 73 vagile species. The most representative phyla were Arthropoda and Mollusca, followed by Annelida and Bryozoa. Among the most abundant species were *Amphibalanus amphitrite*, *Gammaroidea* n.i., and *Caprellidae* n.i. The frequency of occurrence analysis revealed that some species, such as *Ostreidae* n.i., *Gammaroidea* n.i., and *Hydrozoa* n.i. 1, showed high consistency in the samples, indicating their broad temporal distribution. *Amphibalanus amphitrite*, with 19,100 individuals, was the most abundant taxon throughout the experiment, suggesting a possible invasive impact. The occurrence of *Podocoryna loyola* was associated with summer and autumn, showing three peaks in May 2020, 2022, and 2023, and in February of every year. *Stragulum bicolor* showed massive presence on the recruitment panels, with peaks in February and August 2020, February 2022, and February and May 2023. Other exotic species, such as *Amphibalanus reticulatus*, *Amphibalanus improvisus*, *Schizoporella errata*, and *Perna viridis* also had a relevant presence during the study.

Keywords: Monitoring, Exotic, Macrofauna.

Introdução

Há mais de 500 espécies exóticas no Brasil atualmente, e apesar de sua grande abundância em todos os ecossistemas brasileiros, a maior parte se concentra em regiões antrópicas (Dechoum et al., 2024). Em ecossistemas marinhos as estruturas artificiais de infraestruturas têm sido motivo de preocupação devido às introduções não-intencionais de espécies exóticas através do transporte marítimo e sua elevada dispersão e abundância nestas estruturas (Bumbeer e Rocha, 2016). Substratos artificiais são abundantes em áreas estuarinas em zonas portuárias, com grande presença e chegada de espécies exóticas, tornando o problema bastante intensificado nestas regiões (Altvater, Haddad e Coutinho, 2019).

A preocupação associada à presença de uma espécie não-nativa em um determinado local está diretamente relacionada a sua potencial capacidade de invasão. Fatores que indicam o potencial de invasão de uma espécie incluem sua elevada abundância, tolerância a uma ampla gama de condições ambientais e capacidade reprodutiva (Rocha e Primo, 2014). O sucesso da adaptação de determinadas espécies exóticas invasoras a novos ambientes pode ser atribuído a alguns fatores fisiológicos ou ecológicos. Isso inclui uma dieta alimentar generalista, facilidade na predação, a ausência de predadores naturais e uma alta taxa de crescimento populacional (Luiz et al., 2021). As espécies exóticas, quando encontram condições favoráveis de crescimento populacional, podem entrar em conflito com as espécies nativas e causar sérios problemas ecológicos e econômicos (Lopes e Villac, 2009).

São abundantes os estudos que evidenciaram que espécies exóticas têm capacidade de crescer de forma rápida e competir por espaço, na maioria das vezes em comunidades incrustantes com baixa diversidade, onde há menor presença de concorrentes por espaço (Stachowicz et al., 1999; Miranda, Almeida e Vieira, 2018; Lord, 2017). Bettim (2017) realizou um estudo com o hidrozoário exótico *Podocoryna loyola* na foz do Rio Itiberê no litoral do Paraná, e descreveu o sucesso no estabelecimento dessa espécie no que se refere a sua sazonalidade de recrutamento e ocorrência anual, além disso, observou que a comunidade incrustante tanto em substratos limpos como em substratos já ocupados por outros organismos não promove uma resistência a *P. loyola*. Mantelatto et al. (2016) descrevem a presença e o movimento do ofiúro epizóico introduzido *Ophiothela mirabilis* sobre vários tipos de organismos e sua ocorrência cada vez mais ampla no Atlântico Oeste, que o classificam como invasor. Outro exemplo de uma espécie com alta capacidade de reprodução e competição por espaço é o octocoral *Stragulum bicolor*, que ocorre na Baía de Paranaguá, onde foi encontrado em sobreposição com esponjas, cirripédios, bivalves e briozoários (Altvater, Haddad e Coutinho, 2019). O mexilhão *Mytilus galloprovincialis*, classificado como uma das 100 principais espécies invasoras do mundo (Lowe et al., 2000), pode ser encontrada em diferentes ambientes, já que sua dispersão é facilitada pelo transporte de estruturas

petrolíferas que se movem pelos oceanos, principalmente pela África do Sul, Austrália e Nova Zelândia (Gardner et al., 2016).

A ocorrência e recrutamento de muitas espécies exóticas pode exibir também grande influência da sazonalidade do ambiente. Ascídias coloniais, bivalves e antozoários podem ter a capacidade reprodutiva e a taxa de crescimento maiores durante o inverno e a primavera, com diminuição dessas atividades no verão do Mediterrâneo (Coma et al., 2000).

Calder (1990) estudou ciclos sazonais de atividade e inatividade em espécies de hidróides nos Estados Unidos e evidenciou ciclos anuais relacionados à temperatura para este grupo. Em um estudo realizado por Altvater (2009) com *P. loyola*, na Baía de Paranaguá, elevadas taxas de abundância e reprodução foram descritas durante períodos com temperaturas baixas. Na mesma região, Bettim (2017) observou que a temperatura alta propiciou o crescimento e recrutamento de *P. loyola*, além de uma competição por espaço com outros organismos.

A fauna incrustante e sua biota associada sofre, portanto, modificações constantes na sua composição em virtude das condicionantes bióticas e abióticas. Diversos processos como reprodução, recrutamento e crescimento ao longo do tempo, que refletem na abundância e riqueza da biota, estão sob influência de condições ambientais, promovendo variação sazonal (Coma et al., 2000). Assim, este estudo tem como objetivo analisar os padrões de sazonalidade de uma comunidade de invertebrados de substratos consolidados em uma região portuária na Baía de Paranaguá, enfocando as espécies exóticas presentes na comunidade. Essas informações permitirão avaliar o processo de bioinvasão por essa parcela da biota na região e embasar programas de monitoramento e gestão.

Materiais e Métodos

O TCP - Terminal de Contêineres de Paranaguá, maior operador portuário de contêineres do Paraná e um dos maiores do país, realiza uma série de programas de monitoramento ambiental como parte de seus processos de licenciamento. Entre eles existe o Programa de Monitoramento de Espécies Exóticas, que utiliza placas de recrutamento instaladas na área do píer de atracação desde agosto de 2019 para registrar a ocorrência de espécies do bentos de substratos consolidados com foco no registro de espécies exóticas. No início do monitoramento foram instaladas placas de PVC (Figura 1.A) fixadas com braçadeiras em varais entre as colunas do porto dispostas em três diferentes estratos em relação a maré: supralitoral – placas submersas apenas nas marés mais altas, ou recebendo apenas respingos de água nas marés altas de menor amplitude, mediolitoral – placas igualmente emersas e submersas a cada ciclo de maré, e infralitoral – placas permanentemente submersas (Figura 1.B). Com a instalação

das placas em agosto de 2019, a cada três (3) meses, três (3) placas em cada nível de maré foram coletadas pela equipe de consultoria ambiental que presta serviços a TCP - Terminal de Contêineres de Paranaguá (Tabela 1), acondicionadas em sacos plásticos com água do local para manter a biota viva, e levadas ao Laboratório de Ecologia e Conservação (LABEC) da Universidade Estadual do Paraná *campus* de Paranaguá para procedimentos de fotografia, fixação, triagem e análises da biota (o prof. Rafael Metri, orientador, é responsável técnico pelo Programa). Após a primeira amostragem, em novembro de 2019, as quatro seguintes envolveram placas com tempo de submersão acumulado, para experimento de sucessão ecológica (capítulo 2), por isso houve cuidado na interpretação de resultados desse período que soma recrutamento sazonal e sucessão.



Figura 1 A) Acima estão as placas de PVC e abaixo as placas de metal. B) Ponto amostral no Píer TCP e a linha de placas do supralitoral exposta na primeira instalação. As linhas de médio e infralitoral estão submersas. As imagens mostram placas de PVC e de ferro, essas últimas não utilizadas no presente estudo.

Tabela 1. Datas de instalação e retirada das placas experimentais, tempos de submersão e número de placas analisadas por campanha.

Data	Ação	Tempo aproximado de submersão (meses)	Placas instaladas	Placas recuperadas/analizadas
30/08/2019	Instalação	0	45	0
28/11/2019	retirada	3	0	9

04/03/2020	retirada	6	0	9
06/05/2020	retirada	9	0	9
20/08/2020	retirada e instalação	12	9	9
05/11/2020	retirada e instalação	15	9	6
05/11/2020	retirada e instalação	3	9	8
24/02/2021	retirada e instalação	3	9	9
26/05/2021	retirada e instalação	3	9	9
11/08/2021	retirada e instalação	3	9	7
24/11/2021	retirada e instalação	3	9	9
23/02/2022	retirada e instalação	3	9	9
19/05/2022	retirada e instalação	3	9	9
11/08/2022	retirada e instalação	3	9	9
17/11/2022	retirada e instalação	3	9	9
01/02/2023	retirada e instalação	3	9	9
26/04/2023	retirada e instalação	3	9	9
17/08/2023	retirada e instalação	3	9	6
09/11/2023	retirada e instalação	3	9	9

Procedimentos de laboratório

Inicialmente as placas foram retiradas do saco plástico e acomodadas em bandejas brancas para fotografia de ambos os lados da placa. Assim foram obtidas imagens do recobrimento total das placas e de detalhes dos organismos ainda vivos, que auxiliam na quantificação dos táxons e determinação das espécies, já que o processo de fixação pode alterar a coloração dos organismos e prejudicar a identificação em muitos casos. A avaliação geral do recobrimento pelos principais táxons foi realizada apenas

visualmente para auxiliar na descrição da comunidade. Posteriormente, as placas com os organismos foram colocadas novamente nos sacos e fixadas em formalina 10% com água do mar até o processo de triagem.

No momento de triagem cada placa foi lavada em água corrente sobre peneira com malha de 0,3 mm para garantir a retenção da macrofauna vágil e remover a formalina e sedimentos aderidos. O líquido fixador foi reutilizado quando possível, neutralizado e encaminhado para correto descarte. Em seguida a placa foi levada a um microscópio estereoscópio para identificação e quantificação da fauna incrustante. Subamostras de cada táxon foram recolhidas para posterior análise detalhada para determinação da espécie. Para identificação das espécies foram utilizadas bibliografias especializadas, como Lopes (2009) para espécies exóticas; Nemesis - invasions.si.edu; Rocha et al., 2024, e por vezes enviado para especialista.

As placas foram raspadas com espátulas metálicas sobre uma bandeja e novamente foram lavadas sobre a peneira. O material retido foi transferido para placas de petri para análise no estereomicroscópio, onde toda a fauna vágil foi separada para identificação e quantificação e fixação em álcool 70% em microtubos plásticos para tombamento. Para organismos sésseis ou vágeis solitários a quantificação foi feita pela contagem do número de indivíduos em ambos os lados da placa ou no material retido nas peneiras. Para organismos sésseis coloniais ou modulares a presença foi registrada e foi realizada uma estimativa da abundância relativa a partir das fotografias e observação visual das placas.

Análise de dados

A partir da lista geral de táxons identificados, todas as espécies determinadas foram classificadas quanto a sua origem como espécies nativas; introduzidas – com origem em outras regiões do mundo e ocorrência na região possibilitada pelo transporte humano acidental ou intencional, histórico ou recente; ou criptogênicas – espécies de ampla distribuição geográfica e incerteza quanto sua área de distribuição natural. Essa classificação se deu especialmente pela análise criteriosa da literatura científica e contatos com especialistas de cada grupo taxonômico. Cada espécie classificada como introduzida (ou exótica, ou não nativa) foi ainda classificada a partir da escala proposta por Blackburn (2011), que considera a extensão da ocorrência, capacidade de estabelecimento e reprodução local para definir o status de invasão. Para tanto, foram consideradas informações de estudos paralelos e da literatura científica. Informação a respeito dos impactos ecológicos ou econômicos observados, relatados ou potenciais (a partir de informações de várias regiões do mundo) foram sistematizadas para cada espécie introduzida.

Para definição de status de invasão das espécies foi utilizado Blackburn et al. (2011) e Dechoum et al. (2024), os quais estabelecem critérios ecológicos padronizados

para definir o *status* de invasão das espécies exóticas descritas no presente estudo. Ambos os autores consideram as diversas barreiras ecológicas ultrapassadas pelas espécies introduzidas (exóticas) em nova região de ocorrência. Para complementar a análise foram observados registros de ocorrência formais e informais para as espécies em estudos paralelos e observações de campo.

A biota foi descrita a partir dos principais grupos observados, cálculo de curvas de rarefação de espécies para determinar se a amostragem foi suficiente para o registro da biodiversidade esperada, cálculo de índices de riqueza, equitabilidade e perfis de diversidade de Renyi para cada estrato. A frequência de ocorrência dos principais táxons também foi calculada, e os táxons classificados de acordo com o índice de Constância de Dajoz (1978) em táxons constantes (presentes em mais de 50% das amostras); acessórios (presentes entre 25 e 50% das placas) e ocasionais ou raros (em menos de 25% das placas).

A presença das espécies coloniais e abundância das espécies solitárias foi utilizada para o cálculo de índices de similaridade entre as placas (Jaccard e Bray-Curtis), permitindo mensurar as diferenças na biota entre os estratos de maré e trimestres de coleta.

Resultados

Ao todo foram contabilizados 160 táxons nos quatro anos (48 meses) de estudo (Tabela 2). Desse total, 87 foram incrustantes (sésseis) e 73 foram vágeis. Quanto à riqueza dos numéricos (contados) e não-numéricos, os numéricos somaram 123 táxons e os não-numéricos 37. Dentre os todos os táxons registrados no estudo, os mais abundantes foram *Amphibalanus amphitrite*, com 19.100 indivíduos, Gammaroidea n.i., com 6.617, e Caprellidae n.i., com 5.835. Os filos mais representativos em número de táxons (Figura 2) foram Arthropoda e Mollusca, ambos com 32 táxons, Annelida com 30, Bryozoa com 24, Chordata com 17, Cnidaria, com nove (9), Echinodermata com (4), Chlorophyta com três (3), Nemertea com dois (2), Entoprocta, Foraminifera, Nematoda, Platyhelminthes, Porifera, Protozoa e Rhodophyta, ambos com um (1) táxon.

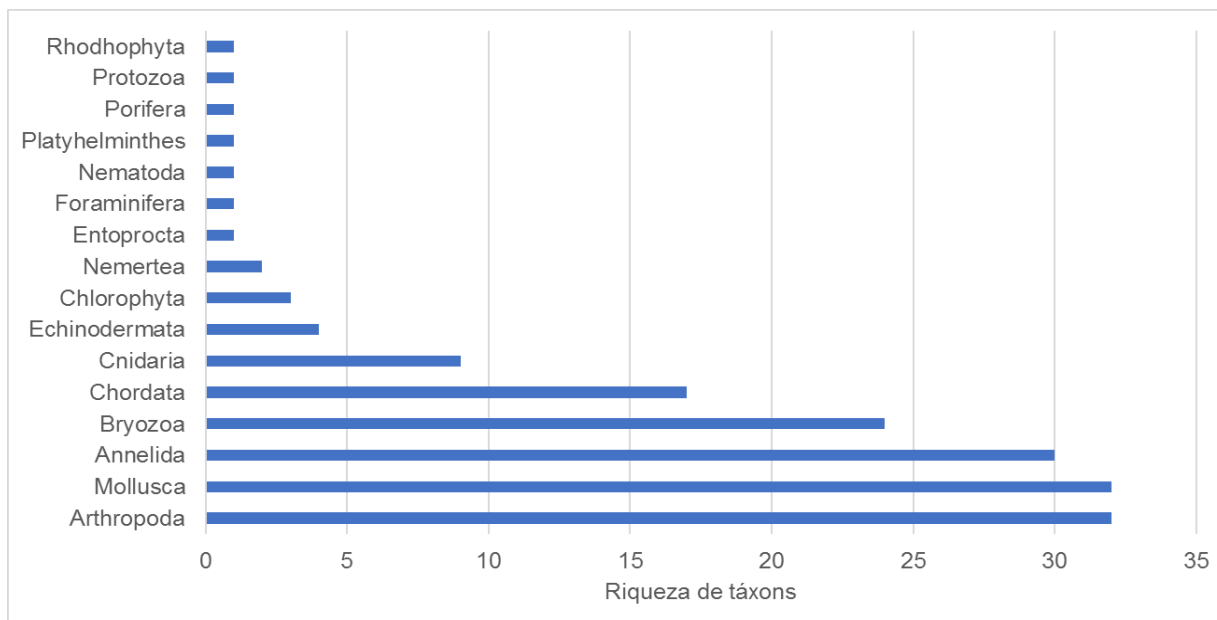


Figura 2. Filos mais representativos em número de táxons nos quatro anos de experimento do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

Quanto à frequência de ocorrência dos táxons constantes (Figura 3), aqueles com ocorrência maior que 50%, foram *Ostreidae* n.i., com mais de 80% de ocorrência, *Gammaroidea* n.i. e *Hydrozoa* n.i. 1, ambos com mais de 60%, *Amphibalanus improvisus*, com 60% aproximadamente, *Microcosmus exasperatus*, com 51%, *Hippoporina indica*, com 50% e por fim, *Polycladida* n.i., que inclui os turbelários, com 50% também.

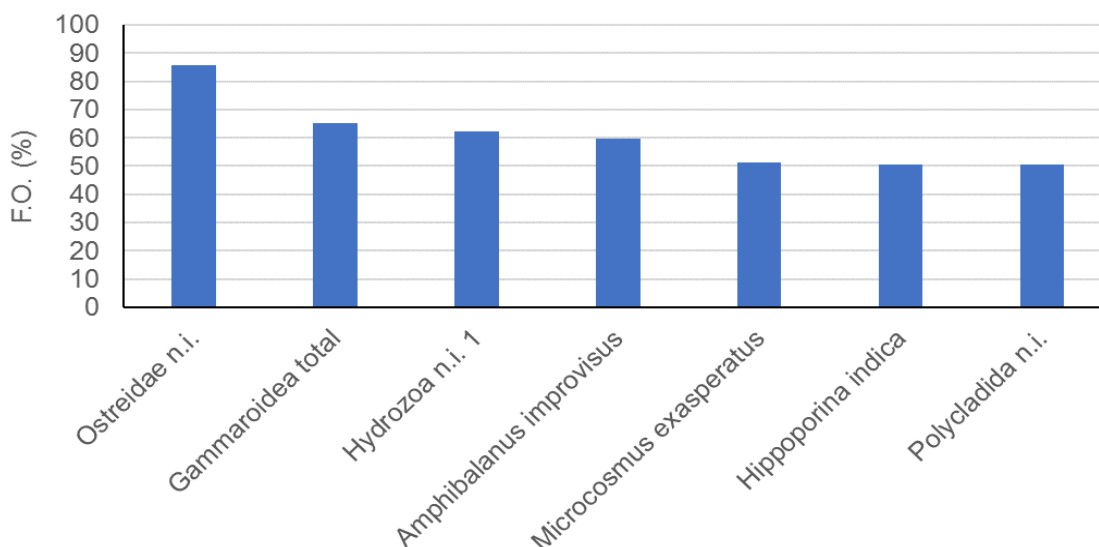


Figura 3. Frequência de ocorrência (F.O.) de táxons constantes (maior que 50% de ocorrência) do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

Já os táxons acessórios (Figura 4), aqueles com ocorrência entre 25% e 50%, foram Caprellidae n.i., *Bugula neritina*, *Schizoporella errata* e *Sphenia fragilis*, com quase 45% de ocorrência, enquanto *Biflustra* sp., *Mytella* sp., *Micropanope* sp., *Symplegma rubra*, Serpulidae n.i., *Stragulum bicolor*, Nereididae n.i. e *Amphibalanus reticulatus* obtiveram porcentagem maior ou igual a 40%. Táxons restantes obtiveram porcentagem menor que 40%, sendo os menores registros Syllidae n.i., Tanaidacea n.i., *Ophiactis savigny*, Terebellidae n.i. e Actiniaria n.i.

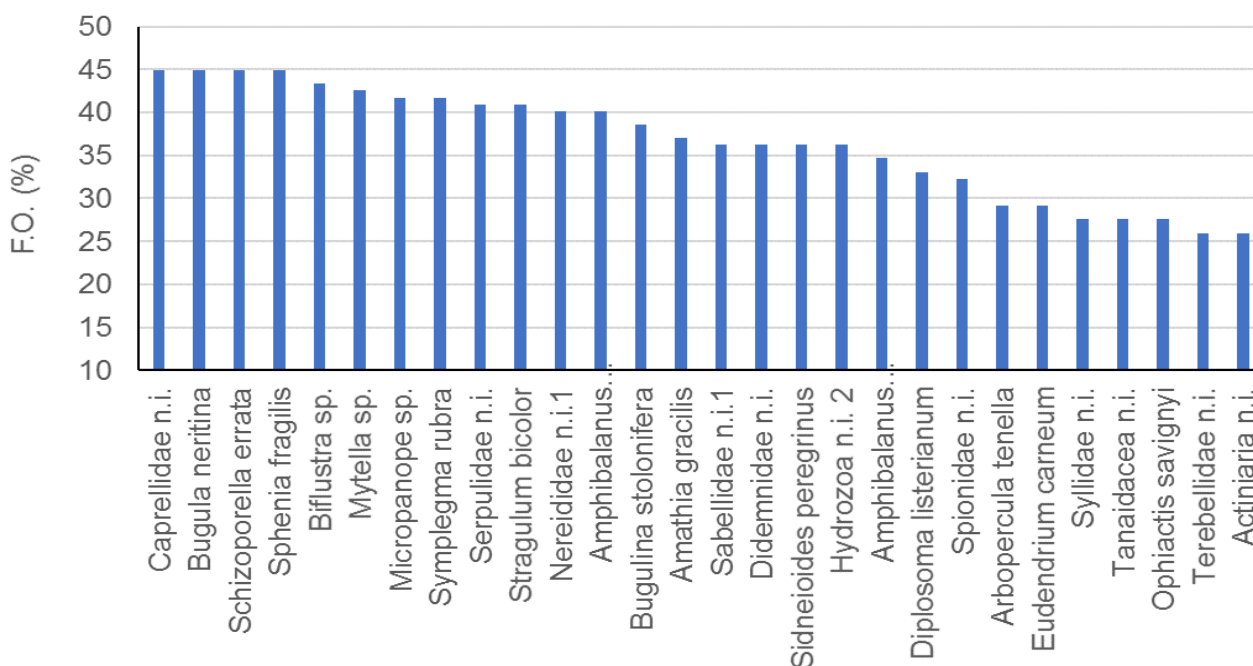


Figura 4. Frequência de ocorrência (F.O.) de táxons acessórios (entre 25% e 50% de ocorrência) do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

Dentre os ocasionais (Figura 5), com ocorrência menor que 25%, estão Bryozoa n.i.1, Nematoda n.i., *Botryllus* sp., *Alcyonidium* n.i. e *Savignella lafontii*, ambos iguais ou maior que 22% de ocorrência. Outros táxons de determinada importância devido ao status de invasão são *Podocoryna loyola*, com 20,5%, *Amphibalanus eburneus*, com 19,7%, *Striatobalanus amarylis*, com 14,2% e *Sinoflustra annae*, com 10,2%.

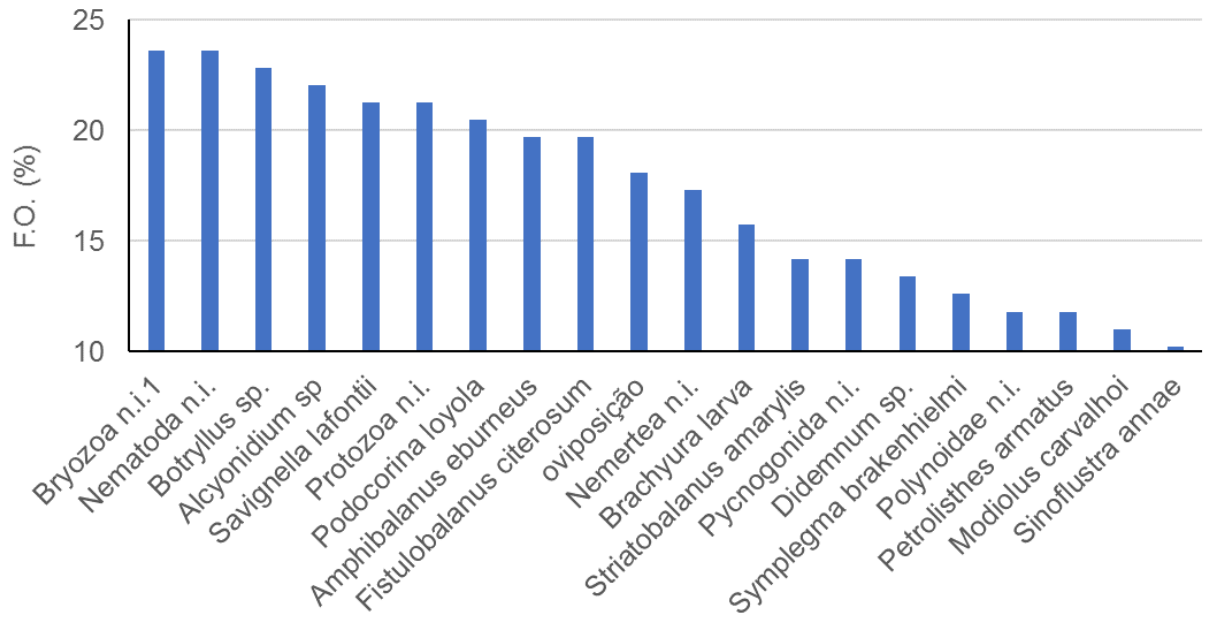


Figura 5. Frequência de ocorrência (F.O.) de táxons ocasionais (menor que 25% de ocorrência) do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

O gráfico de frequência relativa (Figura 6), que considera somente os táxons numéricos para análise, mostra a alta porcentagem de frequência de *A. amphitrite*, com aproximadamente 32%. Em seguida, Gammaridae n.i. com 11%, Caprellidae n.i. com 9,5%, *A. improvisus* com 8,3% e Ostreidae n.i. com 7,2%.

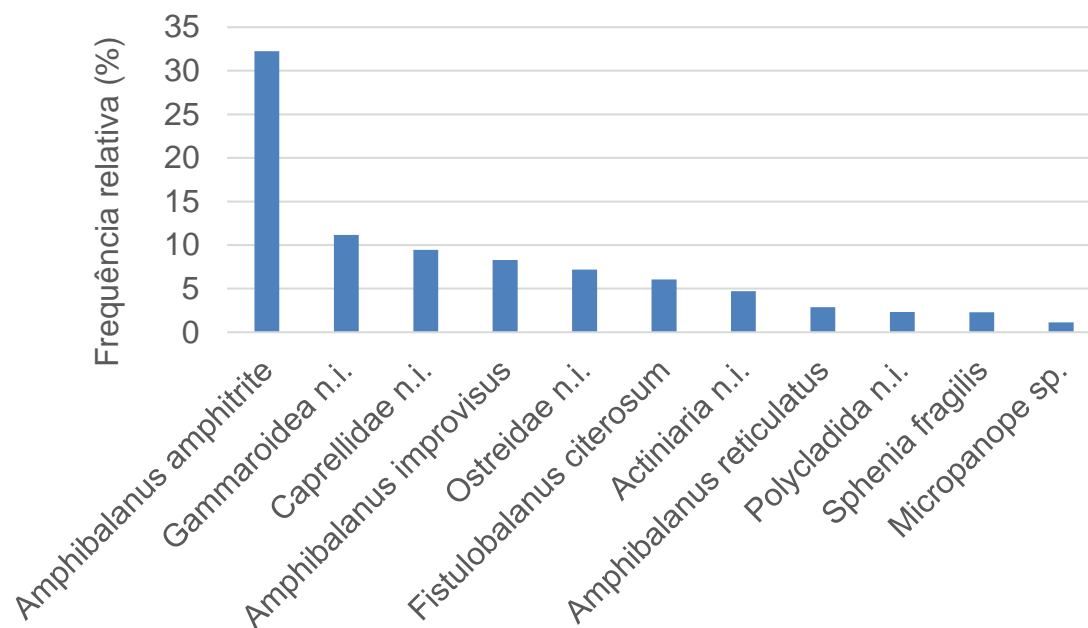


Figura 6. Frequência relativa dos principais táxons contados do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

A composição taxonômica e status ecológico estão descritos na Tabela 2, a seguir:

Tabela 2. Composição taxonômica e características ecológicas da biota colonizadora das placas de recrutamento ao longo do estudo de sazonalidade, de 2019 a 2023. Espécies introduzidas estão destacadas em negrito.

Filo	Grupo	Táxon	Séssil/ Vágil	Presença/ Ausência ou Numérico
Annelida	Polychaeta	<i>Alitta cf. suscinea</i>	S	N
		<i>Artacama sp.</i>	S	N
		<i>Bispira c.f. sp.</i>	S	N
		<i>Branchiomma cf. patriota</i>	S	N
		<i>Capitella sp.</i>	S	N
		Cirratulidae n.i.	S	N
		Dorvilleidae n.i.	V	N
		Eunicidae n.i.	V	N
		Hesionidae n.i.	V	N
		<i>Hydroides cf. sanctaecrucis</i>	S	N
		<i>Hydroides dirampha</i>	S	N

		Nereididae n.i.1	V	N
		Nereididae n.i.2	V	N
		<i>Nicolea cf. uspiana</i>	S	N
		Oenonidae n.i.	V	N
		Orbiniidae n.i.	V	N
		Phyllodocidae n.i.	V	N
		Polychaeta n.i	V	N
		Polynoidae n.i.	V	N
		<i>Pseudobranchiomma cf. paulista</i>	S	N
		<i>Pseudonereis sp.</i>	V	N
		<i>Sabellaria alveolata</i>	S	N
		Sabellariidae n.i.	S	N
		Sabellidae n.i.1	S	N
		Sabellidae n.i.2	S	N
		Serpulidae n.i.	S	N
		Sigalionidae n.i.	V	N
		Spionidae n.i.	S	N
		Syllidae n.i.	V	N
		Terebellidae n.i.	S	N
Arthropoda	Acari	Acari n.i.	V	N
	Amphipoda	Caprellidae n.i.	V	N
		Gammaroidea n.i.	V	N
	Cirripedia	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	S	N
		<i>Amphibalanus eburneus</i>	S	N
		<i>Amphibalanus improvisus</i>	S	N
		<i>Amphibalanus reticulatus</i>	S	N
		<i>Amphibalanus venustus</i>	S	N
		Cirripedia n.i. (recrutas)	S	N
		<i>Fistulobalanus citerosum</i>	S	N
		<i>Striatobalanus amarylis</i>	S	N
	Collembola	<i>Anurida maritima</i>	V	N
		Isotomidae n.i.	V	N
	Copepoda	Copepoda n.i.	V	N
		Harpacticidae n.i	V	N
	Decapoda	Brachyura larva	V	N
		Caridae n.i.	V	N
		Decapoda n.i.	V	N
		Grapsidae n.i.	V	N
		Majidae n.i.	V	N

		<i>Menippe nodifrons</i>	V	N
		<i>Micropanope sp.</i>	V	N
		<i>Pachycheles laevidactylus</i>	V	N
		<i>Pachygrapsus transversus</i>	V	N
		<i>Petrolisthes armatus</i>	V	N
		<i>Zaops ostreus</i>	V	N
	Insecta	Diptera (larva) n.i.	V	N
		Diptera n.i.	V	N
		Insecta n.i.	V	N
	Isopoda	<i>Sphaeroma walkeri</i>	V	N
	Pycnogonida	Pycnogonida n.i.	V	N
	Tanaidacea	Tanaidacea n.i.	V	N
Bryozoa	Bryozoa	<i>Alcyonidium sp.</i>	S	P/A
		<i>Amathia brasiliensis</i>	S	P/A
		<i>Amathia gracilis</i>	S	P/A
		<i>Amathia verticilata</i>	S	P/A
		<i>Amathia vidovici</i>	S	P/A
		<i>Arbopercula tenella</i>	S	P/A
		<i>Biflustra sp.</i>	S	P/A
		Bryozoa n.i.1	S	P/A
		Bryozoa n.i.2	S	P/A
		Bryozoa n.i.3	S	P/A
		Bryozoa n.i.4	S	P/A
		Bryozoa n.i.5	S	P/A
		Bryozoa n.i.6	S	P/A
		Bryozoa n.i.7	S	P/A
		Bryozoa n.i.8	S	P/A
		<i>Bugula neritina</i>	S	P/A
		<i>Bugulina stolonifera</i>	S	P/A
		<i>Conopeum sp.</i>	S	P/A
		<i>Hippopodina feegensis</i>	S	P/A
		<i>Hippoporina indica</i>	S	P/A
		<i>Nollela gigantea</i>	S	P/A
		<i>Savignella lafontii</i>	S	P/A
		<i>Schizoporella errata</i>	S	P/A
		<i>Sinoflustra annae</i>	S	P/A
Chlorophyta	Chlorophyta	Chlorophyta n.i.	S	P/A
		<i>Ulva sp.</i>	S	P/A
		Alga verde filamentosa n.i.	S	P/A
Chordata	Actinopterygii	<i>Bathygobius soporator</i>	V	N

		Ovos de Actinopterygii	S	P/A
	Ascidacea	Ascidacea n.i.	S	P/A
		<i>Botryllus sp.</i>	S	P/A
		<i>Clavelina oblonga</i>	S	P/A
		Didemnidae n.i.	S	P/A
		<i>Didemnum psammatoedes</i>	S	P/A
		<i>Didemnum sp.</i>	S	P/A
		<i>Diplosoma listerianum</i>	S	P/A
		<i>Herdmania sp.</i>	S	N
		<i>Microcosmus exasperatus</i>	S	N
		<i>Sidneioides peregrinus</i>	S	P/A
		<i>Styela canopus</i>	S	N
		<i>Styela plicata</i>	S	N
		<i>Symplegma brakenhielmi</i>	S	P/A
		<i>Symplegma rubra</i>	S	P/A
		<i>Tridemnum orbiculatum</i>	S	N
Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria n.i.	S	N
		Anthozoa n.i.	S	P/A
		<i>Stragulum bicolor</i>	S	P/A
	Hydrozoa	<i>Buganvilia muscus</i>	S	P/A
		<i>Eudendrium carneum</i>	S	P/A
		Hydrozoa n.i. 1	S	P/A
		Hydrozoa n.i. 2	S	P/A
		Hydrozoa n.i. 3	S	P/A
		<i>Podocorina loyola</i>	S	P/A
Echinodermata	Ophiuroidea	<i>Ophiactis savignyi</i>	V	N
		<i>Ophiothela mirabilis</i>	V	N
		<i>Ophiothrix (Ophiothrix)</i> <i>angulata</i>	V	N
		Ophiuroidea n.i.	V	N
Entoprocta	Entoprocta	Entoprocta n.i.	S	P/A
Foraminifera	Foraminifera	Foraminifera n.i.	S	N
Mollusca	Bivalvia	Bivalvia n.i.	S	N
		<i>Brachidontes sp.</i>	S	N
		<i>Isognomon bicolor</i>	S	N
		<i>Leptopecten bavaii</i>	S	N
		<i>Modiolus carvalhoi</i>	S	N
		<i>Musculus sp.</i>	S	N
		Mysida n.i.	S	N
		<i>Mytella charruana</i>	S	N

		<i>Mytella sp.</i>	S	N
		<i>Mytella strigata</i>	S	N
		Ostreidae n.i.	S	N
		<i>Perna perna</i>	S	N
		<i>Perna viridis</i>	S	N
		<i>Saccostrea cucullata</i>	S	N
		<i>Sphenia fragilis</i>	S	N
	Gastropoda	<i>Anachis lyrata</i>	V	N
		<i>Anachis sp.</i>	V	N
		<i>Boonea jadisi</i>	V	N
		<i>Bostrycapulus odites</i>	V	N
		<i>Costoanachis cf. sparsa</i>	V	N
		<i>Costoanachis sertularium</i>	V	N
		<i>Costoanachis sp.</i>	V	N
		<i>Crepidula sp.</i>	V	N
		<i>Epitonium sp.</i>	V	N
		Gastropoda n.i.	V	N
		<i>Littoraria flava</i>	V	N
		<i>Lottia subrugosa</i>	V	N
		Nudibranchia n.i.	V	N
		<i>Onchidella indolens</i>	V	N
		Oviposição de Gastropoda	S	P/A
		<i>Stramonita sp.</i>	V	N
		Turridae n.i.	V	N
Nematoda	Nematoda	Nematoda n.i.	V	N
Nemertea	Nemertea	Nemertea n.i.	V	N
		Nemertea n.i.2	V	N
Platyhelminthes	Polycladida	Polycladida n.i.	V	N
Porifera	Porifera	Demospongiae n.i.	S	P/A
Protozoa	Protozoa	Protozoa n.i.	S	P/A
Rhodophyta	Rhodophyta	Alga vermelha	S	P/A

Descrição das Espécies Introduzidas Registradas

Das 87 espécies determinadas no presente estudo, 23 (26%) são consideradas exóticas (ou introduzidas) para a região. A totalidade das espécies exóticas monitoradas pode ser considerada 'invasora' segundo os critérios de Blackburn et al. (2011) (também assumidos em Dechoum et al., 2024) que considera as barreiras ecológicas vencidas pelas espécies exóticas para determinação de populações mais ou menos estabelecidas em uma nova região.

Tabela 3. Espécies introduzidas e propostas de categorias de invasão de acordo com os critérios de Blackburn et al. (2011). As categorias 'D2' e 'E' são utilizadas para espécies invasoras, com 'D2' descrevendo espécies com populações autossustentáveis na natureza, com indivíduos sobrevivendo e reproduzindo a distâncias significativas do ponto de introdução original e 'E' indicando espécies completamente invasivas, com indivíduos que se dispersam, sobrevivem e reproduzem-se em múltiplos locais num espectro de habitats ao longo da área de ocorrência. Os comentários se baseiam na experiência de campo do orientador e orientado em outras localidades do estuário de Paranaguá e adjacências e em conversas com especialistas.

Espécie	Categoria	Comentários
<i>Amphibalanus amphitrite</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais.
<i>Amphibalanus eburneus</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais.
<i>Amphibalanus improvisus</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais.
<i>Amphibalanus reticulatus</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais.
<i>Striatobalanus amaryllis</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais.
<i>Sphaeroma walkeri</i>	D2	Frequente e pouco abundante em substratos naturais e artificiais.
<i>Bugula neritina</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais.
<i>Bugulina stolonifera</i>	E	Frequente e abundante em substratos naturais e artificiais.
<i>Hippoporina indica</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais.
<i>Schizoporella errata</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais.
<i>Sinoflustra annae</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais.
<i>Microcosmus exasperatus</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais.
<i>Sidneioides peregrinus</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais. Recente expansão para

		estados vizinhos.
<i>Styela canopus</i>	D2	Frequente e pouco abundante em substratos naturais e principalmente artificiais.
<i>Styela plicata</i>	E	Frequente e abundante em substratos naturais e principalmente artificiais.
<i>Stragulum bicolor</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais. Recente expansão para estados vizinhos.
<i>Podocorina loyola</i>	D2	Frequente e às vezes pontualmente abundante em substratos naturais e principalmente artificiais.
<i>Ophiothela mirabilis</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais.
<i>Isognomon bicolor</i>	E	Frequente e às vezes abundante em substratos naturais e artificiais. Grande redução recente da abundância, mas permanece ocorrendo.
<i>Perna perna</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais.
<i>Perna viridis</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais. Expandindo rapidamente desde a primeira detecção na área, mas já presente em estados vizinhos há anos.
<i>Saccostrea cucullata</i>	E	Muito frequente e abundante em substratos naturais e artificiais. Expandindo rapidamente desde a primeira detecção na área, mas já presente em estados vizinhos há anos.

Cnidaria

Stragulum bicolor (van Olfwegen and Haddad, 2011)

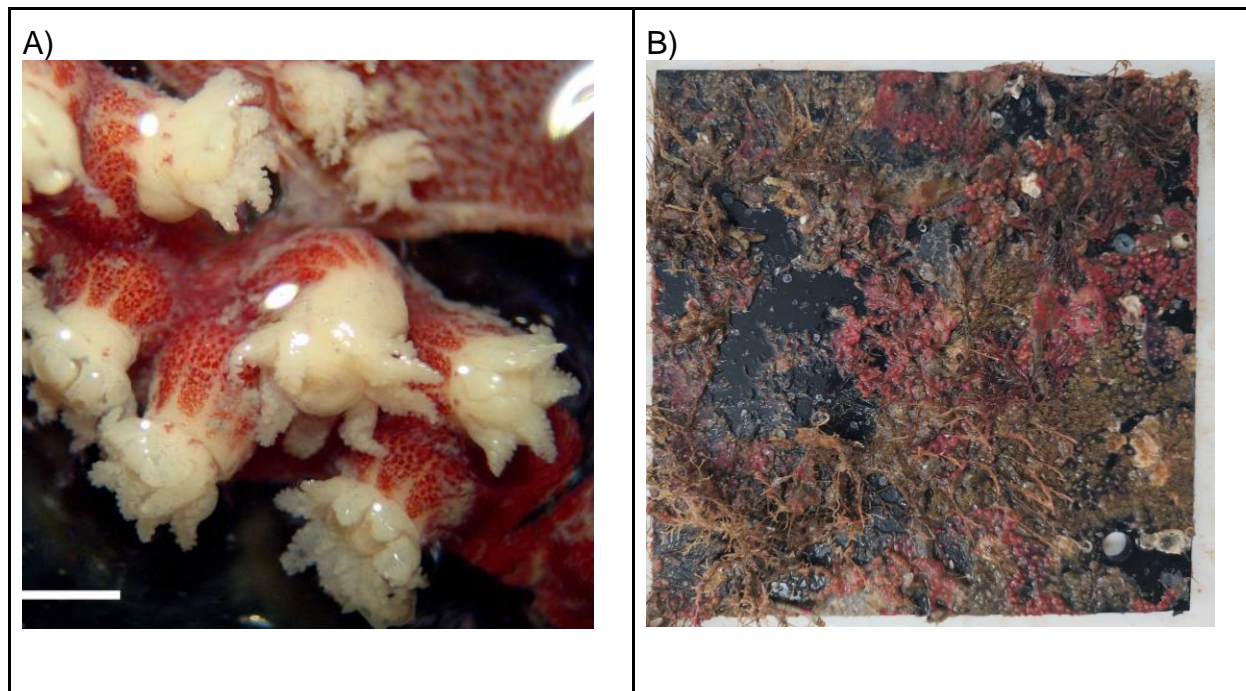


Figura 7. A) Colônias de *Stragulum bicolor* (Fonte: Pérez et al., 2015). B) Manchas vermelhas de *Stragulum bicolor* em uma placa de PVC em março de 2022 (Fonte: Guilherme, 2022).

Filo: Cnidaria

Classe: Octocorallia

Ordem: Malacalcyonacea

Família: Tubiporidae

Gênero: *Stragulum*

Espécie: *Stragulum bicolor*

Descrição da introdução

Stragulum bicolor (Fig. 7), um octocoral exótico no Brasil, foi encontrado pela primeira vez em 2000, nas águas de Paranaguá (PR) e Cananéia (SP). A partir daí, foram registradas ocorrências dessa espécie em diversos pontos ao longo da costa brasileira. Substratos consolidados artificiais e naturais de estuários e portos são onde mais se encontra a espécie (Altvater et al., 2019).

Distribuição geográfica

van Oefwegen e Haddad (2011) reportaram a sua distribuição ao longo da costa brasileira, especificamente nos Estados do Ceará, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina (Fig. 8).

Primeiro registro no Brasil

S. bicolor foi encontrado no Brasil em 2000, na área portuária de Paranaguá, mas apenas registrado em 2011 por van Oefwegen e Haddad (2011).

Primeiro registro no Paraná

O primeiro registro no Estado é também o primeiro registro no país, em 2000, no Iate Clube de Paranaguá (PR), mas descrito em 2011 por Oefwegen e Haddad.

Ecologia

Altvater et al. (2019) observaram dois picos de recrutamento durante os meses mais quentes do ano, em dois locais diferentes na Baía de Paranaguá. Entretanto, em um dos locais, a quantidade de recrutas e a porcentagem de cobertura das placas foram maiores. Ainda segundo os autores, *S. bicolor* é encontrada na zona do infralitoral (sublitoral), já que evita a dessecação e exposição à luz.

Impactos

A presença dessa espécie em substratos naturais e artificiais pode promover a competição por espaço (Altvater et al., 2019), e ainda favorecer substratos para outros colonizadores.

Mapa de ocorrência



Figura 8. Mapa de ocorrência global de *Stragulum bicolor* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

Sua ocorrência mostra uma significativa presença ao longo do estudo. Seus maiores picos foram em fevereiro e agosto de 2020, fevereiro de 2022, e fevereiro e maio de 2023. Esteve ausente apenas em agosto de 2021 e novembro de 2023 (Fig. 9).

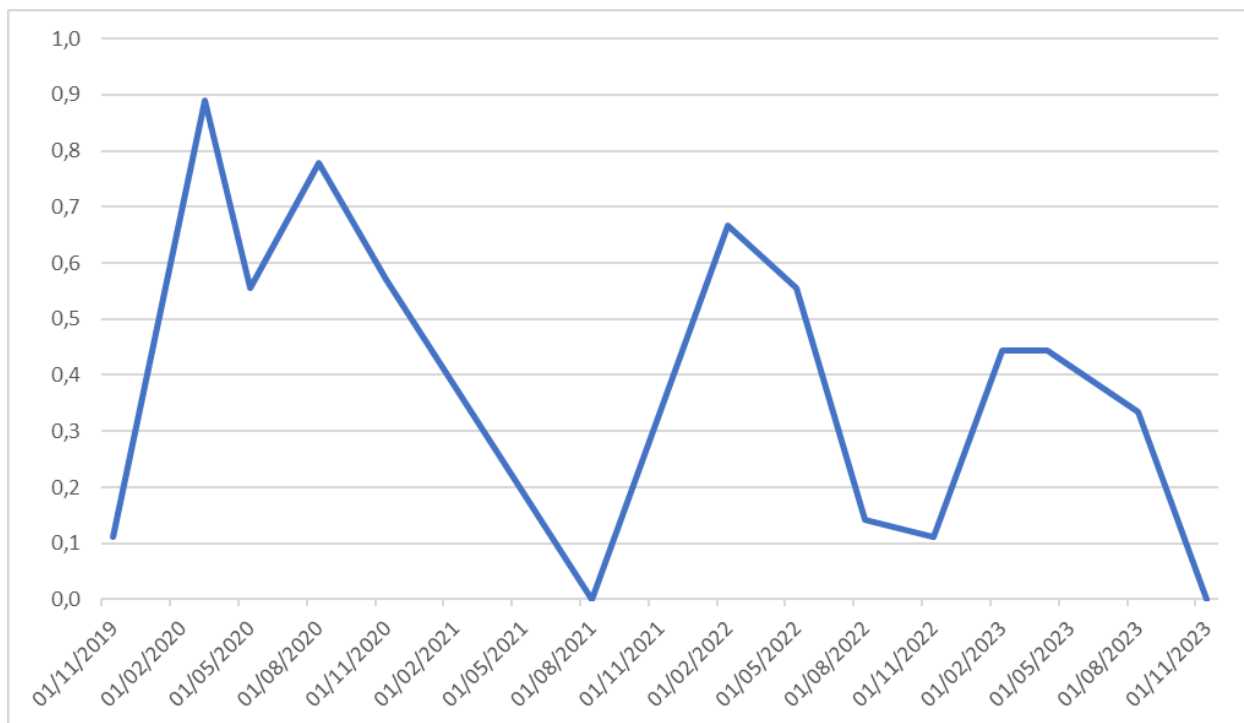


Figura 9. Ocorrência de *Stragulum bicolor* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

***Podocoryna loyola* (Haddad, Bettim & Miglietta 2014)**

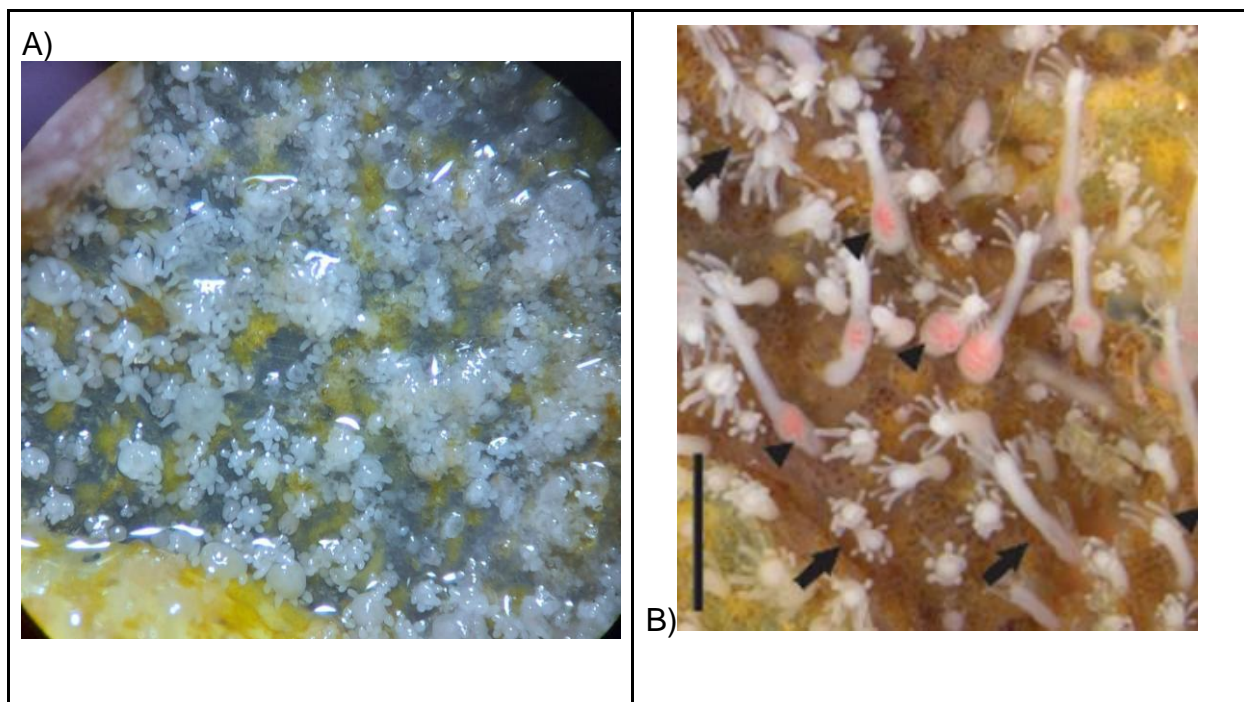


Figura 10. A) Pólipos de *Podocoryna loyola* sobre placa de PVC. B) Pólipos parasitados por Pycnogonida (Fonte: Betim e Haddad, 2013).

Filo: Cnidaria

Classe: Hydrozoa

Ordem: Anthoathecata

Família: Hydractiniidae

Gênero: *Podocoryna*

Espécie: *Podocoryna loyola*

Descrição da introdução

Foi registrada pela primeira vez em 2007 por Cangussu et al. (2010) e Altvater (2009) no litoral do Paraná, em Paranaguá. A espécie ainda continua presente no local, com estudos sendo conduzidos. Bettim et al. (2025) confirmam que o recrutamento e o crescimento inicial da espécie em placas na região de Paranaguá pode ocorrer intensamente tanto em placas “novas” quanto naquelas com comunidades mais maduras.

Distribuição geográfica

Alguns estudos mostram que *Podocoryna loyola* (Fig. 10) se distribui da Baía de Santos e sul de São Paulo, em Cananéia ao Paraná, em Paranaguá e Guaratuba, e Santa Catarina, na Baía da Babitonga. Provavelmente sua distribuição nativa é a Ásia (Bettim, 2017).

Primeiro registro no Brasil

A espécie foi primeiramente registrada no sul do Brasil, em Paranaguá (PR), em 2007 (Altvater, 2009; Cangussu et al., 2010) como *Podocoryna carnea*. Estudos posteriores a descreveram como nova espécie, *Podocoryna loyola*, em 2014 (Haddad, Betim e Miglietta, 2014) como exótica para a região.

Primeiro registro no Paraná

Próximo à área portuária em Paranaguá, desde 2007 (Altvater, 2009; Cangussu et al., 2010).

Ecologia

Em um estudo conduzido por Bettim (2017), observou-se a ocorrência de *P. loyola* entre novembro e dezembro de 2011 em placas de recrutamento, com algumas colônias bastante duradouras. As maiores ocorrências foram durante o verão e início do outono.

Impactos

Durante o estudo de Bettim (2017), *P. loyola* teve cobertura em grandes espaços já ocupados por outros incrustantes em placas de recrutamento, na fase de sucessão ecológica, assim como em placas limpas, o que sugere que a comunidade pré-estabelecida não possui uma boa resistência ao hidrozoário.

Mapa de ocorrência

Não há mapa de ocorrência no GBIF para esta espécie.

Ocorrência ao longo do estudo

Sua ocorrência foi sempre associada ao verão e outono, com três picos de ocorrência principais durante o estudo nos meses de maio dos 3 anos do estudo (Fig. 11).

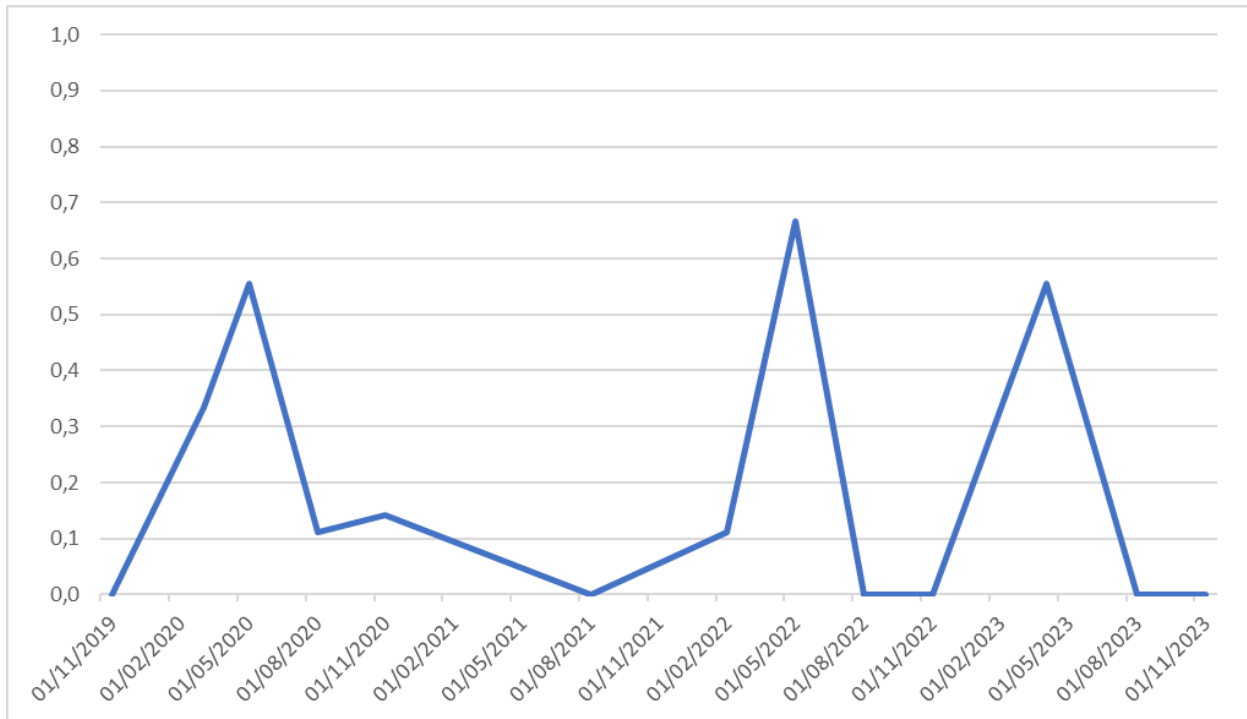


Figura 11 Ocorrência de *Podocoryna loyola* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

Arthropoda

Amphibalanus amphitrite (Darwin, 1854)

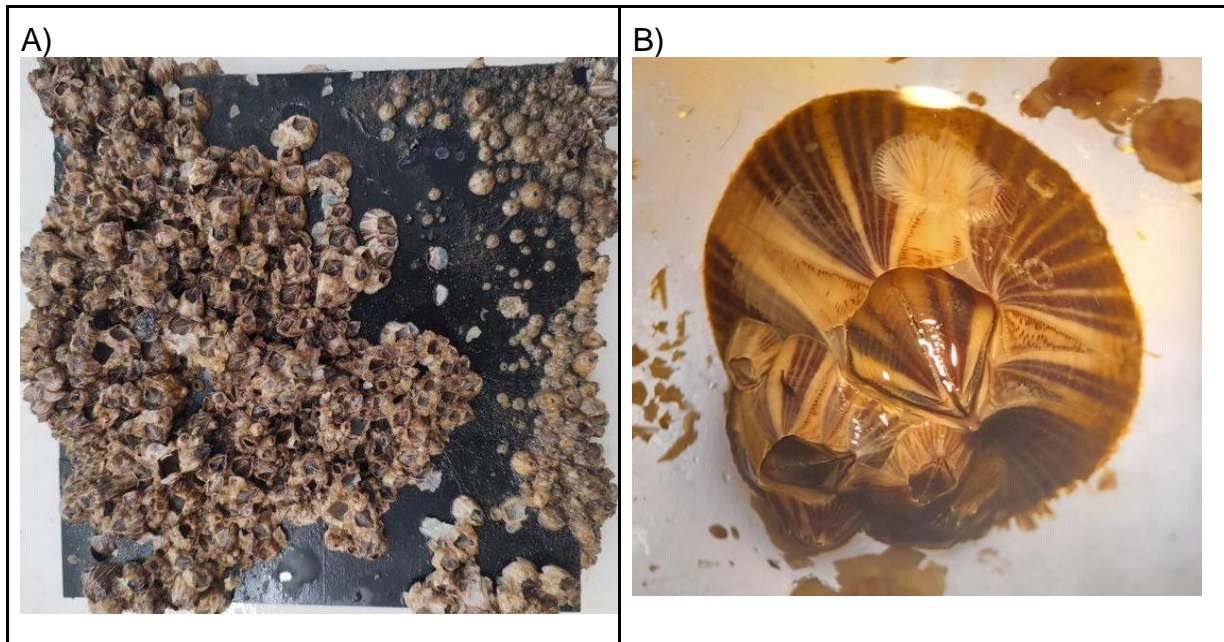


Figura 12. A) Placa de supralitoral fortemente colonizada por *Amphibalanus amphitrite* e B) Indivíduos de *Amphibalanus amphitrite*.

Filo: Arthropoda
Classe: Thecostraca
Ordem: Balanomorpha
Família: Balanidae
Gênero: *Amphibalanus*
Espécie: *Amphibalanus amphitrite*

Descrição da introdução

Como consta em Carlton (2011), *Amphibalanus amphitrite* (Fig. 12) tem sua área de distribuição nativa difícil de determinar sendo provavelmente do Indo-Pacífico ou do Pacífico Oeste, ocorrendo no Atlântico da América do Sul pelo menos desde 1940. Há uma relação direta entre a distribuição cosmopolita de *A. amphitrite* com atividades antrópicas, principalmente em decorrência da movimentação de navios que facilita a dispersão de larvas e cracas adultas em diversas partes do globo (Moeinadini et al., 2023).

Distribuição geográfica

De acordo com Cranfield et al. (1998), *A. amphitrite* iniciou sua introdução no Pacífico Oriental, do Panamá à Califórnia, no Pacífico Noroeste, com registros na Coreia do Sul, Japão e Rússia, Pacífico Sudoeste, com registros na Nova Zelândia e Sul da Austrália, além de estar presente também nas Ilhas do Pacífico, Atlântico Ocidental e Atlântico Nordeste (Fig. 13).

Primeiro registro no Brasil

O primeiro registro conhecido no Brasil foi realizado por Oliveira (1941), na Ilha do Pinheiro, hoje inexistente, mas localizava-se na margem direita da Baía de Guanabara (RJ).

Primeiro registro no Paraná

Neves et al. (2007) registrou a espécie no late Clube de Paranaguá, na Baía de Paranaguá, nas imediações da área portuária (PR).

Ecologia

Amphibalanus amphitrite foi descrita por Darwin em 1854. Atualmente, demanda um trabalho excessivo para definir sua distribuição nativa, visto que essa espécie pode ser parte de um complexo de espécies semelhantes e que são incrustadas em cascos de navios. É um organismo incrustante que geralmente desenvolve-se em superfícies duras como docas, rochas, mangues e até mesmo em conchas de bivalves (Smithsonian.a, 2024).

Impactos

É considerada uma espécie introduzida por ser amplamente distribuída pelo mundo. Podem competir com espécies nativas por locais de assentamento, como observado por Neves et al. (2007), além de causarem danos na sobrevivência e crescimento de ostras (Smithsonian.a, 2024). No estrato supralitoral chegou a uma densidade estimada de mais de 100.000 ind./m² em uma placa, demonstrando imensa sua capacidade de domínio do substrato.

Mapa de ocorrência



Figura 13. Mapa de ocorrência global de *Amphibalanus amphitrite* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

Apesar de ser uma espécie frequente (e abundante) ao longo de todo o estudo, houve claramente três picos de ocorrência (Fig. 14), nos meses de maio dos 3 anos, evidenciando um padrão de maior ocorrência no outono.

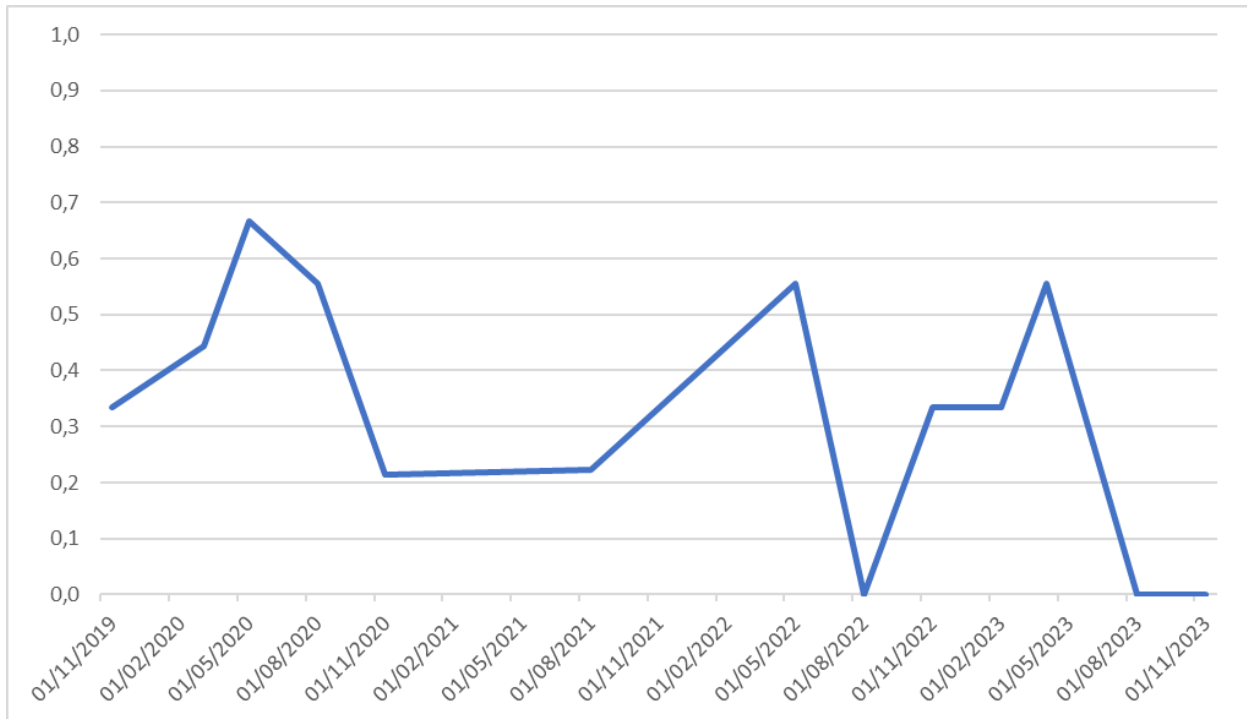


Figura 14. Ocorrência de *Amphibalanus amphitrite* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

***Amphibalanus eburneus* (Gould, 1841)**



Figura 15. Aspecto externo de *Amphibalanus eburneus* (Fonte: Smithsonian, 2024).

Filo: Arthropoda
Classe: Thecostraca
Ordem: Balanomorpha
Família: Balanidae
Gênero: *Amphibalanus*
Espécie: *Amphibalanus eburneus*

Descrição da introdução

Amphibalanus eburneus (Fig. 15) foi introduzido no Brasil provavelmente por bioincrustação de navios, e foi descrito pela primeira vez no Brasil em uma faixa de manguezal na cidade de Santos, em São Paulo, em 1919 (Luederwaldt, 1919). Carlton (2011) ainda cita Oliveira (1941) como o próximo a relatar a espécie na Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro, entre 1937 e 1940. Foi encontrado também no Sul do Brasil, em Santa Catarina, em uma fazenda de cultivo de bivalves (Carlton, 2011). Alguns estudos preferem manter a espécie como criptogênica devido à sua distribuição cosmopolita (Dechoum et al., 2024).

Distribuição geográfica

De acordo com Smithsonian.b (2024), *Amphibalanus eburneus* distribui-se do Oceano Atlântico Ocidental, indo do sul do Golfo do Maine até a Venezuela. Com sua distribuição global ampla, essa craca é considerada introduzida na maioria dessas localidades, como Atlântico Nordeste, o Oceano Índico, Noroeste e Nordeste do Pacífico (Fig. 16). Foi avistado pela primeira vez em 2000 nas águas do Pacífico dos Estados Unidos, na lagoa do Colorado, Long Beach e Califórnia, onde essa população foi considerada como estabelecida.

Primeiro registro no Brasil

A espécie foi descrita pela primeira vez no Brasil em um manguezal em Santos, SP, em 1919 (Luederwaldt, 1919).

Primeiro registro no Paraná

Foram encontrados indivíduos de *A. eburneus* em placas de acrílico e polietileno no rio Itiberê, próximo da área portuária da Baía de Paranaguá (PR) (Cangussu et al., 2010).

Ecologia

A. eburneus foi descrita por Golden em 1841. São cracas encontradas em ambientes marinhos costeiros. Está distribuída em áreas onde encontra substratos, como rochas, conchas e estruturas artificiais, que oferecem locais para fixação e crescimento. Consegue sobreviver em estuários com um certo limite de cobertura de gelo no período de inverno, mas também sobrevive às temperaturas altas das regiões tropicais

(Smithsonian.b, 2024). Ocorrem frequentemente em substratos artificiais na costa do Brasil (Dechoum et al., 2024).

Impactos

Ainda não foi descrito um impacto econômico causado por *A. eburneus*, mas como é uma espécie abundante, principalmente em substratos de navios, sendo o principal vetor de introdução a bioincrustação, tem como principal consequência o entupimento das tubulações internas de água do mar e boias de navegação, o que diminui a capacidade de manobras do navio. Em relação ao impacto ecológico, é descrito que *A. eburneus* compete por espaço e alimentação com a ostra oriental *Crassostrea virginica*. (Smithsonian.b, 2024).

Mapa de ocorrência



Figura 16. Mapa de ocorrência global de *Amphibalanus eburneus* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

Sua maior ocorrência ao longo do estudo (Fig. 17) foi em maio de 2020, com presença em todas as campanhas de 2021 e 2022, e em 2023 ocorreu em agosto e novembro em valores menores.

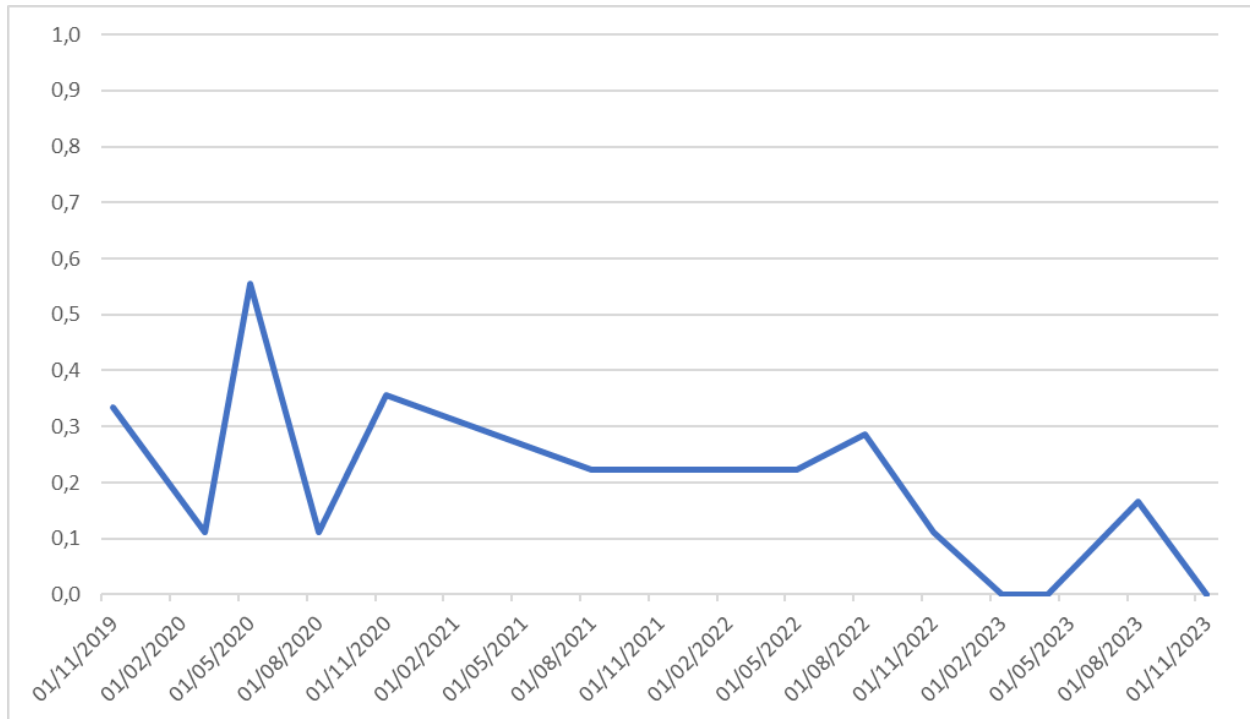


Figura 17. Ocorrência de *Amphibalanus eburneus* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

***Amphibalanus reticulatus* (Utinome, 1967)**



Figura 18. Aspecto externo de *Amphibalanus reticulatus* (Fonte: Smithsonian, 2024).

Filo: Arthropoda

Classe: Thecostraca

Ordem: Balanomorpha

Família: Balanidae

Gênero: *Amphibalanus*

Espécie: *Amphibalanus reticulatus*

Descrição da introdução

A introdução de *Amphibalanus reticulatus* (Fig. 18) se deu através da incrustação em substratos consolidados de navios e por água de lastro, desde a década de 1990 (Lopes, 2009).

Distribuição geográfica

A. reticulatus é nativo do Oceano Indo-Pacífico, e foi registrada pela primeira vez no sul do Japão (Smithsonian.c, 2024), sendo sua distribuição considerada circumtropical (Fig. 19) (Lopes, 2009).

Primeiro registro no Brasil

O primeiro registro no Brasil foi em Pernambuco em 1990, em seguida na Bahia em 1992 e no Rio de Janeiro em 1996 (Lopes, 2009).

Primeiro registro no Paraná

No Paraná a espécie foi observada por Neves et al. (2007) no Iate Clube de Paranaguá, rio Itiberê, nas imediações da área portuária na Baía de Paranaguá (PR).

Ecologia

A. reticulatus é encontrado principalmente sobre substratos consolidados na linha do infralitoral ou mediolitoral. É uma das principais espécies descritas em substratos artificiais de marinas e portos. Conseguem recrutar por agregados, o que facilita o aumento da densidade e, posteriormente, da sobrevivência (Lopes, 2009).

Impactos

Já que está presente no infralitoral e mediolitoral, pode alterar a composição das comunidades nativas desses ambientes. Assim que se estabelece no substrato, cresce e pode competir com outros cirripédios por espaço, interferindo diretamente na densidade populacional de outras espécies. Pode impactar economicamente em cascos de navios através da bioincrustação (Lopes, 2009).

Mapa de ocorrência



Figura 19. Mapa de ocorrência global de *Amphibalanus reticulatus* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

Sua ocorrência durante o estudo foi constante (Fig. 20), mas com picos variáveis. Os maiores valores de frequência nas placas foram em fevereiro e agosto de 2020, maio de 2022, fevereiro, maio e agosto de 2023.

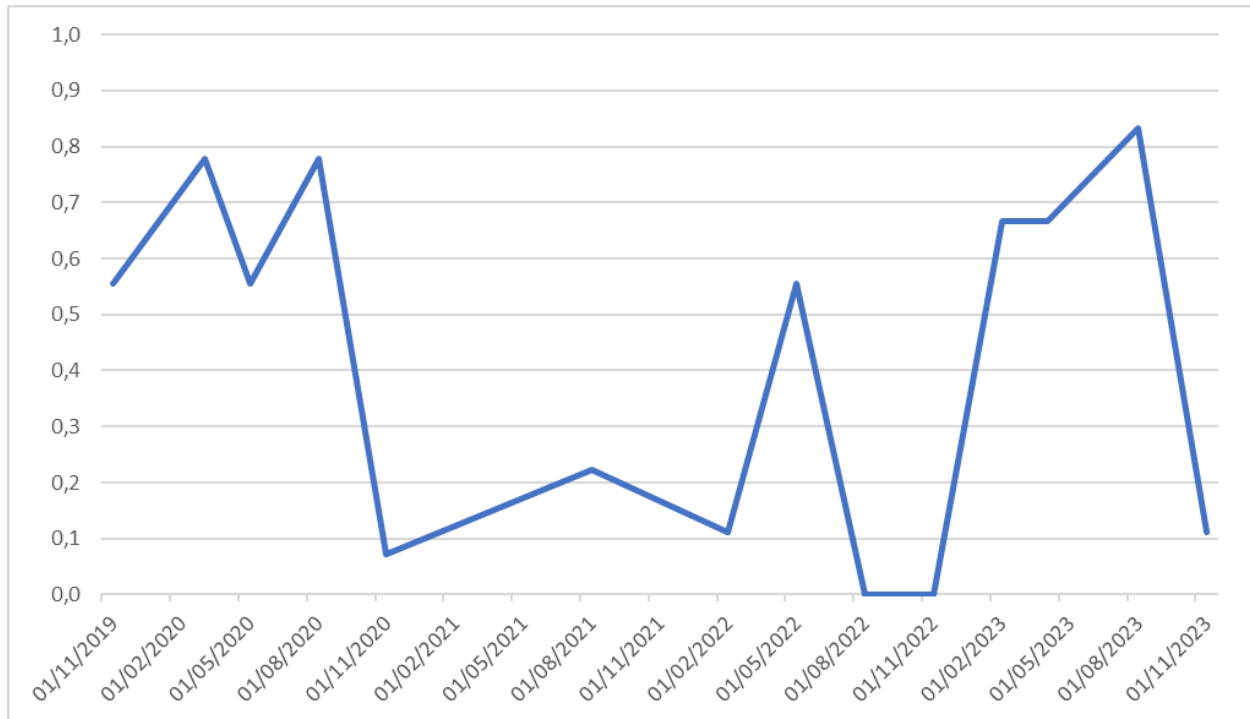


Figura 20. Ocorrência de *Amphibalanus reticulatus* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

***Striatobalanus amarylus* (Darwin, 1854)**

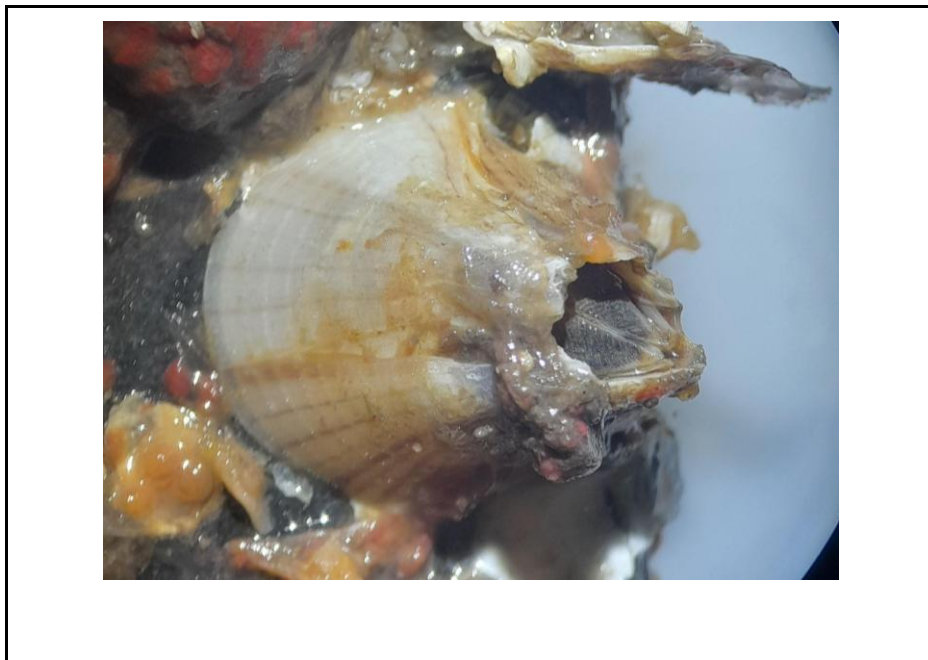


Figura 21. Aspecto externo de *Striatobalanus amarylus*.

Filo: Arthropoda
Classe: Thecostraca
Ordem: Balanomorpha
Família: Balanidae
Gênero: *Striatobalanus*
Espécie: *Striatobalanus amaryllis*

Descrição da introdução

Introduzido no Brasil, provavelmente, por bioincrustação ou água de lastro. *Striatobalanus amaryllis* (Fig. 21) foi registrado no Piauí em 1982, sendo o primeiro registro no Oceano Atlântico. Registros posteriores foram no Rio Grande do Norte, Pernambuco, Bahia, e em 2005, no Paraná (Lopes, 2009).

Distribuição geográfica

Sua distribuição se expande pelo Oceano Indo-Pacífico Ocidental, Filipinas, África Oriental e Atlântico Sul Ocidental (Fig. 22) (Lopes, 2009).

Primeiro registro no Brasil

Primeiro registro no Piauí em 1982, feito por Young (1989).

Primeiro registro no Paraná

Primeiro registro da espécie no Estado foi em 2005, por Neves et al. (2007), no late Clube de Paranaguá, nas imediações da área portuária.

Ecologia

Striatobalanus amaryllis é uma espécie adaptável encontrada em ambientes marinhos costeiros e estuarinos, fixando-se em substratos consolidados em profundidades que variam de 3 a 500 metros. Originários do Indo-Pacífico, são comumente encontrados no sublitoral nessa região e foram registrados na zona entremarés no Brasil (Lopes, 2009).

Impactos

Embora não haja informações específicas sobre seus impactos econômicos ou ecológicos, a capacidade de *S. amaryllis* de ocupar uma variedade de habitats sugere potencial competição por espaço com outras espécies nativas. Já os prejuízos econômicos causados por *S. amaryllis* no Brasil e em outros lugares são relacionados ao fato de que substratos artificiais, como cascos de navios, plataformas de petróleo e tubulações de usina, podem ser completamente colonizados por cracas, o que resulta na corrosão dos metais e consequente aumento nos custos de manutenção (Lopes, 2009)

Mapa de ocorrência



Figura 22. Mapa de ocorrência global de *Striatobalanus amarylis* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

A espécie esteve presente nas placas de recrutamento de 2020 até meados de 2021 (Fig. 23), quando se torna ausente a partir daí.

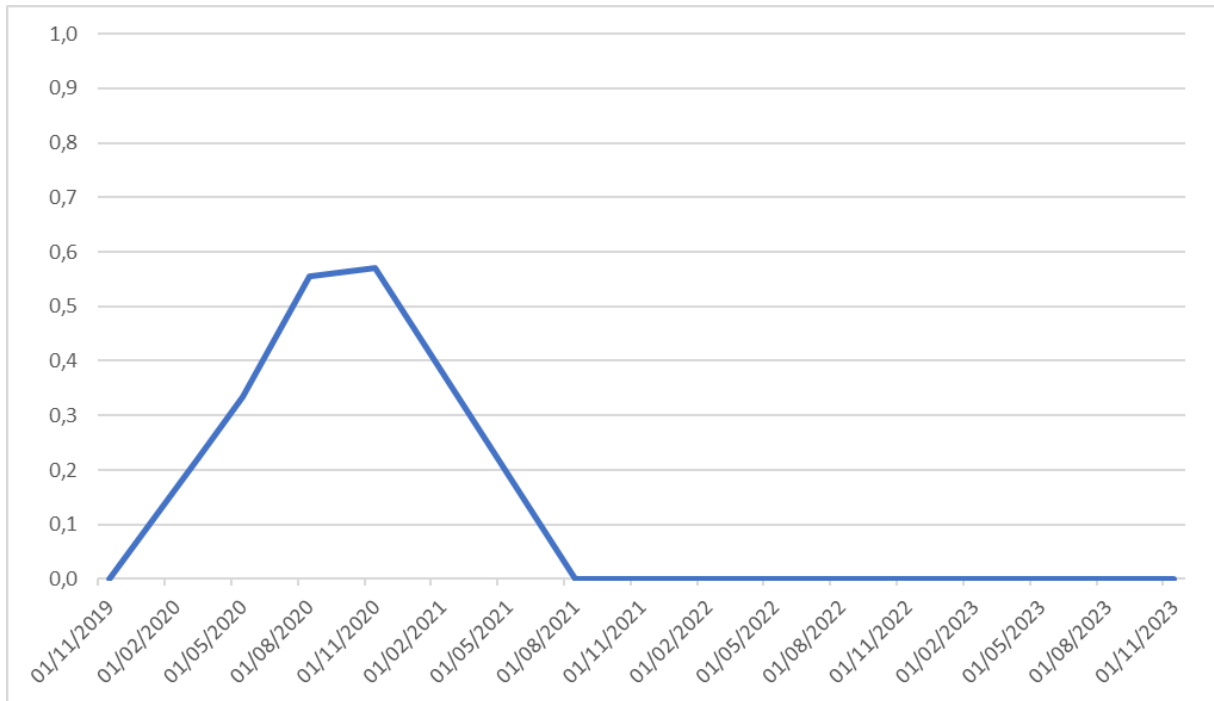


Figura 23. Ocorrência de *Striatobalanus amarylis* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

***Sphaeroma walkeri* (Stebbing, 1905)**

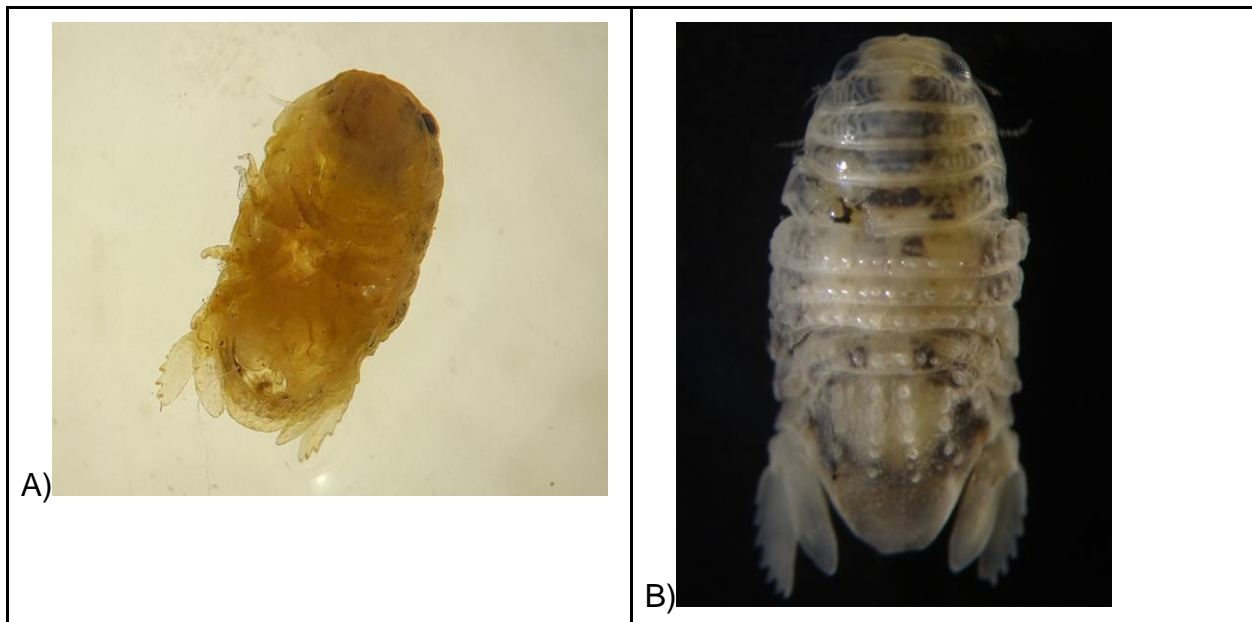


Figura 24. A) *Sphaeroma walkeri* de Paranaguá, Paraná. B) *Sphaeroma walkeri* da marina Porto América, Espanha (Fonte: Martínez-Laiz et al., 2018).

Figura 24. A) *Sphaeroma walkeri* de Paranaguá, Paraná. B) *Sphaeroma walkeri* da marina Porto América, Espanha (Fonte: Martínez-Laiz et al., 2018).

Descrição de introdução

A espécie foi descrita para o Sri Lanka nos anos 1950-60, com muitos registros posteriores no Indo-Pacífico. Foi descrita como introduzida no sul da África e Austrália entre outras localidades. Atualmente a espécie coloniza áreas temperadas quentes e tropicais em muitas partes do mundo. É encontrada em fendas e galerias nos cascos de navios, pilares e boias, e em água de lastro, considerando sua capacidade de natação (Smithsonian.d, 2024).

Distribuição geográfica

S. walkeri (Fig. 24) é nativo do Oceano Índico e possui uma ampla distribuição geográfica no mundo (Fig. 25). Diversas populações dessa espécie são encontradas no Atlântico, Mediterrâneo, China, Austrália, Califórnia e Havaí (Smithsonian.d, 2024).

Primeiro registro no Brasil

No Brasil, *Sphaeroma walkeri* foi relatado na Ilha do Mel, em 1953, no litoral do Paraná (Loyola e Silva, 1960). Os mesmos autores registram a espécie em Fortaleza, no Ceará. Adiante, foi relatado na Praia de Itaipu, no Rio de Janeiro (Pires, 1982).

Primeiro registro no Paraná

Em 1953, na Ilha do Mel (Loyola e Silva, 1960).

Ecologia

Essa espécie vive normalmente em regiões costeiras de águas abrigadas, onde predominam climas quentes e tropicais. Vivem em fendas e sob rochas e associados a outros animais de substratos consolidados que criam habitats protegidos. Ocorrem em boias, pilares, flutuadores, cascos etc. (Carlton, 1981?)

Impactos

S. walkeri não perfura substratos, porém habita em fendas, no interior de rochas, madeiras, estacas, flutuadores, boias e cascos de navios e barcos. E apesar de ser encontrado em diversas partes do mundo, não foram registrados impactos ecológicos ou econômicos para essa espécie (Smithsonian.d, 2024).

Mapa de ocorrência



Figura 25. Mapa de ocorrência global de *Sphaeroma walkeri* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

Ao longo do estudo tiveram ocorrência bastante esporádica em 2022 e 2023 (Fig. 26) sempre em baixas abundâncias nas placas.

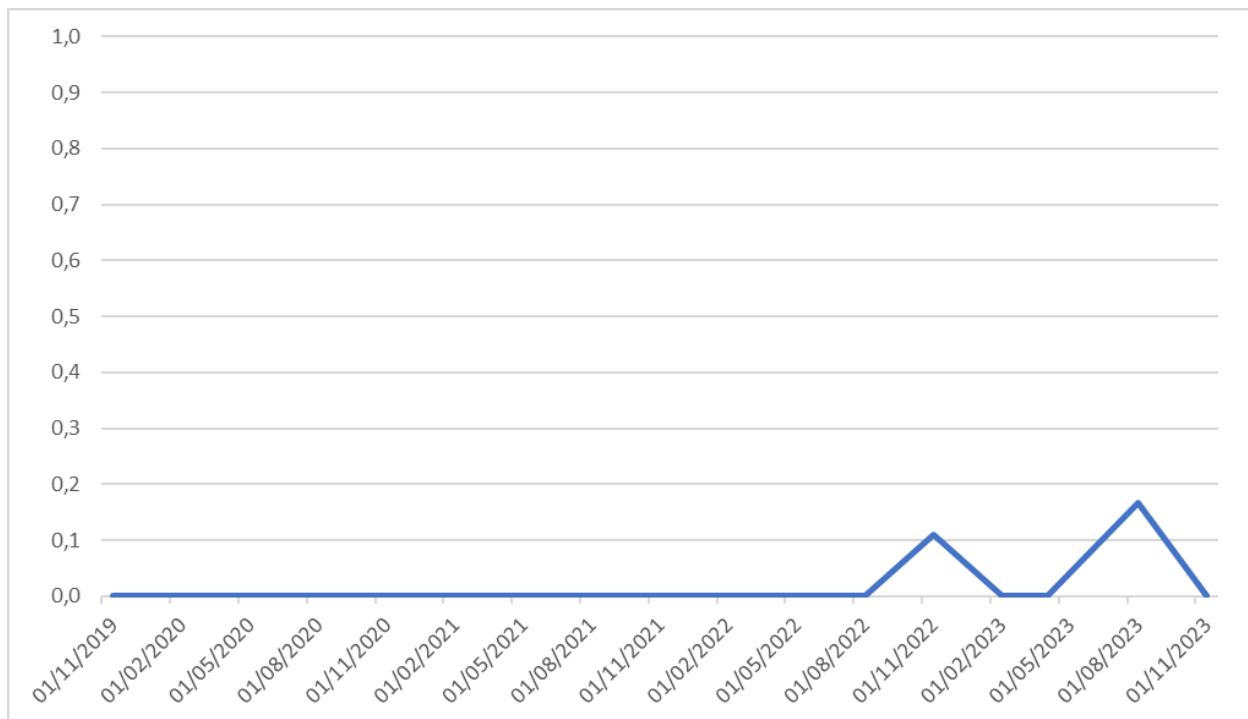


Figura 26. Ocorrência de *Sphaeroma walkeri* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

***Photis longicaudata* (Spence Bate & Westwood, 1862)**



Figura 27. Aspecto externo de *Photis longicaudata* (Fonte: Flickr, 2019).

Filo: Arthropoda

Classe: Malacostraca

Ordem: Amphipoda

Família: Photidae

Gênero: *Photis*

Espécie: *Photis longicaudata*

Descrição da introdução

Desconhecido.

Distribuição geográfica

P. longicaudata (Fig. 27) possui uma larga distribuição sobre o nordeste e oeste do Oceano Atlântico, desde a Flórida até o sul do Uruguai. Entretanto, é encontrada também em outras regiões, como o Mar de Barents, que banha as costas da Noruega e Rússia, além de já ser encontrada também na Península Ibérica, Mediterrâneo, litoral da África do Sul, Índia, China e Coreia do Sul (Fig. 28) (Tyler-Walter, De-Bastos e Watson, 2023).

Primeiro registro no Brasil

Desconhecido.

Primeiro registro no Paraná

Desconhecido, mas já citado em estudos de costões rochosos da região do litoral do Paraná.

Ecologia

Esta espécie já foi relatada em locais com a salinidade da superfície da água variando de 10 a 35 psu, apesar de já ser registrada em uma faixa de 30 a 35 psu (Tyler-Walter, De-Bastos e Watson, 2023).

Impactos

Desconhecido.

Mapa de ocorrência



Figura 28. Mapa de ocorrência global de *Photis longicaudata* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

A ocorrência de *P. longicaudata* se deu com uma média acima de 0,7 em fevereiro de 2020 e somente ocorreu novamente em 2023, em fevereiro, maio e agosto, com seu maior valor em maio acima de 0,5 (Fig. 29).

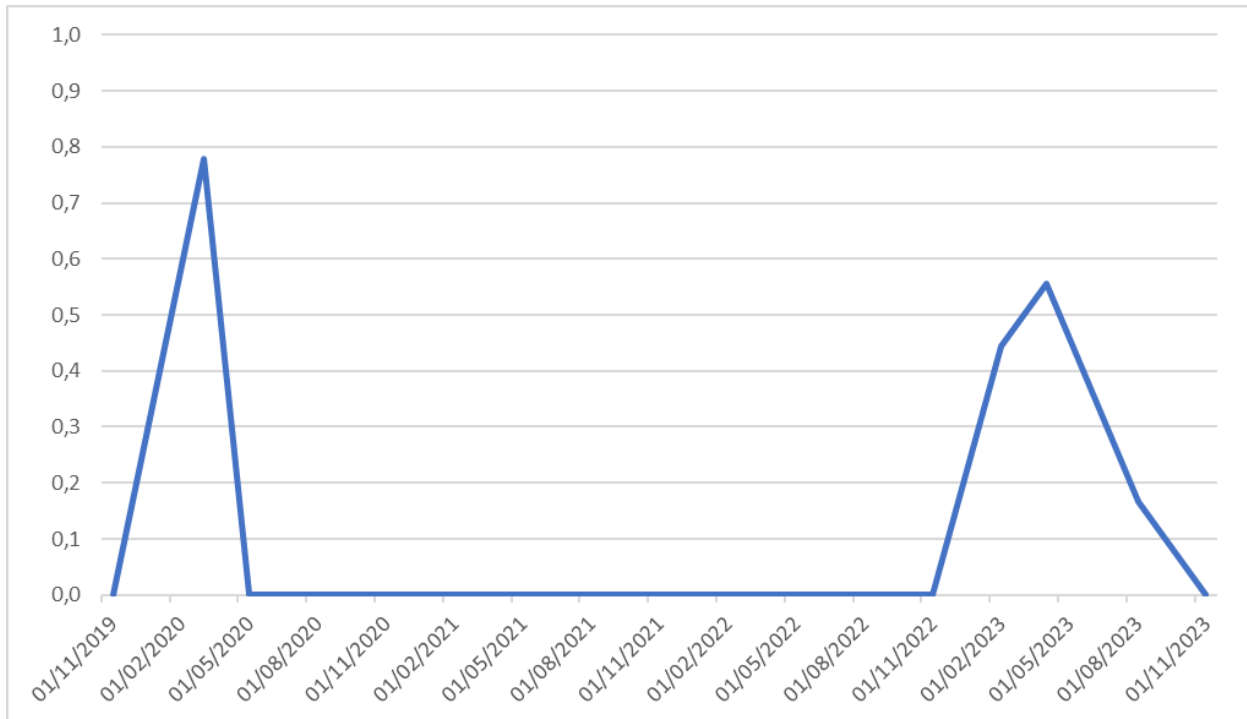


Figura 29. Ocorrência de *Photis longicaudata* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

Echinodermata

Ophiothela mirabilis (Verrill, 1867)



Figura 30. A) Indivíduo de *Ophiothela mirabilis* (Fonte: Cifonauta, 2006). B) Vários indivíduos de *Ophiothela mirabilis* sobre gorgônia (Fonte: Cifonauta, 2005).

Filo: Echinodermata

Classe: Ophiuroidea

Ordem: Amphilepidida
Família: Ophiotrichidae
Gênero: *Ophiothela*
Espécie: *Ophiothela mirabilis*

Descrição de introdução

Em 2000, o primeiro registro de ocorrência de *Ophiothela mirabilis* (Fig. 30A) no Atlântico foi documentado, sendo identificado em proximidade à Ilha do Pai, no Rio de Janeiro (Hendler et al., 2012) e já foi descrito interagindo com uma variedade de hospedeiros, incluindo esponjas, cnidários, ascídias, briozoários e outras espécies (Mantelatto et al., 2016).

Distribuição geográfica

Nativo do Indo-Pacífico Oeste e Central e recifes do leste do pacífico tropical (Hendler et al, 2012), hoje ocorrendo em todas as costas tropicais (Fig. 31).

Primeiro registro no Brasil

No Brasil, foi registrado pela primeira vez no Rio de Janeiro, nas águas da Ilha do Pai, em 2000 (Hendler et al, 2012).

Primeiro registro no Paraná

Na Ilha do Mel (PR), em 2009 (Hendler et al, 2012).

Ecologia

Ophiothela mirabilis é um ofiúro epizóico, vivendo de forma hospedeira sobre diversos animais que servem de substrato para sua locomoção, como esponjas, ascídias, gorgônias e outros animais bentônicos (Fig. 30B). Normalmente encontra-se abundante sobre estes organismos, ocupando significativamente o nicho ecológico de espécies nativas, o que resulta em impactos danosos ao ecossistema local (Mantelatto et al., 2016). É considerado invasor devido à sua grande densidade desde seu primeiro registro no Brasil, além da capacidade de se reproduzir por fragmentação (fissiparidade) e sobreviver em diferentes locais e diferentes condições de salinidade, profundidade, correntes marinhas, dentre outros. Pode se dispersar também aderido aos detritos e substratos que ocupam.

Impactos

Sua presença pode afetar a capacidade biológica do hospedeiro em que habita.

Mapa de ocorrência



Figura 31. Mapa de ocorrência global de *Ophiothela mirabilis* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

Sua ocorrência ao longo do estudo (Fig. 32) iniciou ao final de 2019, algumas ocorrências em 2020, 2021 e 2022, mas ausente em qualquer campanha de 2023, sempre em baixas densidades nas placas.

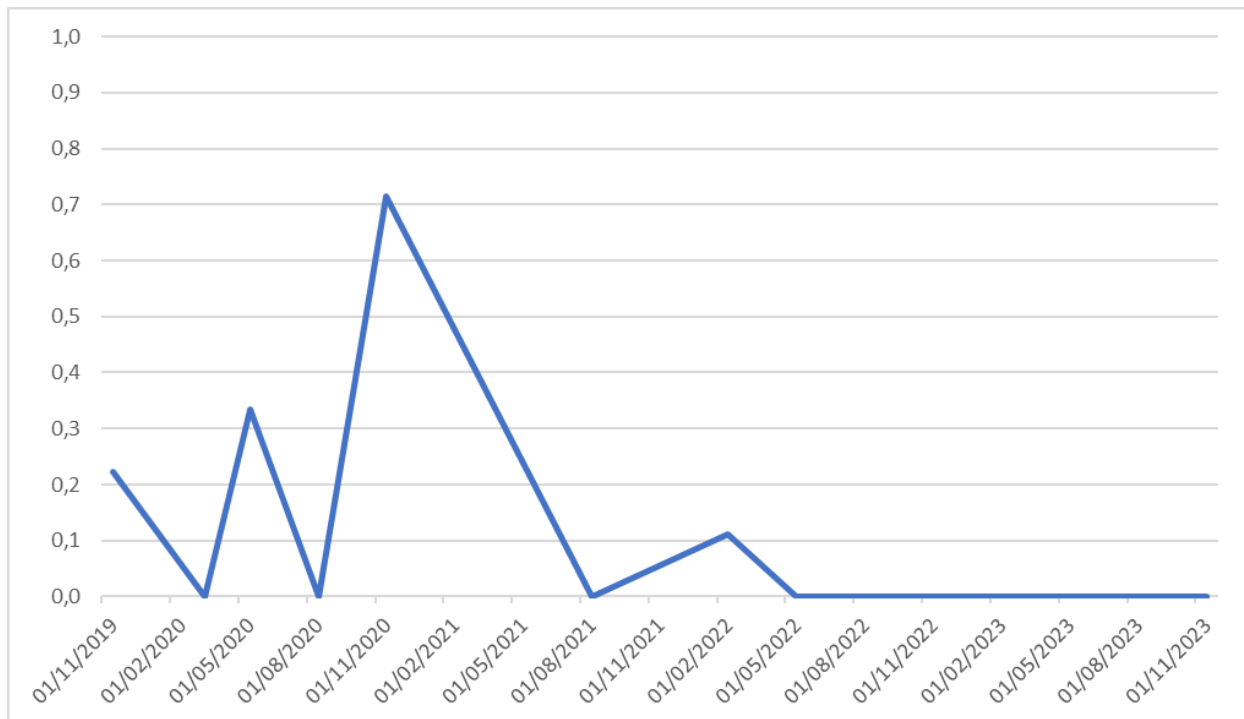


Figura 32. Ocorrência de *Ophiothela mirabilis* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

Mollusca

Perna perna (Linnaeus, 1758)

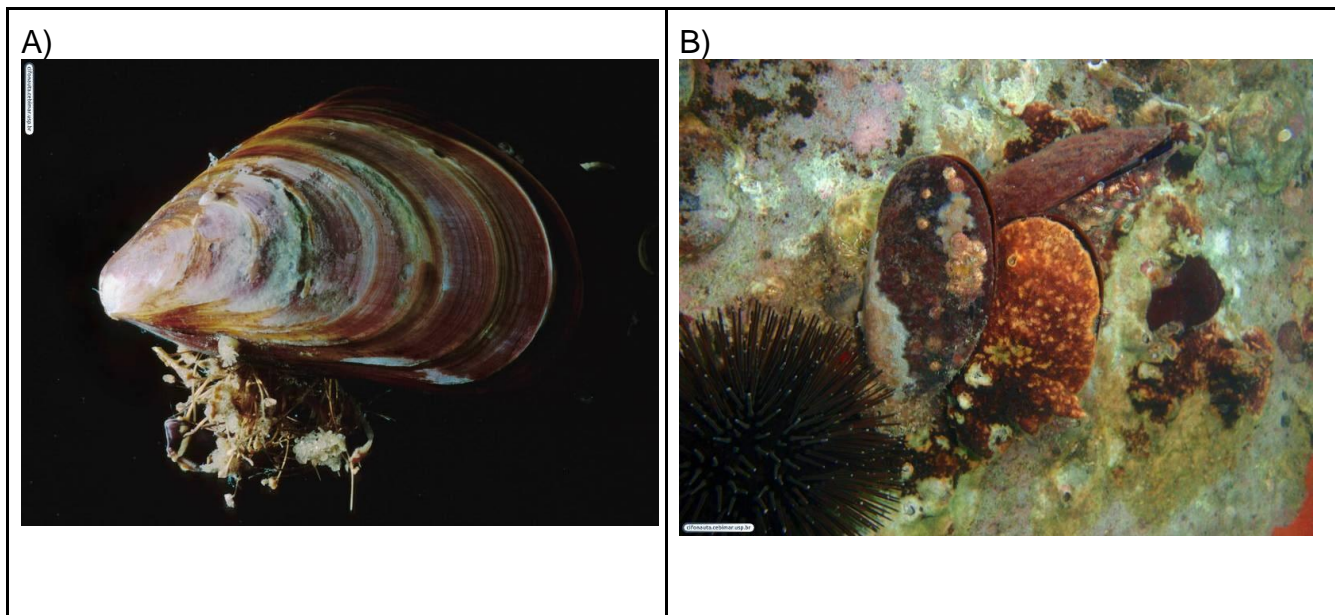


Figura 33. A) Indivíduo de *Perna perna* (Fonte: Cifonauta, 2009) B) Conchas de *Perna perna* (Fonte: Cifonauta, 2009).

Filo: Mollusca
Classe: Bivalvia
Ordem: Mytiloidea
Família: Mytilidae
Gênero: *Perna*
Espécie: *Perna perna*

Descrição da introdução

A introdução de *Perna perna* (Fig. 33) provavelmente se deu pelo tráfico negreiro com as grandes embarcações de caravelas saindo da costa africana para a costa brasileira. Não há registros fósseis de *P. perna* no Brasil (Lopes, 2009). Pesquisadores sugerem a possibilidade de ser nativo, devido às análises moleculares revelarem que essa espécie pode ter habitado o Brasil desde antes da chegada dos portugueses (Pierre et al., 2016; Stakowian e Oliveira, 2021), porém a ausência desse mexilhão em alguns estados e em sítios arqueológicos restabelecem a hipótese de que seja exótico (Souza et al., 2003).

Distribuição geográfica

É uma espécie de origem africana, sendo encontrada no Congo, Angola, Moçambique e Tanzânia. Sua distribuição além do Atlântico oriental se dá também pela costa do Brasil (Fig. 34) (Lopes, 2009).

Primeiro registro no Brasil

Provavelmente no Rio de Janeiro, entre os séculos XVIII e XIX (Souza et al., 2003; Lopes, 2009).

Primeiro registro no Paraná

Desconhecido, porém amplamente registrado em estudos nas últimas décadas.

Ecologia

Este bivalve é comumente encontrado em substratos naturais e artificiais nas águas litorais e sublitorais rasas dos oceanos subtropicais. Esta espécie forma populações densas em costões rochosos, ocorrendo desde a região entremarés até uma profundidade de 10 metros, podendo fixar-se em cascos de embarcações, como navios, plataformas de petróleo, boias de navegação e outros substratos (Lopes, 2009). É considerado invasor devido a sua alta capacidade de dispersão e reprodução, e elevadas densidades ao longo da costa brasileira.

Impactos

Devido a sua alta abundância em muitos costões, pode ter causado mudanças nos padrões de comunidades nativas, ocupando o nicho de outras espécies e alterando o ecossistema. Além disso, interfere diretamente na economia local, já que cascos de navios e outros substratos artificiais podem ficar infestados por esses mexilhões e causar a corrosão de metais, levando a um aumento nos custos de manutenção. Em relação à saúde, no mexilhão podem habitar microrganismos que causam doenças sérias em humanos, se ingeridos (Lopes, 2009). É a espécie de molusco mais cultivada no país, especialmente em Santa Catarina (Rocha et al., 2009).

Mapa de ocorrência



Figura 34. Mapa de ocorrência global de *Perna perna* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

Sua ocorrência ao longo do estudo (Fig. 35) se deu unicamente em uma placa de agosto de 2022, não sendo encontrado em outras campanhas.

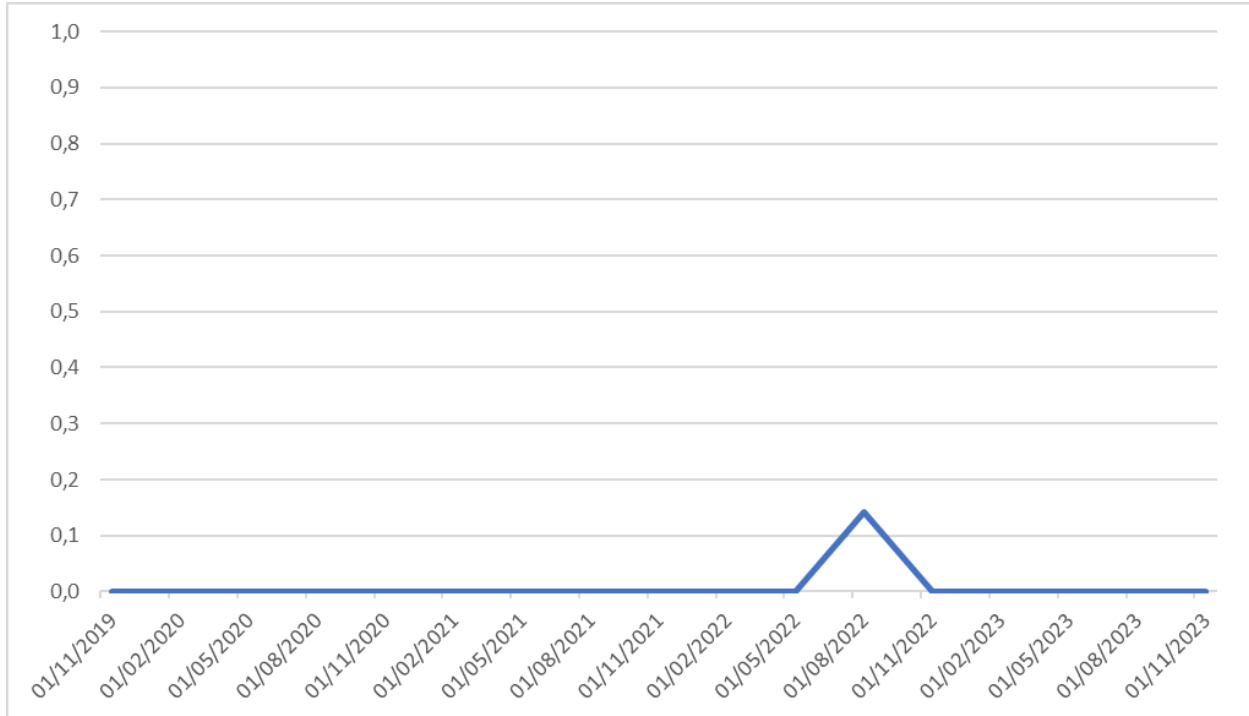


Figura 35. Ocorrência de *Perna perna* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

***Perna viridis* (Linnaeus, 1758)**

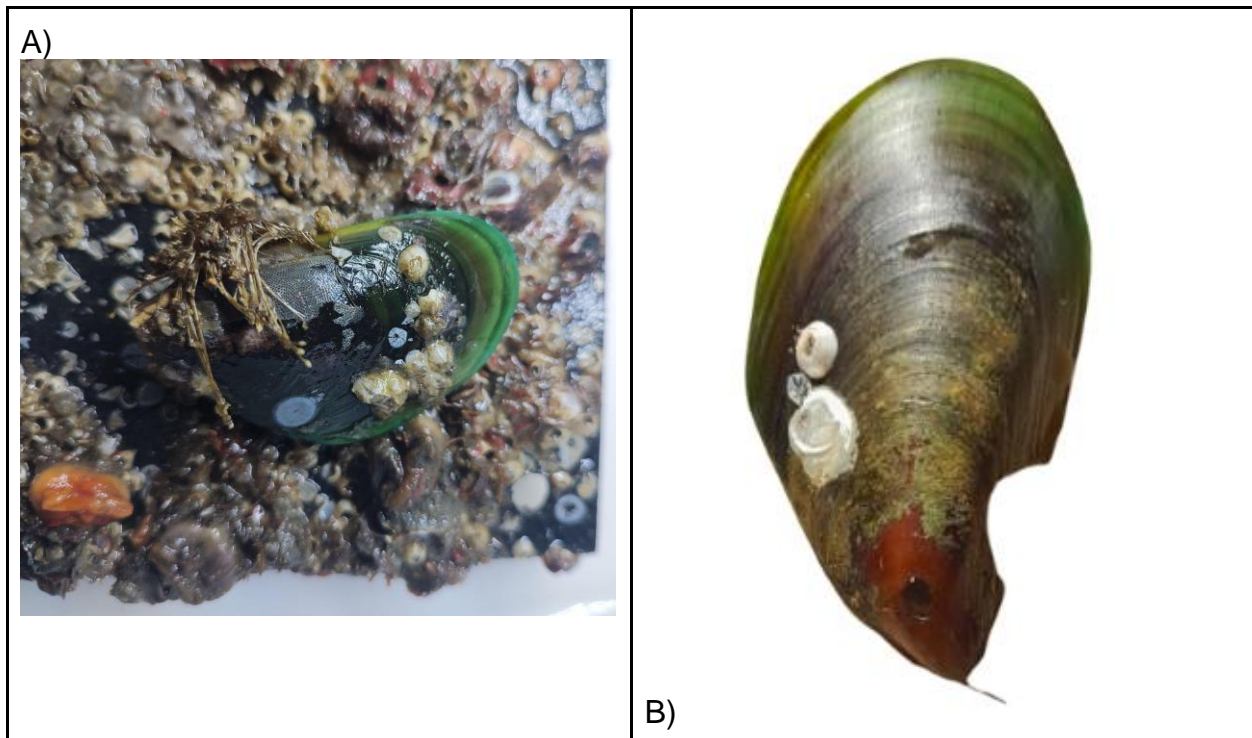


Figura 36. A) *Perna viridis* incrustada em placa de PVC em maio de 2023 (Fonte: Guilherme, 2023). B) Concha de *Perna viridis* encontrada em uma praia da Ilha do Mel em 2024.

Filo: Mollusca

Classe: Bivalvia

Ordem: Mytilida

Família: Mytilidae

Gênero: *Perna*

Espécie: *Perna viridis*

Descrição da introdução

O mexilhão verde, *Perna viridis* (Fig. 36), é uma espécie nativa do Oceano Indo-Pacífico, mas com descrições de introdução no Japão, Austrália, África, Caribe e no Atlântico Norte (Messano et al., 2019). É um mexilhão facilmente transportado como fouling nos cascos de navios, na fase larval em água de lastro e pela maricultura (Smithsonian.e, 2024). No Atlântico Sul os registros são mais recentes. Em um estudo de instalação de placas anti-incrustantes que durou mais de 20 anos, indivíduos foram observados em 2018, em pilares de cais e costões rochosos na Ponta da Areia, em Niterói, no Rio de Janeiro (Messano et al., 2019).

Distribuição geográfica

P. viridis é uma espécie nativa do Oceano Indo-Pacífico, mas com registros no Japão, Austrália, África, Caribe e no Atlântico (Fig. 37).

Primeiro registro no Brasil

Em 2018, na cidade de Niterói, no Rio de Janeiro (Messano et al., 2019).

Primeiro registro no Paraná

A espécie foi observada pela primeira vez no Paraná em 2022 (obs. pess.), na Ilha das Bananas em Paranaguá, com numerosas outras observações em substratos naturais e artificiais, sendo formalmente registrada apenas em 2024 (Beltrão et al., 2024) a partir de análises moleculares de indivíduos coletados em estruturas artificiais de uma marina no estuário de Paranaguá (PR).

Ecologia

As larvas de *P. viridis* podem assentar em uma variedade de substratos como rochas, madeira, concreto, conchas de outros moluscos, e mesmo em substratos inconsolidados aderidos uns aos outros. Também são conhecidos pela plasticidade na tolerância fisiológica a salinidade e temperatura (Smithsonian.e, 2024).

A incrustação de *P. viridis* em estruturas artificiais, como casco de navios e cais é bastante relatada, até mesmo a água de lastro já foi descrita como um possível vetor de introdução (Messano et al., 2019).

Impactos

Possível competição com espécies nativas (Messano et al., 2019).

Mapa de ocorrência



Figura 37. Mapa de ocorrência global de *Perna viridis* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

A presença de *P. viridis* nas placas foi restrita a agosto de 2023, já que foi a época em que esta espécie foi descoberta e proliferou no estuário de Paranaguá (Fig. 38), marcando presença também nas placas coletadas em 2024 (não incluídas no presente estudo) bem como em outros pontos do estuário e da costa sul e sudeste brasileira na mesma época.

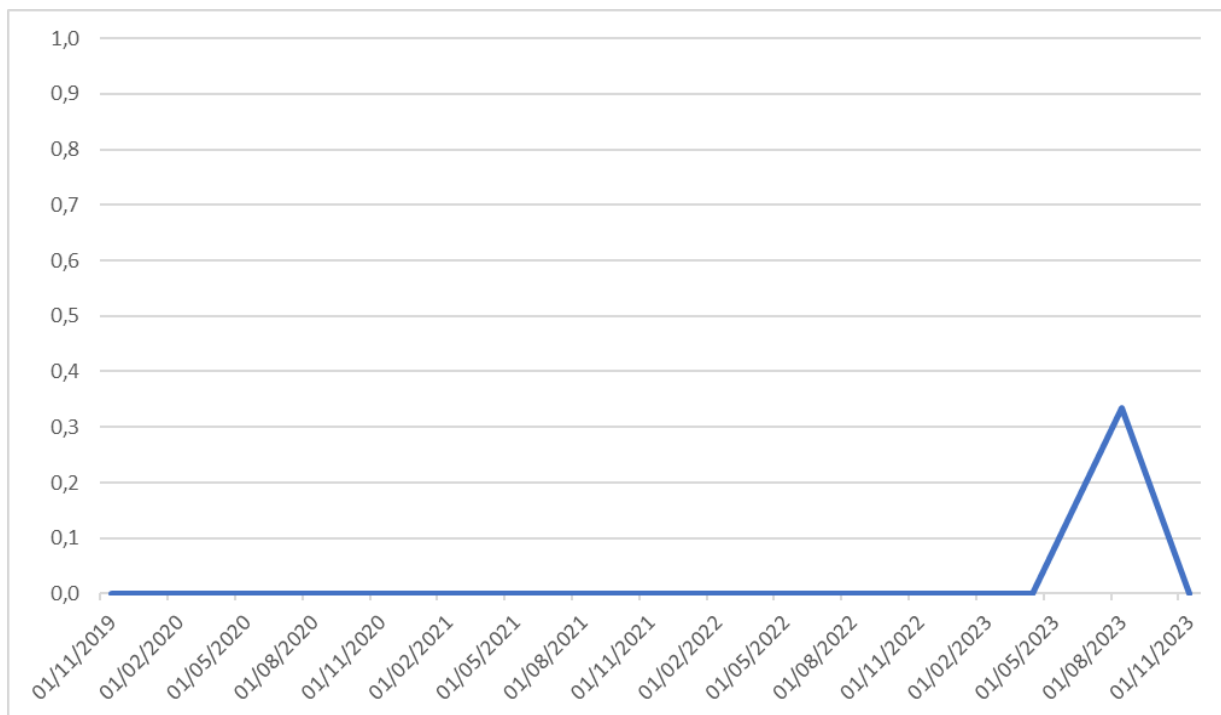


Figura 38. Ocorrência de *Perna viridis* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

Isognomon bicolor (C. B. Adams, 1845)

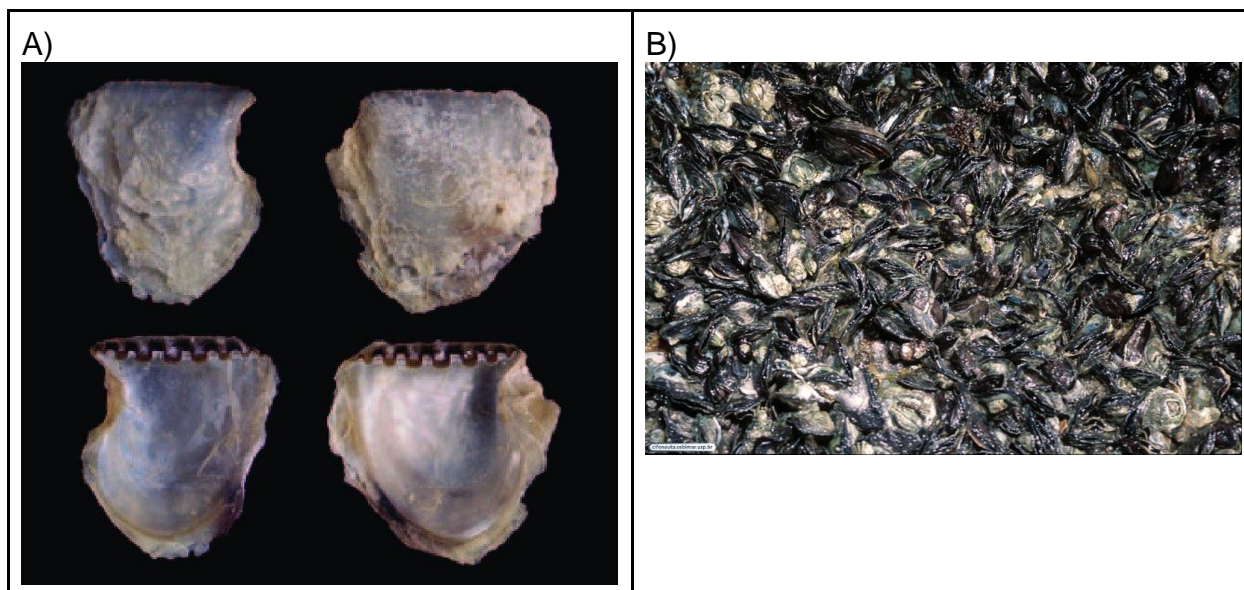


Figura 39. A) Morfologia interna e externa de *Isognomon bicolor* (Fonte: Holmes et al., 2015). B) *Isognomon bicolor* sobre cracas (Fonte: Cifonauta, 2009).

Filo: Mollusca

Classe: Bivalvia
Ordem: Ostreida
Família: Isognomonidae
Gênero: *Isognomon*
Espécie: *Isognomon bicolor*

Descrição da introdução

Levanta-se a hipótese de que a introdução de *Isognomon bicolor* (Fig. 39) ocorreu entre 1970 e 1980 no sudeste e sul do Brasil. A dispersão da espécie se deu após a década de 90, quando houve expansão de sua distribuição pelo Brasil (Martinez, 2012), ocupando nichos de bivalves e cirripédios em costões rochosos. Porém, estudos conduzidos por Ferreira-Silva (2008) e López (2008) evidenciaram uma alta mortalidade desta espécie em costões do Rio de Janeiro, sem clara indicação de quais os fatores levaram a este acontecimento. É importante lembrar que Fischer e Colley (2005) fazem menção ao fato de que espécies invasoras, após estabelecidas em um ecossistema, podem passar por uma fase de alta densidade populacional, uma fase de estabelecimento, e em seguida, uma redução significativa da população. Mesmo assim, a espécie continua presente no sudeste e sul do Brasil.

Distribuição geográfica

Bermudas, EUA (Flórida e Texas), Bahamas, México, Cuba, Jamaica, Porto Rico, Ilhas Virgens (Saint Thomas), Martinica, Trindade, Panamá, Colômbia (Santa Marta), Venezuela (Ilha Margarida) e Brasil (Fig. 40) (Lopes, 2009).

Primeiro registro no Brasil

O primeiro registro no país foi na Praia de Barequeçaba, em São Sebastião (São Paulo), em 1994, de forma não intencional (Lopes, 2009).

Primeiro registro no Paraná

No Paraná, a primeira ocorrência foi em 2005, realizada por Santos et al. (2005) em costões rochosos de Guaratuba, Matinhos e Paranaguá (Ilha do Mel e Ilha da Galheta), especialmente no supralitoral dos costões.

Ecologia

Quanto ao habitat, os indivíduos de *I. bicolor* permanecem fixos na superfície de costões rochosos, em áreas onde há leves impactos das ondas, aliviadas pelas condições de relevo ou do próprio substrato do costão. São encontrados do supralitoral ao infralitoral, sendo a zona entremarés onde se encontra maior abundância da espécie. Ocorrem normalmente em abundância alta, já que favorece proteção contra as ondas e a

predação, além de também ser encontrado em fendas e no interior de estruturas de outros animais que habitam o mesmo nicho (Lopes, 2009).

Impactos

Esta espécie tem causado mudanças significativas na estrutura das comunidades nativas em costões no Brasil. Alguns pesquisadores apontam uma possível competição espacial entre *Isognomon bicolor* e *Perna perna*. Em consequência a essa competição, em alguns locais, está causando a diminuição da abundância de *P. perna* (Lopes, 2009), o qual é relevante para a economia local na maricultura. Além disso, *I. bicolor* coloniza substratos artificiais como píers, o que pode causar prejuízos às embarcações. Em boias de navegação, a bioincrustação eleva o peso e diminui a flutuação da boia (Lopes, 2009).

Mapa de ocorrência



Figura 40. Mapa de ocorrência global de *Isognomon bicolor* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

A ocorrência de *I. bicolor* ao longo do estudo foi restrita a uma placa em agosto de 2020 (Fig. 41).

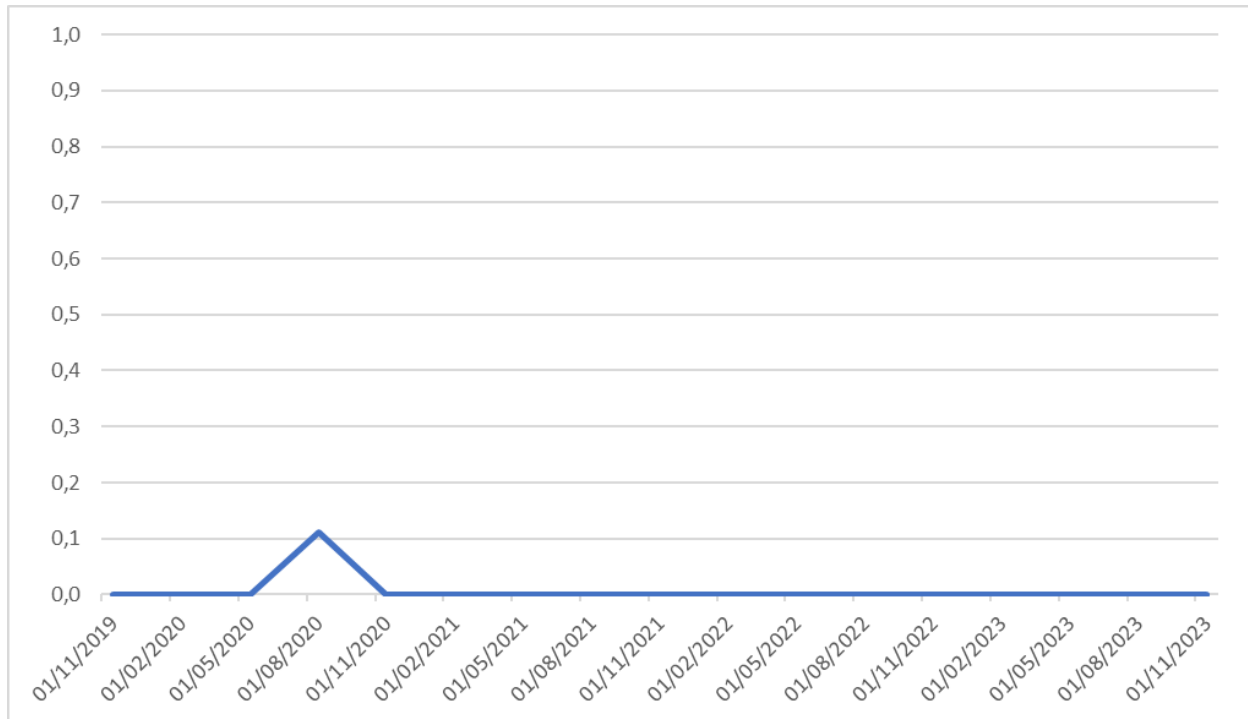


Figura 41. Ocorrência de *Isognomon bicolor* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

***Saccostrea cucullata* (Born, 1778)**

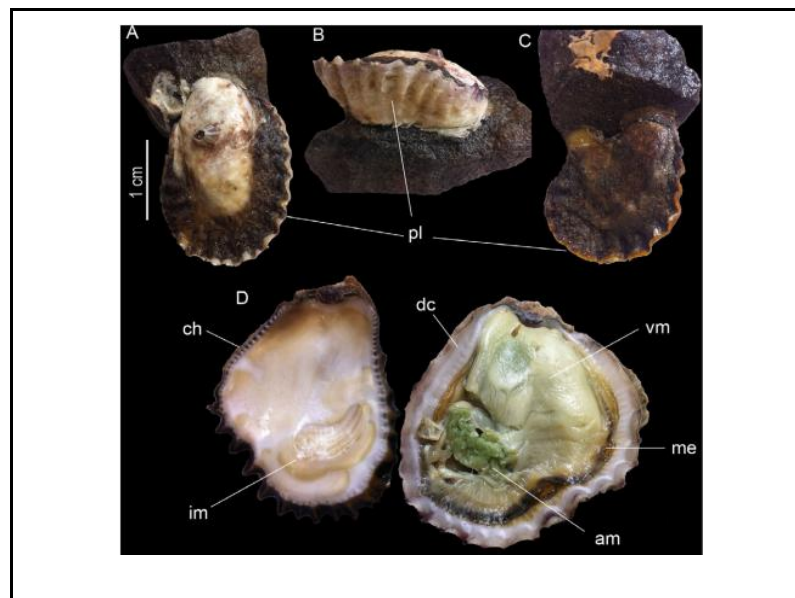


Figura 42. Detalhes morfo-anatômicos de *Saccostrea cucullata* (Amaral et al., 2020).

Filo: Mollusca

Classe: Bivalvia
Ordem: Ostreida
Família: Ostreidae
Gênero: *Saccostrea*
Espécie: *Saccostrea cucullata*

Descrição da introdução

O primeiro registro da espécie fora de sua distribuição natural é provavelmente para o Panamá caribenho. No Brasil, a grande conectividade entre portos no sul e sudeste pode ser a responsável pela dispersão, por embarcações comerciais ou recreacionais entre 2005 e 2014 (Amaral et al., 2020).

Distribuição geográfica

Sua distribuição compreende o Oceano Indo-Pacífico, costa sul e leste da África, provavelmente seu local de origem. A espécie foi introduzida em vários locais como Havaí e outras ilhas do pacífico, Mar Mediterrâneo e Canal de Suez, Atlântico leste e oeste. No Brasil, já foi registrada em São Paulo, Rio de Janeiro, Paraná e Santa Catarina (Fig. 43) (Amaral et al., 2020).

Primeiro registro no Brasil

O primeiro registro no Brasil ocorreu em 2017, em São Paulo, nos rios Itaguapé e Guaratuba e no Canal de Bertioga (Galvão et al., 2017).

Primeiro registro no Paraná

Amaral et al. (2020) apresentam vários novos registros para o sudeste e sul do país, com confirmação da espécie na Ilha do Superagui no Paraná, em 2019.

Ecologia

Na sua região nativa *S. cucullata* habita o supralitoral de costões rochosos e manguezais, tolerando diferentes níveis de salinidade e graus de exposição a ondas, por vezes formando argumentos densos (Amaral et al., 2020).

Impactos

Compete com as espécies nativas por espaço nos costões rochosos e pode ameaçar sistemas de cultivo de ostras. Comerciantes da região (com. pess.) alegam que *S. cucullata*, além de ter tamanho menor que as espécies nativas, possui carne mais amarelada e gosto mais amargo, o que pode prejudicar o comércio ou causar repulsa pelos consumidores.

Mapa de ocorrência



Figura 43. Mapa de ocorrência global de *Saccostrea cucullata* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

Apresentou baixa ocorrência no estudo, estando presente em três campanhas: novembro de 2020, fevereiro de 2021 e maio de 2021 (Fig. 44).

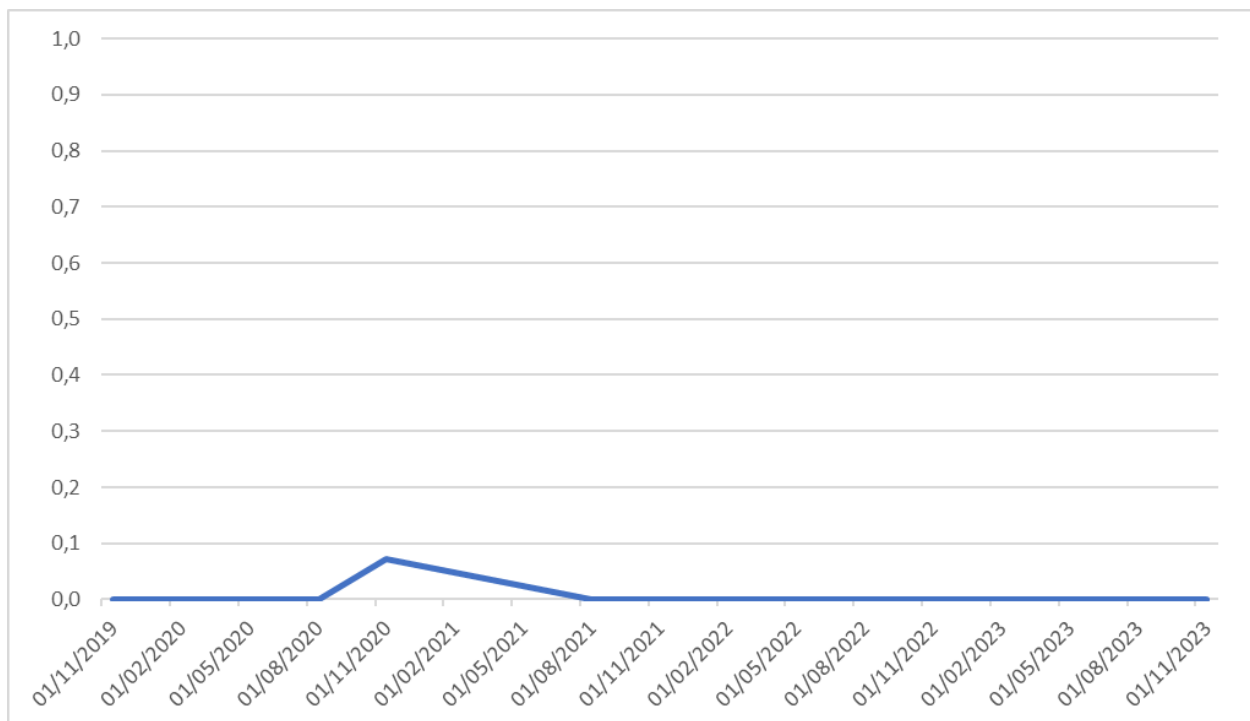


Figura 44. Ocorrência de *Saccostrea cucullata* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

Bryozoa

Schizoporella errata (Waters, 1878)

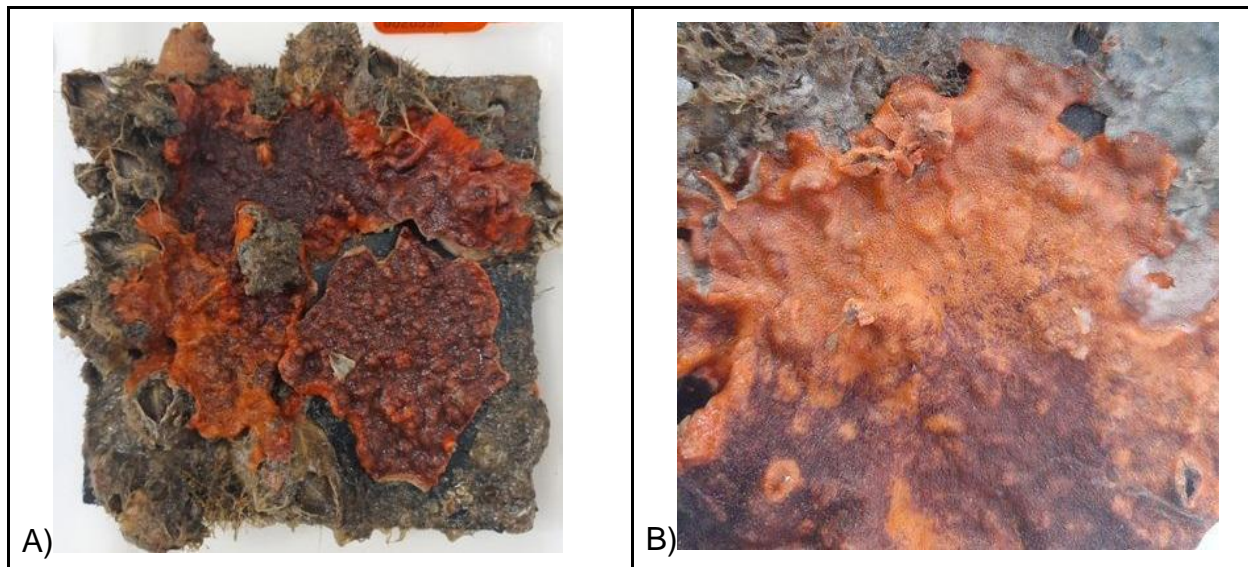


Figura 45. A) e B) Cobertura de *Schizoporella errata* sobre placa de recrutamento (Fonte: Guilherme, 2020).

Filo: Bryozoa

Classe: Gymnolaemata

Ordem: Queilostomatida

Família: Schizoporellidae

Gênero: *Schizoporella*

Espécie: *Schizoporella errata*

Descrição da introdução

A espécie foi inicialmente descoberta em 1937, no Rio de Janeiro, e portanto, sugere-se uma histórica presença na região. De acordo com os critérios estabelecidos por Chapman e Carlton (1991), essa espécie foi classificada como introduzida, não sendo encontrada em seu local de origem (Lopes, 2009). Sua introdução está diretamente relacionada à alta concentração de bioincrustações em substrato de embarcações e ao transporte de ostras de cultivo (Oricchio et al., 2019). Alguns autores mantêm a classificação de *S. errata* como criptogênica por ser um complexo de espécies, apesar de sua ocorrência concordar com vários critérios de status exótico (Miranda, Almeida e Vieira, 2018).

Distribuição geográfica

O local de origem de *Schizoporella errata* (Fig. 45) é desconhecido, porém alguns autores a consideram originária do Mediterrâneo (Oricchio et al., 2019). Sua distribuição se expande a várias regiões do mundo como no Atlântico Leste e Oeste, Pacífico Oeste, Mar Mediterrâneo e Mar Vermelho (Fig. 46) (Lopes, 2009).

Primeiro registro no Brasil

A primeira ocorrência no país foi no Rio de Janeiro em 1937 (Marcus, 1937).

Primeiro registro no Paraná

Em 2018, porém ainda não publicado.

Ecologia

Oricchio et al. (2019) mostram como *S. errata* é capaz de dominar o espaço em comunidades incrustantes sobre substrato artificial. Após uma fase de crescimento incrustante, novas camadas de zoóides vão sendo produzidas até se formarem estruturas eretas, tridimensionais, que podem servir como substrato para uma diversidade de invertebrados (Morgado e Tanaka, 2001).

Impactos

Os impactos por essa espécie são desconhecidos, porém no atual estudo observa-se grande e rápida ocupação de espaço nas placas de recrutamento, o que impede a fixação de outros incrustantes.

Mapa de ocorrência



Figura 46. Mapa de ocorrência global de *Schizoporella errata* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

Sua ocorrência ao longo do estudo foi bastante regular, marcando presença constante e abundante nas placas de recrutamento. Como observado no gráfico de ocorrência, nas oito primeiras amostragens sua frequência foi sempre superior a 50% das placas, com ocorrência mais irregular após esse período (Fig. 47)

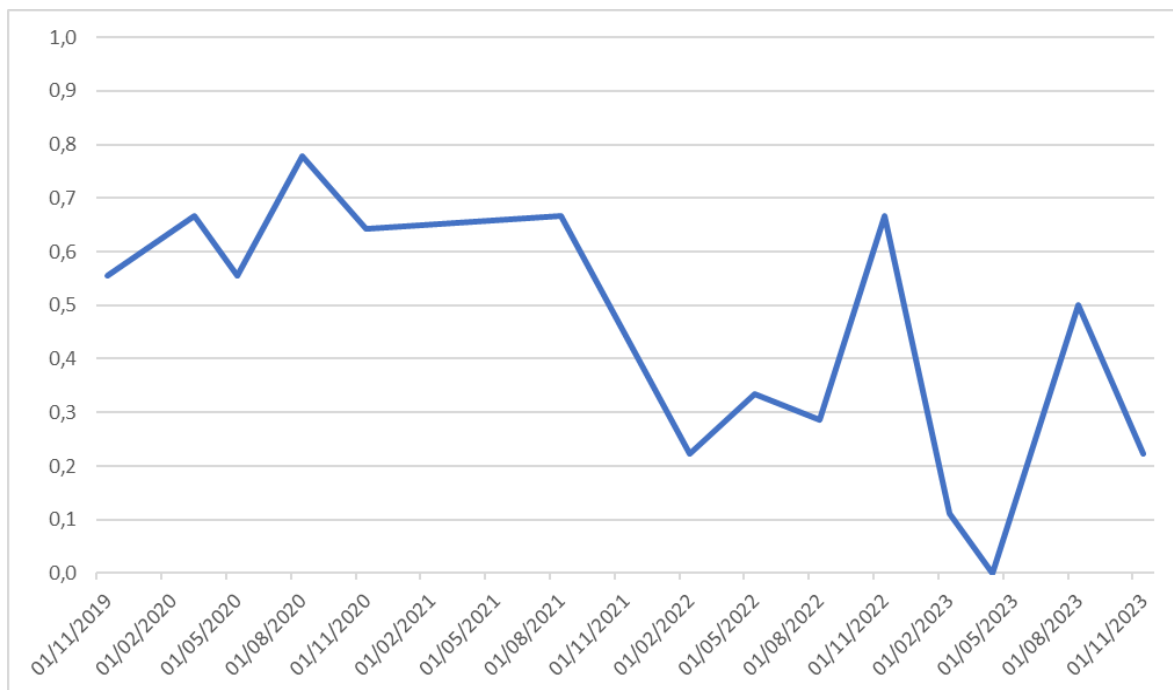


Figura 47. Ocorrência de *Schizoporella errata* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

Hippoporina indica (Pillai, 1978)



Figura 48. Aspecto externo de *Hippoporina indica*.

Filo: Bryozoa
Classe: Gymnolaemata
Ordem: Cheilostomatida
Família: Bitectiporidae
Gênero: *Hippoporina*
Espécie: *Hippoporina indica*

Descrição da introdução

Hippoporina indica (Fig. 48) está amplamente distribuída pelo mundo e provavelmente chegou ao Brasil por bioincrustação em navios (Miranda, Almeida e Vieira, 2018). É uma espécie quase exclusiva de substratos artificiais e ocorre com frequência nos arredores de áreas portuárias. No Brasil os primeiros registros são depois da década de 2000 e em locais previamente monitorados.

Distribuição geográfica

H. indica é nativa da Índia e da China. Ocorre em diversas partes do mundo, como Golfo do México, Caribe, Estados Unidos, Brasil, entre outros (Fig. 49) (Smithsonian.f, 2024).

Primeiro registro no Brasil

A espécie foi registrada formalmente pela primeira vez em 2004, a partir de coletas no late Clube de Paranaguá, no rio Itiberê, próximo à área portuária de Paranaguá (Neves et al., 2007).

Primeiro registro no Paraná

Como no item anterior.

Ecologia

H. indica é um briozoário colonial incrustante calcificado. *H. indica* pertence a um grupo taxonômico que apresenta larvas lecitotróficas com um curto período planctônico. Essas larvas rapidamente se fixam em um substrato adequado após o período planctônico e passam por metamorfose para se transformarem no primeiro zoóide de uma colônia, conhecido como a ancéstrula (Smithsonian.f, 2024).

Impactos

Hippoporina indica é dominante em diversas áreas, que inclusive tem sido registrada nas placas de recrutamento do atual estudo. Pode ocasionar impactos ecológicos significativos, especialmente em alta abundância e em substratos diferentes. A introdução dessa espécie de briozoário pode resultar em competição por espaço e

recursos com outras espécies nativas, afetando a biodiversidade local (Smithsonian.f, 2024)

Mapa de ocorrência



Figura 49. Mapa de ocorrência global de *Hippoporina indica* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

H. indica teve ocorrência bastante irregular durante o estudo, estando mais presente em algumas campanhas do que outras como se observa na Fig. 50, com um pico marcante em fevereiro de 2020 quando esteve presente em 100% das placas. Foi registrada em todas as coletas. Houve um significativo decréscimo entre novembro de 2020 e agosto de 2021, porém logo em seguida retomou sua presença mais frequente nas placas.

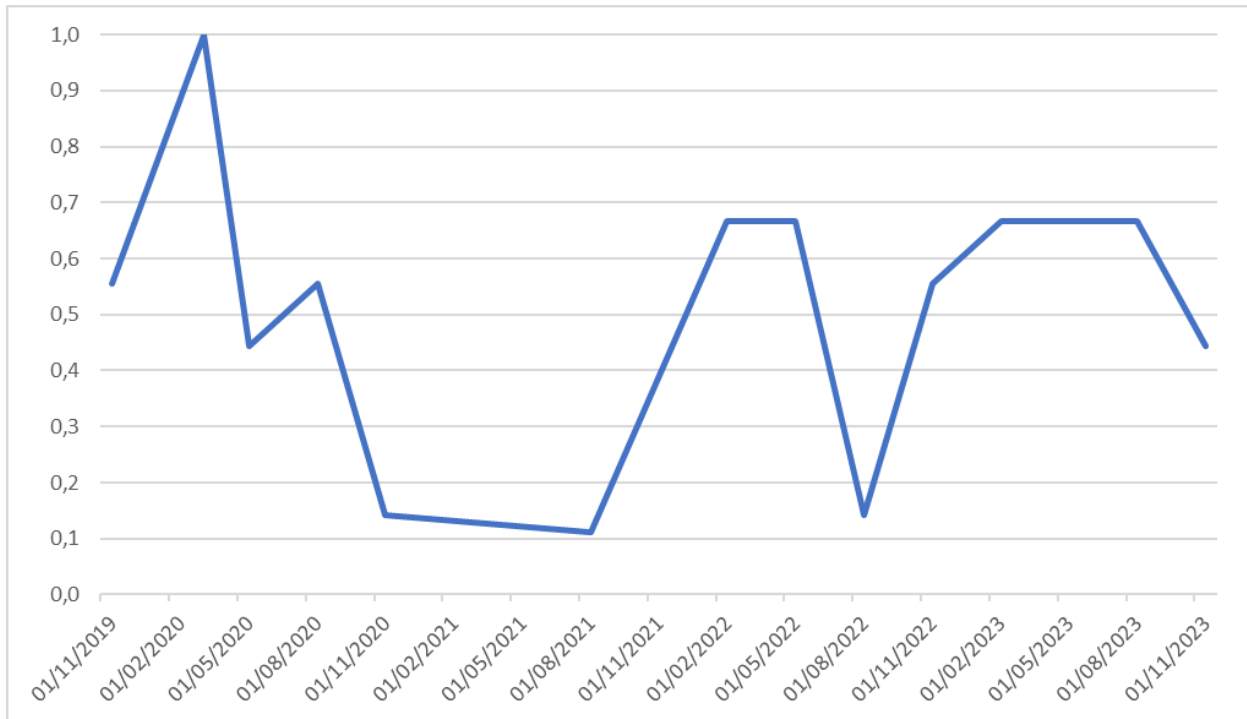


Figura 50. Ocorrência de *Hippoporina indica* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

***Bugula neritina* (Linnaeus, 1758)**



Figura 51. Aspecto externo de *Bugula neritina*.

Filo: Bryozoa

Classe: Gymnolaemata

Ordem: Queilostomata
Família: Bugulidae
Gênero: *Bugula*
Espécie: *Bugula neritina*

Descrição da introdução

Bugula neritina (Fig. 51) possui prevalência em substratos artificiais próximo a zonas portuárias. Sua origem é provavelmente do Nordeste do Oceano Pacífico, com haplótipo considerado extremamente invasivo observado no Brasil (registros de mais de 50 anos e vários recentes), Estados Unidos, Reino Unido e Mar Mediterrâneo (Fehlauer-Ale et al., 2014). Entretanto, os autores não puderam indicar a origem da invasão brasileira com maior precisão. O vetor de introdução mais provável é a bioincrustação, ou mesmo o *rafting* (Miranda, Almeida e Vieira, 2018; Smithsonian.g, 2024).

Distribuição geográfica

Sua distribuição vai do Norte da Europa, o Atlântico Sudoeste, o Pacífico Nordeste, o Pacífico Sudoeste e o Havaí (Fig. 52) (Smithsonian.g, 2024).

Primeiro registro no Brasil

B. neritina foi registrada pela primeira vez em Santos, em São Paulo, em 1937 (Smithsonian.g, 2024). Possui registros no Rio de Janeiro e Paraná (Heyse, 2009)

Primeiro registro no Paraná

A espécie foi coletada em 1983 e registrada por Heyse (2009). Entretanto, Heyse destaca que a grande expansão de *B. neritina* provavelmente decorre por ser um complexo de espécies crípticas.

Ecologia

Bugula neritina pode ser observada em substratos naturais, como rochas, e artificiais, como píeres e marinas, além de ser frequente como epibionte em uma diversidade de organismos como ascídias e outros briozoários, a partir do infralitoral (Heyse, 2009). (Miranda, Almeida e Vieira, 2018) indicam a possibilidade de dispersão regional por *rafting* no Brasil, incluindo substratos naturais e antropogênicos.

Impactos

B. neritina ocorre constantemente em cascos e tubulações de navios, em usinas hidrelétricas que usam a água oceânica. Já foi encontrado em redes e gaiolas na aquicultura, além de ser relatado contribuindo na incrustação em cultivo de mexilhões. Alguns de seus compostos químicos, as briostatinas, são compostos anticancerígenos (Smithsonian.g, 2024).

Mapa de ocorrência

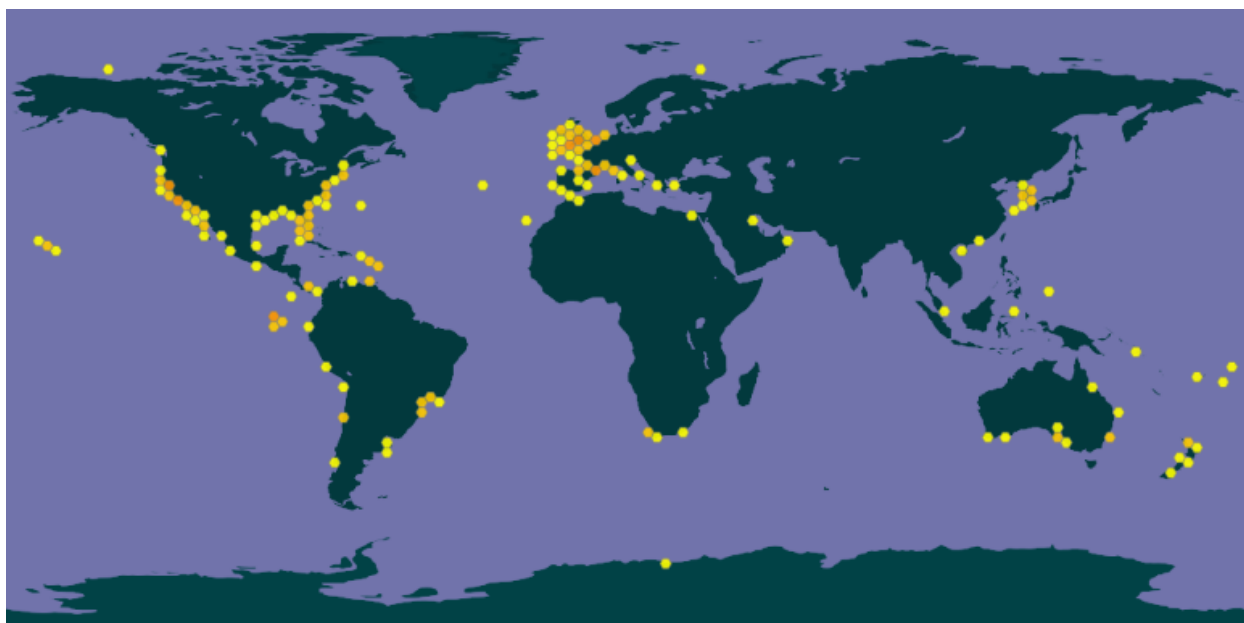


Figura 52. Mapa de ocorrência global de *Bugula neritina* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

B. neritina foi constante ao longo do estudo, caracterizada por 4 picos no gráfico (Fig. 53): agosto de 2020, agosto de 2021, novembro de 2022 e agosto de 2023.

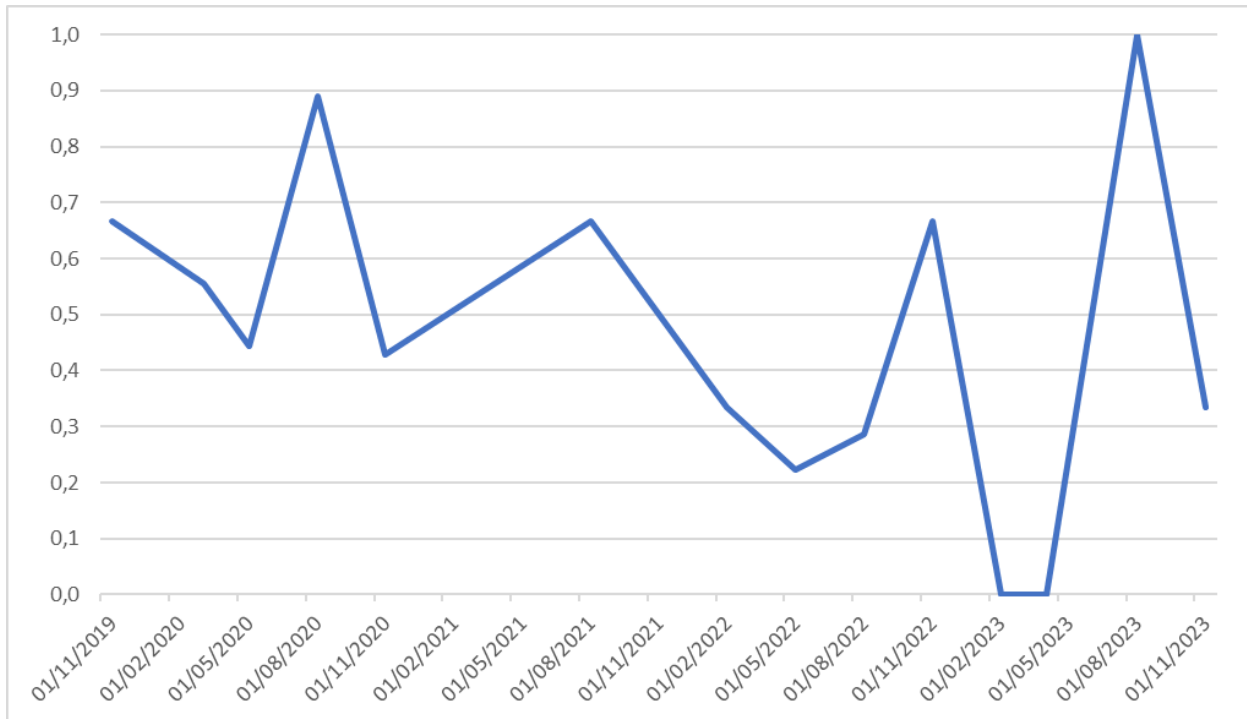


Figura 53. Ocorrência de *Bugula neritina* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

***Bugulina stolonifera* (Ryland, 1960)**



Figura 54. Aspecto externo de *Bugulina stolonifera*.

Filo: Bryozoa
Classe: Gymnolaemata
Ordem: Queilostomata
Família: Bugulidae
Gênero: *Bugulina*
Espécie: *Bugulina stolonifera*

Descrição da introdução

Sua primeira descrição foi em 1959 no País de Gales, sendo considerada uma espécie nativa do Atlântico Noroeste. É considerado introduzido em diversos países, como Estados Unidos, Panamá, Austrália, China, Nova Zelândia, Índia, Brasil, Argentina e toda a Europa (Smithsonian.h, 2024). Em muitas partes do mundo, inclusive no Brasil, ocorre mais frequentemente associada a substratos artificiais, em áreas portuárias, com grande distribuição geográfica mundial, mas composta por populações isoladas (Miranda, Almeida e Vieira, 2018).

Distribuição geográfica

É uma espécie nativa do Oceano Atlântico Noroeste. Ocorre em quase todas as costas continentais, exceto a costa oeste da América do Sul e o leste da África (Fig. 55) (Smithsonian.h, 2024).

Primeiro registro no Brasil

Foi inicialmente registrada no Brasil, em Santos, como *Bugula californica* (Marcos, 1937).

Primeiro registro no Paraná

A espécie foi coletada em 1983 e relatada por Heyse (2000) no litoral do Paraná.

Ecologia

Normalmente *B. stolonifera* (Fig. 54) ocorre simpatricamente com *B. neritina*, sendo encontradas em estruturas artificiais no sublitoral, além de que pode estar aderida a hidrozoários e outros briozoários. Em um estudo no litoral do Paraná, *B. stolonifera* foi encontrada fixada sobre conchas de moluscos, em algas e sobre o octocoral *Carijoa riisei* (Heyse, 2000).

Impactos

B. stolonifera é comumente encontrada sobre as assembleias incrustantes em substratos artificiais e estruturas de navios. No Mar Egeu, na Turquia, foi a única espécie que sobreviveu em condições de hipóxia e alta densidade orgânica (Smithsonian.h, 2024).

Mapa de ocorrência



Figura 55. Mapa de ocorrência global de *Bugulina stolonifera*.

Ocorrência ao longo do estudo

B. stolonifera esteve significativamente presente durante todo o estudo, com apenas dois meses sem registro nas placas, e atingiu seu maior pico durante o estudo em agosto de 2023 (Fig. 56).

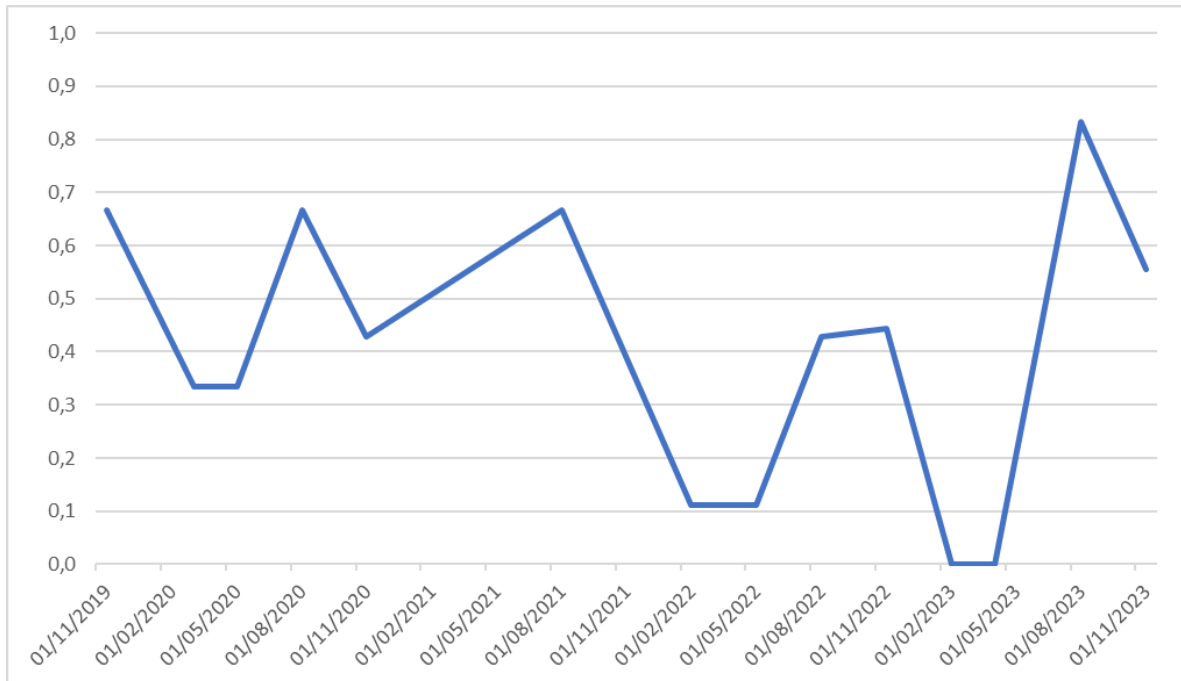


Figura 56. Ocorrência de *Bugulina stolonifera* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

***Sinoflustra annae* (Osburn, 1953)**

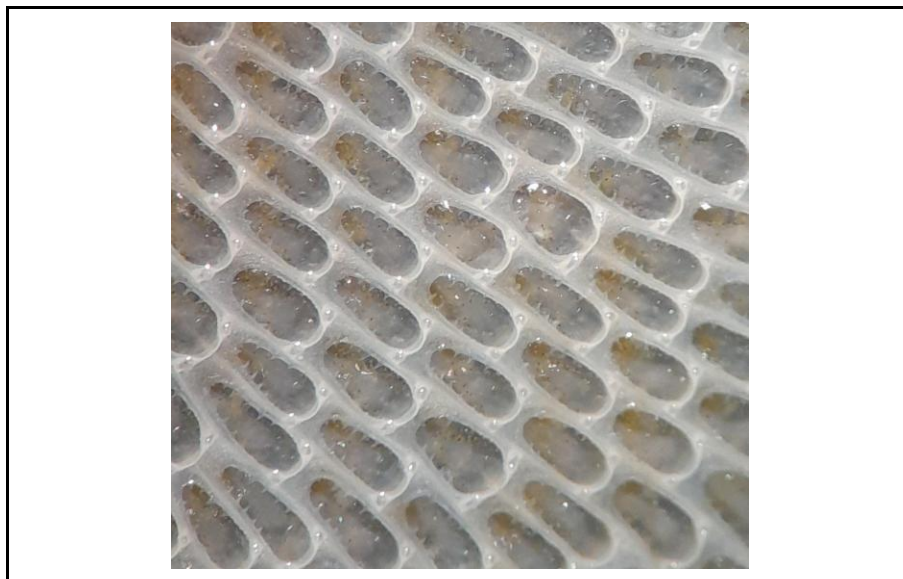


Figura 57. Aspecto externo de *Sinoflustra annae*.

Filo: Bryozoa

Classe: Gymnolaemata

Ordem: Cheilostomatida
Família: Sinoflustridae
Gênero: *Sinoflustra*
Espécie: *Sinoflustra annae*

Descrição da introdução

Estudos sugerem que a região nativa da espécie pode ser a região Indo-Pacífica e pode ter como principais vetores o *fouling* no casco dos navios ou em plataformas de petróleo, sendo improvável o transporte na fase larval em água de lastro (Miranda, Almeida e Vieira, 2018). Ocorre preferencialmente em substratos artificiais, com distribuição cosmopolita, mas populações isoladas frequentemente em áreas portuárias.

Distribuição geográfica

A espécie é nativa do Indo-Pacífico, com registro na costa leste e oeste da Índia, China e costa norte da Austrália; aparece também no Atlântico (Fig. 58) (Miranda, Almeida e Vieira, 2018; Smithsonian.i, 2024).

Primeiro registro no Brasil

Desconhecido.

Primeiro registro no Paraná

O primeiro registro no litoral do Paraná ocorreu no ano de 2008 por Cangussu (2010), em marinas próximas a área portuária de Paranaguá.

Ecologia

Sinoflustra annae (Fig. 57) habita normalmente estruturas artificiais, como estacas, boias e placas de incrustação. Ocorre com maior frequência em águas salobras (Smithsonian.i, 2024).

Impactos

Desconhecido.

Mapa de ocorrência



Figura 58. Mapa de ocorrência global de *Sinoflustra annae* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

S. annae teve sua maior frequência de ocorrência em novembro de 2019. A partir daí sua presença foi mais ocasional, alternando coletas onde esteve presente e ausente (Fig. 59).

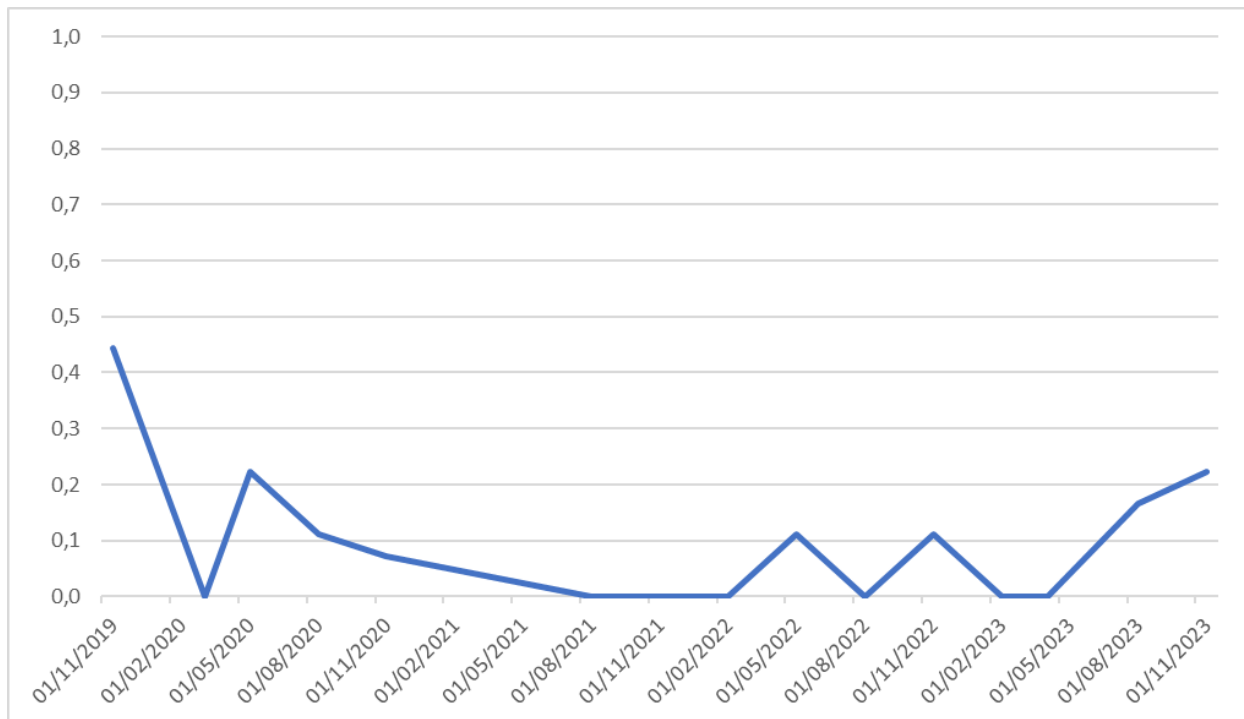


Figura 59. Ocorrência de *Sinoflustra annae* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

Chordata

Clavelina oblonga (Herdman, 1880)



Figura 60. Ascídia colonial *Clavelina oblonga* (Fonte: Cifonauta, 2010).

Filo: Chordata
Classe: Ascidiacea
Ordem: Aplousobranchia
Família: Clavelinidae
Gênero: *Clavelina*
Espécie: *Clavelina oblonga*

Descrição da introdução

Clavelina oblonga (Fig. 60) é bastante conhecida pelo Atlântico Oeste Tropical, inicialmente descrita para as Bermudas e com registros nos Estados Unidos, Caribe e Brasil. Também ocorre no Atlântico Leste onde é considerada introduzida (Rocha et al., 2012). Devido a sua distribuição disjunta na costa americana, ausente no norte e nordeste do Brasil, mas ocorrendo no sudeste e sul, e pela falta de diversidade genética (marcador genético CO1), é considerada introduzida nessa última região (Rocha et al., 2012).

Distribuição geográfica

Sua distribuição compreende o Sul e Sudeste do Brasil, alguns pontos da América Central, o Sul dos Estados Unidos e a costa oeste da África (Fig. 61) (Rocha e Kremer, 2005).

Primeiro registro no Brasil

De acordo com Rocha e Kremer (2005), *Clavelina oblonga* foi descrita pela primeira vez no Brasil a partir de coletas próximas a 1910 na cidade de São Sebastião, em São Paulo. Rocha et al. (2012) apontam um primeiro registro provável de 1925, também para São Sebastião.

Primeiro registro no Paraná

A espécie foi encontrada pela primeira vez no Paraná em Paranaguá, no ano de 2000, e descrita por Rocha e Kremer (2005).

Ecologia

É uma ascídia colonial encontrada em abundância em substratos naturais e artificiais e em cultivos de mexilhões e ostras.

Impactos

Desconhecido.

Mapa de ocorrência



Figura 61. Mapa de ocorrência global de *Clavelina oblonga* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

Sua ocorrência se deu de forma rara nas placas de recrutamento, presente apenas uma vez durante todo o estudo, em maio de 2020 (Fig. 62).

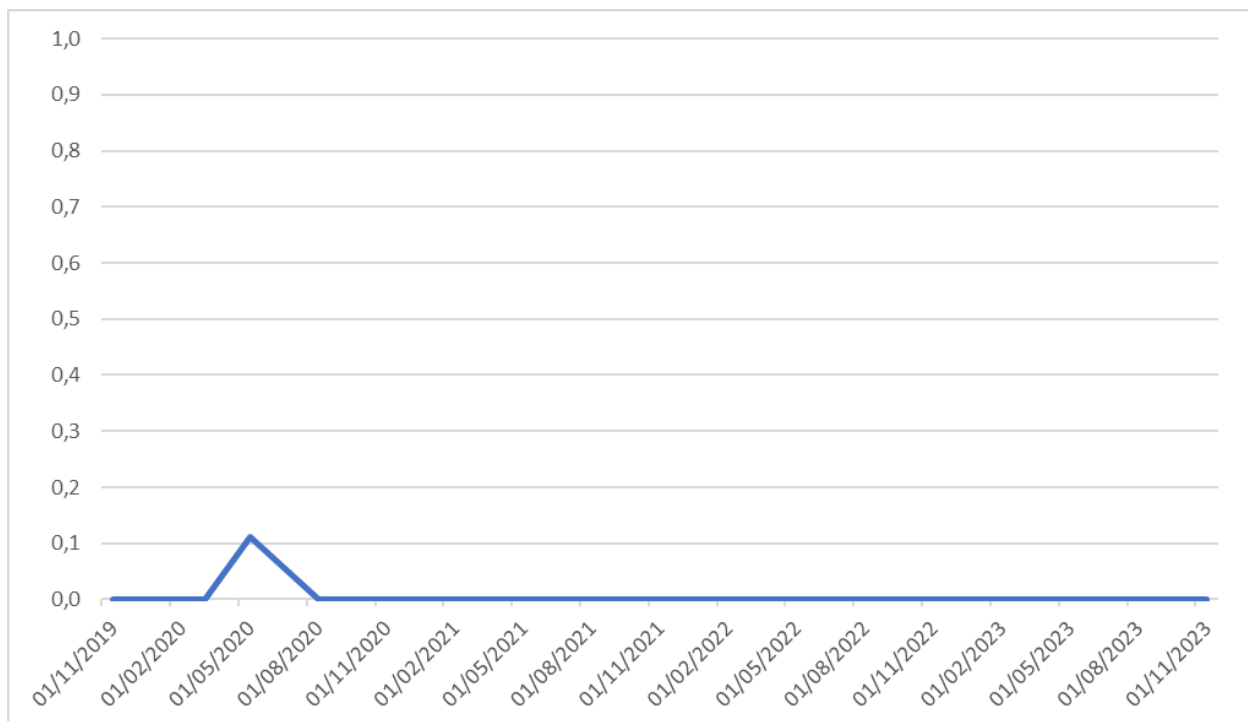


Figura 62. Ocorrência de *Clavelina oblonga* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

***Microcosmus exasperatus* (Heller, 1878)**

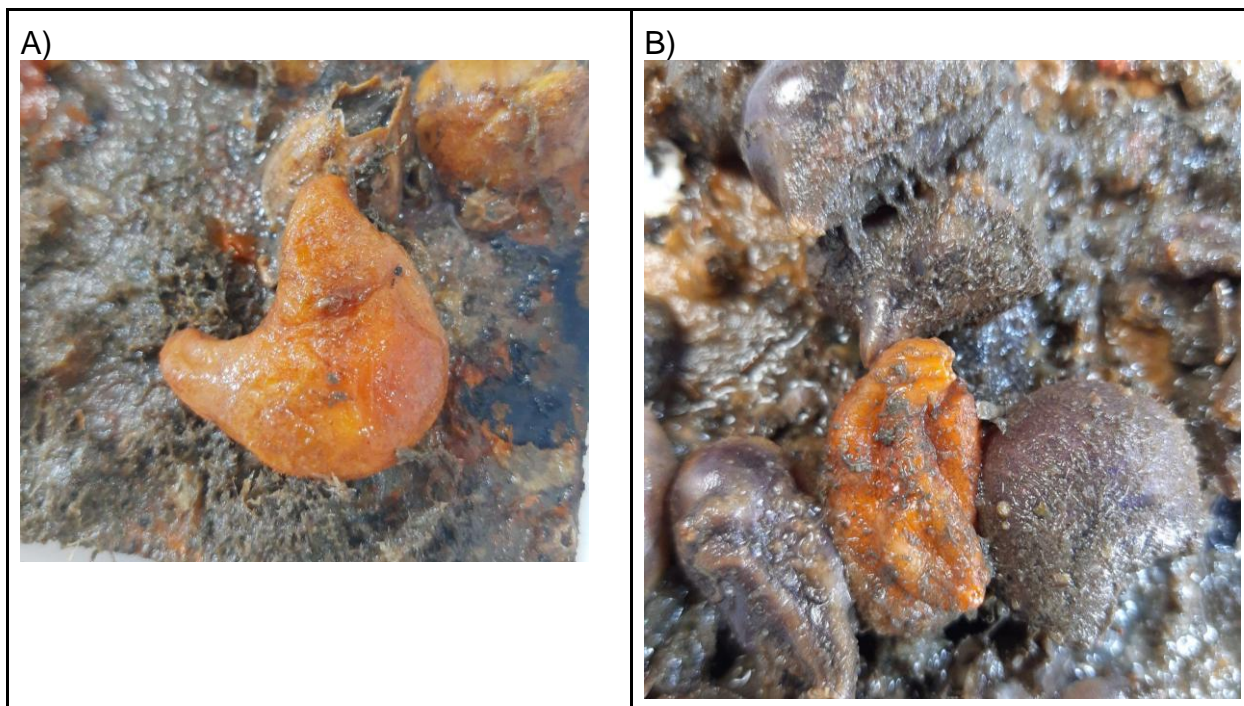


Figura 63. A) *Microcosmus exasperatus* sobre placa de PVC (2020). B) Indivíduos de *Microcosmus exasperatus* com coloração alaranjada e violeta (Fonte: Guilherme, 2020).

Filo: Chordata

Classe: Ascidiacea

Ordem: Stolidobranchia

Família: Pyuridae

Gênero: *Microcosmus*

Espécie: *Microcosmus exasperatus*

Descrição da introdução

Microcosmus exasperatus (Fig. 63) está amplamente distribuída nas costas tropicais e temperadas do mundo. Sua ampla distribuição e restrição a áreas portuárias no Brasil sugerem ser introduzida no Atlântico Oeste (Metri et al., 2019). É também descrita como introduzida no Mar Mediterrâneo, e em algumas áreas do Oceano Pacífico como Havaí e Panamá (Nagar e Shenkar, 2016). A presença em substratos artificiais e como fouling em casco de navios apontam esse como o principal vetor de introdução.

Distribuição geográfica

Sua distribuição compreende os Estados Unidos, Cuba, Haiti, Porto Rico, Colômbia, Venezuela, Jamaica, Brasil, África do Sul, Austrália, algumas ilhas do Pacífico, Havaí e Mar Mediterrâneo (Fig. 64) (Nagar e Shenkar, 2016; Smithsonian.j, 2024).

Primeiro registro no Brasil

Microcosmus exasperatus foi descrita pela primeira vez no Brasil em São Francisco do Sul, em Santa Catarina, por Van Name (1945).

Primeiro registro no Paraná

A espécie foi registrada por Rocha e Nasser (1998), em Paranaguá (PR), nos arredores da área portuária.

Ecologia

M. exasperatus é uma ascídia solitária (muitas vezes encontrada em agrupamentos de indivíduos) comumente encontrada em portos, em vários tipos de substratos artificiais (Rocha e Kremer, 2005), com grande amplitude de tolerância a condições ambientais como temperatura, salinidade e dinâmica marinha (Nagar e Shenkar, 2016).

Impactos

Desconhecido.

Mapa de ocorrência



Figura 64. Mapa de ocorrência global de *Microcosmus exasperatus* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

Sua ocorrência ao longo do estudo foi bem evidente, marcando presença em todas as campanhas, com exceção de agosto de 2021. Seus maiores picos foram em fevereiro e agosto de 2020, maio e novembro de 2022, e maio de 2023, em mais de 50% das placas dessas coletas (Fig. 65).

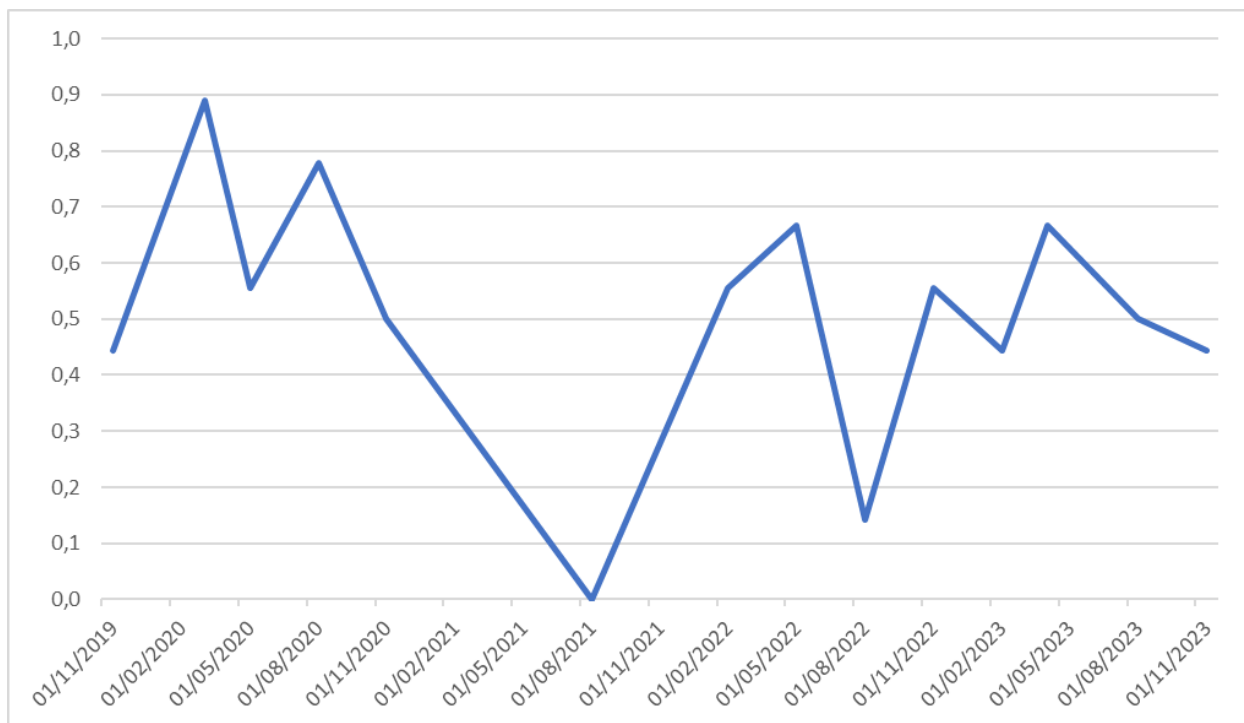


Figura 65. Ocorrência de *Microcosmus exasperatus* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

***Sidneoides peregrinus* Kremer, Metri e Rocha, 2011**

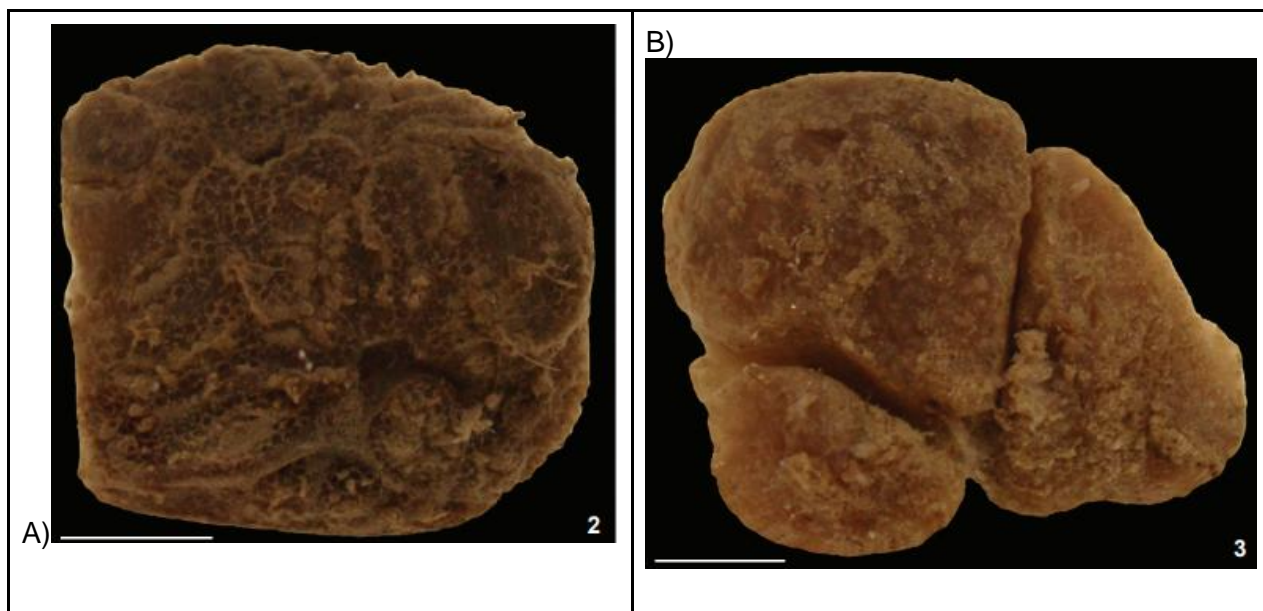


Figura 66. A) e B) Aspecto superficial da colônia de *Sidneioides peregrinus* (Fonte: Kremer et al., 2011).

Filo: Chordata

Classe: Ascidiacea

Ordem: Aplousobranchia

Família: Polyclinidae

Gênero: *Sidneioides*

Espécie: *Sidneioides peregrinus*

Descrição da introdução

A espécie foi descoberta por Kremer et al. (2011), encontrada sob e sobre rochas e como epibionte de cracas e outros organismos na ilha da Cotinga, ao lado do porto de Paranaguá. A espécie foi descrita pelos autores como nova espécie, e já indicada como de origem exótica pela ausência em estudos anteriores na região e parentesco com outras espécies do mesmo gênero conhecidas apenas para Austrália e Japão. Atualmente há evidências de sua ocorrência em Santa Catarina e São Paulo (Rocha, com. pess.) e muitos outros pontos no estuário de Paranaguá (obs. pess.) indicando sua dispersão regional e reprodução eficiente.

Distribuição geográfica

Sidneioides peregrinus (Fig. 66) é conhecida apenas para o sul e sudeste do Brasil, não sendo registrada em sua provável região de origem (Kremer et al., 2011).

Primeiro registro no Brasil

Na Baía de Paranaguá (PR), em 2010, por Kremer et al. (2011).

Primeiro registro no Paraná

Na Baía de Paranaguá (PR), em 2010, por Kremer et al. (2011).

Ecologia

S. peregrinus nunca foi encontrada em estudos anteriores na região do litoral do Paraná, além de que o local onde foi encontrada é muito próximo a um porto de exportação internacional. Vários desses critérios mencionados por Kremer et al. (2011) sugerem uma possível introdução e invasão dessa espécie no Brasil (Fig. 67).

Impactos

Desconhecido.

Mapa de ocorrência



Figura 67. Mapa de ocorrência global de *Sidneioides peregrinus* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

Esteve presente durante todo o estudo, com exceção das campanhas após maio de 2023, mas observações pessoais confirmam que a espécie continua presente na região. Suas maiores ocorrências foram nos meses de fevereiro dos anos de 2020, 2022 e 2023 (Fig. 68).

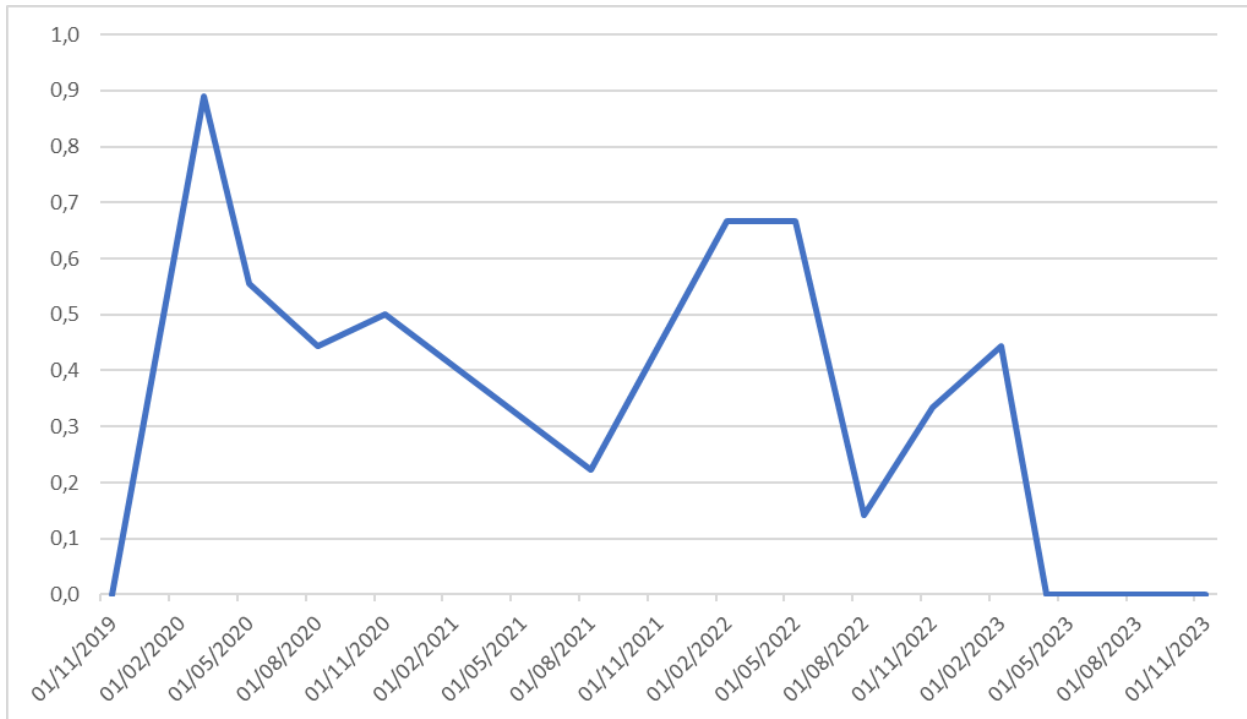


Figura 68. Ocorrência de *Sidneioides peregrinus* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

***Styela canopus* (Savigny, 1816)**



Figura 69. Indivíduo de *Styela canopus* evidenciando seus dois sífões (Fonte: Smithsonian, 2024).

Filo: Chordata
Classe: Ascidiacea
Ordem: Stolidobranchia
Família: Styelidae
Gênero: *Styela*
Espécie: *Styela canopus*

Descrição da introdução

Styela canopus (Fig. 69) é uma espécie amplamente distribuída em águas costeiras tropicais e temperadas. Foi descrita pela primeira vez no mundo em 1816, no Mar Vermelho, com registros posteriores no Atlântico Norte, Atlântico Sul, Pacífico nordeste e Indo Pacífico, porém estudos sugerem que sua região de origem seja o Oceano Indo-Pacífico Ocidental (Smithsonian.k, 2024). No Brasil é considerada mais abundante em áreas portuárias (Rocha e Kremer, 2005).

Distribuição geográfica

S. canopus já foi descrita em águas da Europa, África, leste e oeste da América do Norte, costa leste da América do Sul, Mar Adriático, Mar Mediterrâneo, Mar Vermelho, Havai, Caribe, Japão, Austrália e região tropical do Oceano Indo-Pacífico (Fig. 70) (Smithsonian.k, 2024).

Primeiro registro no Brasil

Em 1961 a espécie foi registrada em redes de pesca abandonadas na Ilha Grande, no Rio de Janeiro, por Monniot (1969).

Primeiro registro no Paraná

No Paraná, o primeiro registro ocorreu em 2004, por Rocha e Kremer (2005) a partir de indivíduos coletados em recifes artificiais de concreto na plataforma rasa do Estado.

Ecologia

Já foi registrado em diversas estruturas artificiais, como boias, casco de navios, cais, docas, e substratos naturais como recifes de coral (Smithsonian.k, 2024).

Impactos

Desconhecido.

Mapa de ocorrência



Figura 70. Mapa de ocorrência global de *Styela canopus* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

Sua ocorrência no presente estudo foi relacionada a poucos indivíduos em placas de novembro de 2019 e fevereiro de 2020, ausente em todas as outras campanhas (Fig. 71).

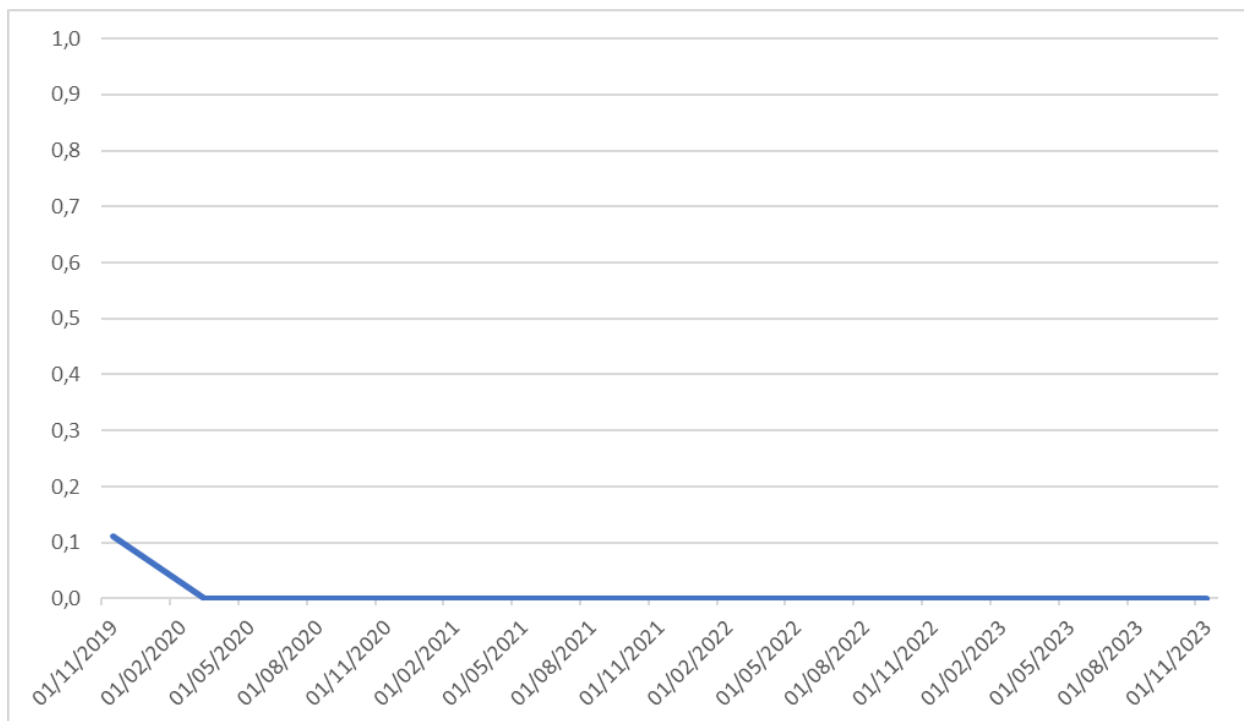


Figura 71. Ocorrência de *Styela canopus* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

***Styela plicata* (Lesueur, 1823)**



Figura 72. Aspecto externo de *Styela plicata* (Fonte: Smithsonian, 2024).

Filo: Chordata

Classe: Ascidiacea

Ordem: Stolidobranchia

Família: Styelidae

Gênero: *Styela*

Espécie: *Styela plicata*

Descrição da introdução

Sua área de ocorrência nativa é provavelmente o Pacífico Nordeste, transportada nos cascos de navios para várias partes do mundo (Barros e Rocha, 2021; Smithsonian.I, 2024). Não é comumente observada em substratos naturais, mas observada especialmente em substratos artificiais, em portos, cultivos de mexilhões e ostras (Rocha et al, 2009). O transporte nos cascos de navios é apontado como o principal vetor de introdução.

Distribuição geográfica

A distribuição de *Styela plicata* (Fig. 72) se dá desde as costas da América do Norte, Caribe, Brasil, México, Mediterrâneo, Senegal, Somália, Índia, Japão, Austrália e Nova Zelândia (Fig. 73) (Barros e Rocha, 2021; Smithsonian.I, 2024). Alguns estudos sugerem que ela pode ser nativa do noroeste do Pacífico. É encontrada em quase toda a costa brasileira (Rocha e Kremer, 2005).

Primeiro registro no Brasil

Styela plicata é encontrada no Brasil desde o século 19, com primeiro registro no Rio de Janeiro (Traustedt, em 1883).

Primeiro registro no Paraná

Em um estudo conduzido por Rocha e Kremer (2005), no ano de 2004, foram encontrados espécimes de *S. plicata* na Ilha do Mel, no litoral do Paraná.

Ecologia

S. plicata é uma ascídia comumente encontrada em região costeira, sendo muito registrada em substratos artificiais, como estruturas de navegação marítima. Se encontra em alta abundância em agregados. Assim como diversas espécies invasoras, ela consegue tolerar variações nas condições abióticas, sendo o principal fator as flutuações de salinidade, pois ela é capaz de sobreviver em ambientes oligo-halinos (Lopes, 2009).

Impactos

No Brasil, *Styela plicata* já foi descrita contaminando cultivos de bivalves, inclusive impedindo-os de crescer (Rocha et al., 2009). Em um estudo conduzido por Sutherland (1978) em Beaufort, na Carolina do Norte (EUA), foi observado que *S. plicata*, quando atingia uma determinada densidade sobre placas de recrutamento, excluía outras espécies da comunidade incrustante. Rius et al. (2009) observaram, em uma marina em

Queensland (Austrália), através de experimentos, que indivíduos de *S. plicata* impediram o assentamento de larvas do tunicado nativo *Microcosmus squamiger*, além de reduzir o crescimento em substratos onde o nativo já estava presente.

Mapa de ocorrência



Figura 73. Mapa de ocorrência global de *Styela plicata* (Fonte: Gbif, 2024).

Ocorrência ao longo do estudo

Sua ocorrência no presente estudo mostra um pico em fevereiro de 2020, alguns registros em 2021 e, após um período ausente nas coletas, reapareceu em maio de 2023 (Fig. 74).

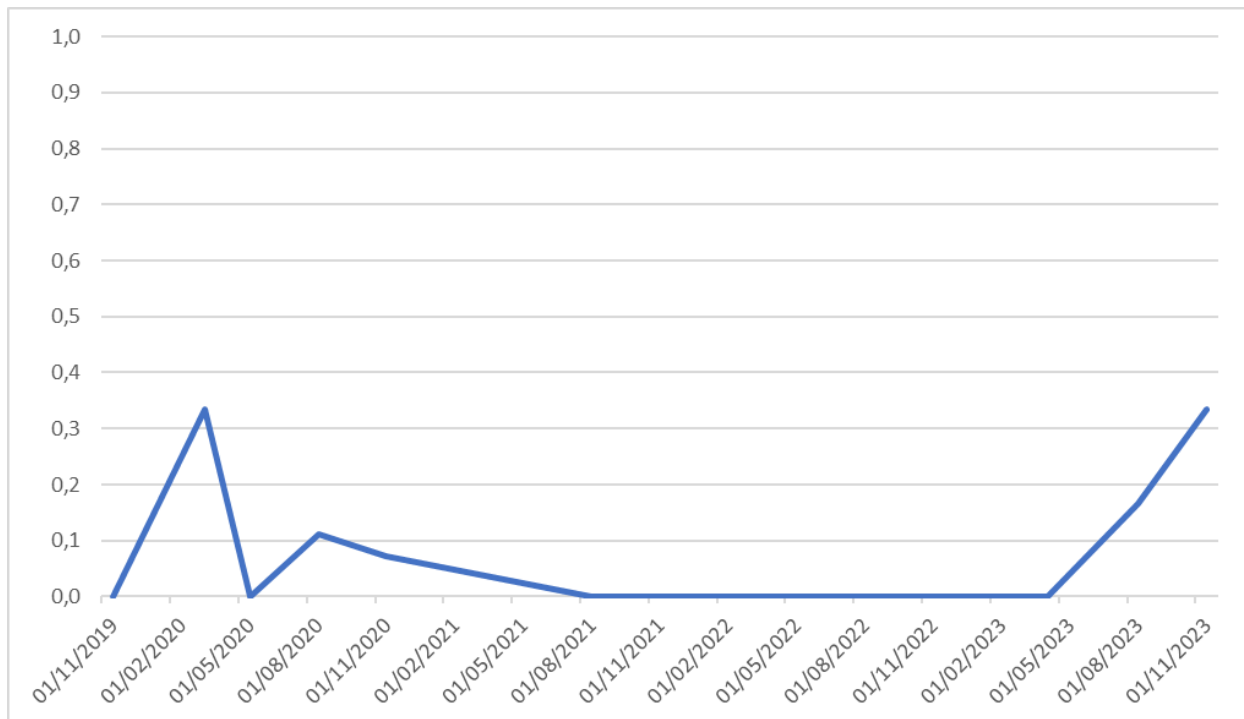


Figura 74. Ocorrência de *Styela plicata* ao longo do estudo da sazonalidade da comunidade incrustante das placas de recrutamento.

Discussão

A fauna exótica predominou nas amostras em termos de frequência de ocorrência e várias espécies ao longo de todo o estudo. *Amphibalanus amphitrite*, com 19.100 indivíduos, foi o táxon mais abundante durante todo o experimento, demonstrando significativo impacto invasivo na comunidade incrustante. Arruda (2014) registrou 4 espécies introduzidas para a região da Baía de Guaratuba, dentre elas, especialmente, *Amphibalanus reticulatus* apresentou colonização em todos os estágios de sucessão ecológica, porém a espécie nativa *Fistulobalanus citerosum* apresentou maior frequência de ocorrência do que *A. reticulatus*. Outras espécies introduzidas também registradas por Arruda (2014) foram *Stragulum bicolor*, *Amphibalanus eburneus* e *Styela plicata*. Todas essas espécies foram também registradas no presente estudo juntamente com outras anteriormente consideradas criptogênicas para a região, hoje já classificadas como introduzidas.

As comunidades de bioincrustações são fundamentais e servem como modelo para o estudo da ecologia de variação sazonal e temporal e sua dinamicidade (Jewett et al., 2022). Espécies com padrões sazonais bem evidentes no presente estudo revelam as dinâmicas temporais e espaciais da comunidade, como por exemplo *Amphibalanus amphitrite* com três evidentes picos de ocorrência durante o estudo: maio de 2020, 2021 e 2022. Cangussu et al. (2010) observou em substratos de granito esta espécie

ocorrendo nos meses de junho e setembro, semelhante à ocorrência nas placas do presente estudo, porém em baixa ocorrência.

A ocorrência de *Podocoryna loyola* foi associada ao verão e ao outono, já que apresenta três picos no mês de maio de 2020, 2022 e 2023, e nos meses de fevereiro de todos os anos. Bettim (2017) registrou picos de recrutamento no verão e no início do outono na Baía de Paranaguá, e identificou que a abundância de recrutas e a cobertura foram menores em placas controle (placas ocupadas pela bioincrustação) em relação a placas do tratamento, onde eram retiradas a fauna incrustante, o que levanta a hipótese de que esta espécie é caracterizada pelo recrutamento no início do processo de colonização.

Stragulum bicolor teve presença massiva nas placas de recrutamento, com picos em fevereiro e agosto de 2020, fevereiro de 2022, e fevereiro e maio de 2023. Portanto, fevereiro, período de verão, é quando a espécie atinge seu ápice. Altvater et al. (2019) registrou 272 colônias desta espécie na Ilha da Cotinga, em Paranaguá, e os picos de recrutamento foram nos meses mais quentes, ou seja, no verão.

Espécies constantes no estudo foram Ostreidae n.i., Gammaroidea n.i., *Amphibalanus improvisus*, *Microcosmus exasperatus* e *Hippoporina indica*. Arruda (2014) observou *A. improvisus* recrutando durante todo período de estudo, de março de 2012 a julho de 2013, com seu pico em agosto de 2012. Além disso, observou *H. indica* ocorrendo nos meses mais quentes, em dezembro, janeiro e fevereiro, e início de outono, em março de 2012 e 2023.

Todas as 23 espécies exóticas (ou introduzidas, ou não-nativas) encontradas nas placas podem ser consideradas espécies invasoras, já que são representadas por populações autossustentáveis com indivíduos que reproduzem ao longo de toda a área de distribuição (Blackburn et al., 2011; Dechoum et al., 2024). Como o presente estudo foi espacialmente muito localizado, a observação das espécies em outros contextos ou na bibliografia especializada auxiliou na categorização proposta (Tab. 3). A maioria delas possui também indicativos de impactos ecológicos ou socioambientais, sendo consideradas também invasoras considerando outras definições (Lopes, 2009). Algumas são introduções históricas ou mais antigas e a permanência dessas espécies na região é um dos indicadores de seu caráter invasor, mesmo naquelas que não são particularmente abundantes. No caso de invasões mais recentes, sua ocorrência em muitos locais ou registros de expansão e predomínio recente colaboram para propor o *status* de invasoras.

Ainda são raros os monitoramentos da fauna exótica em logo prazo na região, sendo a maioria dos estudos pontuais no tempo e no espaço. O presente estudo permite compreender o padrão de ocorrência temporal de espécies de interesse e dessa forma é possível propor medidas de gestão e manejo para diminuição e prevenção destes organismos. Medidas diretas de controle normalmente envolvem a limpeza periódica de estruturas como *decks*, flutuantes, boias e cascos de embarcações. Mas essa limpeza

pode trazer resultados mais eficazes se realizada observando os padrões de colonização daquelas espécies com maior potencial de impacto e sazonalidade mais bem definida. Enquanto algumas espécies ocorrem de forma mais ou menos constante ao longo do ano, ou de maneira mais randômica, *Amphibalanus amphitrite*, por exemplo, craca extremamente abundante, com recrutamento massivo, ocorre ao longo do ano, mas principalmente no mês de maio, com picos de abundância (junto com outras espécies exóticas inclusive). A limpeza de estruturas e embarcações deve ser, portanto, realizada após esse período de recrutamento mais intenso. A limpeza realizada durante ou logo antes dessa fase pode resultar em maior ocorrência e monopólio por essa espécie, por disponibilizar substrato livre para o assentamento larval massivo.

De qualquer forma, como demonstrado em outros estudos, a limpeza de cascos de navios pode ser um procedimento que, embora seja importante para controlar a bioinvasão globalmente, intensifica o processo na região de limpeza se não forem tomados alguns cuidados (Coutts et al., 2010; Dechoum et al., 2024; Metri et al., 2024). Idealmente os navios deveriam ser limpos com frequência e em regiões afastadas de substratos aptos para colonização, sejam artificiais ou naturais, ou com total contenção do material raspado (Coutts et al., 2010). Da mesma forma essa atividade deveria ser realizada longe de áreas prioritárias para conservação de biodiversidade. Há diversos relatos de procedimentos de limpeza de cascos realizados no interior do estuário ou mesmo com o navio no cais do porto em um passado recente. Atualmente ocorrem limpezas de cascos de navios na área de fundeio dos navios externa ao estuário, porém não há, aparentemente, regramento que considere a distância do procedimento em relação a substratos rígidos próximos, mesmo o Parque Nacional Marinho das Ilhas dos Currais, unidade de conservação de extrema importância biológica para o litoral paranaense e já com diversos registros de ocorrência de espécies exóticas (Bumbeer e Rocha, 2012). Outro cuidado importante a ser considerado nas ações de limpeza se refere aos resíduos gerados pela raspagem que podem impactar de forma negativa os ecossistemas, já que a tinta dos navios pode conter componentes químicos tóxicos (Turner, 2010) e fragmentos de tinta são liberados durante as raspagens de limpeza.

Outra medida interessante de prevenção do assentamento de espécies exóticas é modelação de superfícies de estruturas artificiais de marinas, cais e colunas em ambientes marinhos. Estas estruturas, caso tivessem maior heterogeneidade estrutural da superfície, poderiam promover um espaço mais adequado para o estabelecimento de espécies nativas, o que dificulta o monopólio pelas exóticas, além de incrementar a biodiversidade geral – e com espécies nativas – pela oferta de microhabitats (Ruiz et al., 2009). Nesse caso, uma vez que a principal barreira ecológica para o sucesso da invasão por espécies introduzidas numa região é normalmente a ocorrência prévia de espécies nativas bem adaptadas ao local, promovendo a competição com as espécies que estão chegando (Felippe, 2016), a estrutura inovadora do substrato poderia reforçar estas barreiras ecológicas para o estabelecimento das espécies exóticas.

É fundamental a implantação de monitoramentos das espécies exóticas, principalmente em regiões suscetíveis à introdução, como é caso dos portos (Oricchio et al., 2019). Além disso, Metri et al. (2024) observaram espécies exóticas em elevada abundância em boias balizadoras do canal de navegação do Porto de Paranaguá, o que reforça a hipótese de elevados índices de introdução em áreas portuárias e demais estruturas artificiais, mantendo uma fauna essencialmente exótica. A bioinvasão é tão intensa em áreas portuárias como na Baía de Paranaguá, que espécies como *Sidneioides peregrinus*, *Stragulum bicolor* e *Podocoryna loyola* por exemplo, foram descritas como novas espécies nas proximidades do complexo portuário de Paranaguá já com *status* de introduzidas (respectivamente Kremer et al., 2011; Van Ofwegen e Haddad, 2011; Haddad et al., 2014), além de terem posteriormente se dispersado para novos locais e sistemas estuarinos, caracterizando-as como invasoras (Dechoum et al., 2024).

Os resultados deixam clara a intensidade dos processos de bioinvasão na região, claramente associadas ao sistema portuário como um todo. Mesmo que muitas das espécies invasoras observadas nesse estudo tenham seus primeiros registros no Brasil para outras regiões, podem ter chegado no litoral paranaense por dispersão secundária e também pela introdução via embarcações, e mesmo por múltiplas introduções ao longo do tempo. E, novamente, várias espécies têm seus primeiros registros justamente na região portuária de Paranaguá, enfatizando essa correlação, como esperado para qualquer região portuária de grande escala (Oricchio et al., 2019; Metri et al., 2024). De qualquer forma, a indicação de estratégias de manejo mais adequadas e mais direcionadas depende da continuidade e mesmo da ampliação do monitoramento, consultas a especialistas e órgãos de gestão ambiental e devem sempre prever a participação da comunidade. Os pescadores das dezenas de comunidades estuarinas em especial podem contribuir muito com o melhor mapeamento de ocorrência daquelas espécies de mais fácil reconhecimento e especialmente em relação aos impactos sentidos em suas atividades diárias pela ocorrência dessas espécies.

Referências Bibliográficas

ALTVATER, L. Composição e sazonalidade de cnidários em substrato artificial, na foz do rio Itiberê, Baía de Paranaguá, Paraná, 2009.

ALTVATER, L., HADDAD, M. A., COUTINHO, R. Temporal patterns of recruitment and substrate use by the nonindigenous octocoral *Stragulum bicolor* van Ofwegen and Haddad, 2011 (Alcyonacea) in the Southern Brazilian Coast. *Aquatic Invasions*, v. 14, n. 2, 2019.

- AMARAL, V. S., SIMONE, L. R. L., SOUZA TÂMEGA, F. T., BARBIERI, E., CALAZANS, S. H., COUTINHO, R., e SPOTORNO-OLIVEIRA, P. New records of the non-indigenous oyster *Saccostrea cucullata* (Bivalvia: Ostreidae) from the southeast and south Brazilian coast. *Regional Studies in Marine Science*, 33, 100924, 2020.
- ARRUDA, K. F. Variação temporal da comunidade incrustante na Baía de Guaratuba, Paraná: recrutamento e sucessão ecológica com ênfase em espécies introduzidas. 2014.
- BARROS, R. C., ROCHA, R. M. Genetic analyses reveal cryptic diversity in the widely distributed *Styela canopus* (Ascidiacea: Styelidae). *Invertebrate Systematics*, v. 35, p. 298-311, 2021.
- BELTRÃO, M., CUNHA, N. J. R., LAAF, Y. O., SANTOS, T. D., DIEHL, F. L. Molecular methods confirm the presence of the alien mussel *Perna viridis* Linnaeus, 1758 (Bivalvia, Mytilidae) in Southern Brazil, 2024.
- BETTIM, A. L. Resistência biótica ao hidrozoário *Podocoryna loyola* Haddad, Bettim, & Miglietta, 2014 (Cnidaria, Hydrozoa, Hydractiniidae) introduzido na Baía de Paranaguá, Paraná. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, 2017.
- BETTIM, A. L., MAROCHI, M., HADDAD, M. A. Is the biofouling community of a subtropical estuary resistant to the recruitment of an exotic hydroid? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 109120, 2025.
- BLACKBURN, T. M., PYŠEK, P., BACHER, S., CARLTON, J. T., DUNCAN, R. P., JAROŠÍK, V., e RICHARDSON, D. M. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in ecology and evolution*, 26(7), 333-339, 2011.
- BULLERI, F., CHAPMAN, M. G. Conjuntos entre marés em habitats artificiais e naturais em marinas na costa noroeste da Itália. *Biologia Marinha*, v. 145, p. 381–391, 2004.
- BUMBEER, J., ROCHA, R. M. D. Invading the natural marine substrates: a case study with invertebrates in South Brazil. *Zoologia (curitiba)*, 33(03), e20150211, 2016.
- CALDER, D. R. Seasonal cycles of activity and inactivity in some hydroids from Virginia and South Carolina, USA. *Canadian Journal of Zoology*, 68(3), 442-450, 1990.
- CANGUSSU, L. C., ALTVATER, L., HADDAD, M. A., CABRAL, A. C., HEYSE, H. L., e ROCHA, R. M. Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. *Brazilian Journal of oceanography*, 58, 219-231, 2010.

CARLTON, J. T., NEWMAN, W. A., PITOMBO, F. B. Barnacle invasions: introduced, cryptogenic, and range expanding Cirripedia of North and South America. In the wrong place-alien marine crustaceans: Distribution, biology and impacts, p. 159-213, 2011.

CHAPMAN, J. W., CARLTON, J. T. A test of criteria for introduced species: the global invasion by the isopod *Synidotea vidorsalis* (Miers, 1881). Journal of Crustacean Biology, v. 11, n. 3, p. 386-400, 1991.

COMA, R., RIBES, M., GILI, J. M., & ZABALA, M. Seasonality in coastal benthic ecosystems. Trends in ecology and evolution, 15(11), 448-453, 2000.

COUTTS, A., VALENTINE, J., EDGAR, G., DAVEY, A., BURGESS-WILSON, B. Removing vessels from the water for biofouling treatment has the potential to introduce mobile non-indigenous marine species. Marine Pollution Bulletin, doi:10.1016/j.marpolbul.2010.04.015, 2010.

CRANFIELD, H. J., GORDON, D., WILLAN, R. C., MARSHALL, B., BATTERSHILL, C., FRANCIS, M., e READ, G. Adventive marine species. National Institute of Water and Atmospheric Research, Wellington, New Zealand, 1998.

DAJOZ, R. Ecologia Geral. Rio de Janeiro, Editora Vozes, 472p, 1978.

DECHOUM, M. S., JUNQUEIRA, A. D. O. R., ORSI, M. L., ZILLER, S. R., PIVELLO, V. R., ZENNI, R. D., e GALHEIGO, F. A. Thematic assessment report on invasive alien species in Brazil: summary for policymakers. Biota Neotropica, 24, e20241645, 2024.

FEHLAUER-ALE, K.H., MACKIE, J.A., LIM-FONG, G.E., ALE, E., PIE, M.R., WAESCHENBACH, A. Cryptic species in the cosmopolitan *Bugula neritina* complex (Bryozoa, Cheilostomata). Zoologica Scripta, 43, 193–205, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/zsc.12042>.

FELIPPE, C. Fauna incrustante do complexo estuarino de Paranaguá, com ênfase em espécies introduzidas. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Zoologia, UFPR, 2016.

FISCHER, M. L., COLLEY, E. Espécie invasora em reservas naturais: caracterização da população de *Achatina fulica* Bowdich, 1822 (Mollusca-Achatinidae) na Ilha Rasa, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. Biota Neotropica, v. 5, p. 127-144, 2005.

GALVÃO, M. S. N., ALVES, P. M. F., HILSDORF, A. W. S. First record of the *Saccostrea oyster* in Bertioaga, São Paulo, Brazil. Boletim do Instituto de Pesca, v. 43, n. 4, p. 638-645, 2017.

- GARDNER, J. P., ZBAWICKA, M., WESTFALL, K. M., & WENNE, R. Invasive blue mussels threaten regional scale genetic diversity in mainland and remote offshore locations: the need for baseline data and enhanced protection in the Southern Ocean. *Global Change Biology*, 22(9), 3182-3195, 2016.
- HENDLER, G., MIGOTTO, A. E., VENTURA, C. R. R., & WILK, L. Epizoic *Ophiothela* brittle stars have invaded the Atlantic. *Coral Reefs*, 31, 1005-1005, 2012.
- JEWETT, E. B., LAWSON, K. N., LARSON, K. J., TRACY, B. M., ALTMAN, S., CHANG, A. L., RUIZ, G. M. Differences in fouling community composition and space occupation across broad spatial and temporal scales. *Frontiers in Marine Science*, 9, 933405, 2022.
- KREMER, L. P., METRI, R., ROCHA, R. M. Description of *Sidneioides peregrinus* sp. nov. (Tunicata: Ascidiacea: Polyclinidae): a possible exotic species in the Atlantic Ocean. *Zoologia (Curitiba)*, v. 28, p. 784-788, 2011.
- LOPES, R. M. (Ed.). Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Ministério do Meio Ambiente, 2009.
- LOPES, R., VILLAC, M. Métodos. In: LOPES, R. M., CORADIN, L., POMBO, V. B., CUNHA, D. R. (eds.) Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Ministério do Meio Ambiente - Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, p. 19–28, 2009.
- LORD, J. P. Temperature, space availability, and species assemblages impact competition in global fouling communities. *Biological Invasions*, v. 19, n. 1, p. 43-55, 2017.
- LOWE, S. 100 of the world's worst invasive alien species: A selection from the Global Invasive Species Database. ISSG [2002?], 2002.
- LUEDERWALDT, H. Os manguezais de Santos. *Revista do Museu Paulista*, v. 1, p. 309–408, 1919.
- LUIZ, O. J., DOS SANTOS, W. C., MARCENIUK, A. P., ROCHA, L. A., FLOETER, S. R., BUCK, C. E., e FERREIRA, C. E. Multiple lionfish (*Pterois spp.*) new occurrences along the Brazilian coast confirm the invasion pathway into the Southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, 23, 3013-3019, 2021.
- MANTELATTO, M. C. Host species of the non-indigenous brittle star *Ophiothela mirabilis* (Echinodermata: Ophiuroidea): an invasive generalist in Brazil? *Marine Biodiversity Records*, v. 9, n. 1, p. 1-7, 2016.

MARCUS, E. Bryozoários marinhos brasileiros I. Boletins da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Zoologia, 1, 5–224, 1937.

MARTINEZ, A. S. Spatial distribution of the invasive bivalve *Isognomon bicolor* on rocky shores of Arvoredo Island (Santa Catarina, Brazil). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 92, n. 3, p. 495-503, 2012.

MESSANO, L. D., GONÇALVES, J. E. A., MESSANO, H. F., CAMPOS, S. H. C., e COUTINHO, R. First report of the Asian green mussel *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) in Rio de Janeiro, Brazil: a new record for the southern Atlantic Ocean. BioInvasions Records, 8(3), 653-660, 2019.

METRI, R., BAPTISTA-METRI, C., TAVARES, Y., LACERDA, M. B., CORREIA, E., SOARES, G., GUILHERME, P. Navigation buoys as stepping-stones for invasive species. Ocean and Coastal Research 2024, v72 (suppl 1): e24049, 2024.

METRI, R., SOARES, G., GUILHERME, P., ROVEDA, L. The ascidian *Microcosmus exasperatus* as bioindicator for the evaluation of water quality in estuaries. International Journal of Advanced Research, v. 7, n. 8, p. 174-185, 2019.

MIRANDA, A. A., ALMEIDA, A. C. S., VIEIRA, L. M. Non-native marine bryozoans (Bryozoa: Gymnolaemata) in Brazilian waters: Assessment, dispersal and impacts. Marine Pollution Bulletin, v. 130, p. 184-191, 2018.

MOEINADINI, A., SARI, A., SHAHDADI, S., KATOUZIAN, A. R., SARAFRAZI, A., & ELAHI, E. Adding the Molecular Diversity Information of the Common Fouling Barnacle *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) (Crustacea: Cirripedia) from the Persian Gulf and Gulf of Oman to the Global Diversity Pattern. Zoological Studies, 62, e16, 2023.

MONNIOT, C. Ascidiés phlébobranches et stolidobranches. Campagne de la Calypso au large des cotes de l'Amérique du Sud. Annales de l'Institut Océanographique, v. 47, p. 33-59, 1969.

MORGADO, E., TANAKA, M. The macrofauna associated with the bryozoan *Schizoporella errata* (Walters) in southeastern Brazil. Scientia Marina, 65(3), 173-181, 2001.

NAGAR, L. R., SHENKAR, N. Temperature and salinity sensitivity of the invasive ascidian *Microcosmus exasperatus* Heller, 1878. Aquatic Invasions, 11(1), 33–43, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2016.11.1.04>.

NEVES, C. S., ROCHA, R. M., PITOMBO, F. B., e ROPER, J. J. Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. *Biofouling*, 23(5), 319-330, 2007.

OLIVEIRA, L. P. H. Contribuição ao conhecimento dos crustáceos do Rio de Janeiro. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, v. 36, p. 1-31, 1941.

ORICCHIO, F. T., MARQUES, A. C., HAJDU, E., PITOMBO, F. B., AZEVEDO, F., PASSOS, F. D., e DIAS, G. M. Exotic species dominate marinas between the two most populated regions in the southwestern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 884-892, 2019.

RIUS, M., TURON, X., MARSHALL, D. J. Non-lethal effects of an invasive species in the marine environment: the importance of early life-history stages. *Oecologia*, v. 159, p. 873-882, 2009.

ROCHA, R. M., KREMER, L. P. Ascídias introduzidas na Baía de Paranaguá, Paraná, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 22, p. 1170-1184, 2005.

ROCHA, R. M., KREMER, L. P., BAPTISTA, M. S., & METRI, R. Bivalve cultures provide habitat for exotic tunicates in southern Brazil. *Aquatic Invasions*, 4(1), 195-205, 2009.

ROCHA, R. M., LOTUFO, T. M. D. C., BONECKER, S., OLIVEIRA, L. D. M., SKINNER, L. F., CARVALHO, P. F. D., e SILVA, P. C. A. D. A synopsis of Tunicata biodiversity in Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 41, e23042, (2024).

ROCHA, R. M., KREMER, L., FEHLAUER-ALE, K. Lack of COI variation for *Clavelina oblonga* (Tunicata, Ascidiacea) in Brazil: Evidence for its human-mediated transportation. *Aquatic Invasions*, 7, 2012. DOI: 10.3391/ai.2012.7.

ROCHA, R. M., NASSER, C. M. Some ascidians (Tunicata, Ascidiacea) from Paraná State, Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 15, p. 633-642, 1998.

ROCHA, R. M., PEREZ, C. P. Guide for detecting and monitoring introduced marine species. 2014.

ROCHA, R. M., PRIMO, C. Guide for detecting and monitoring introduced marine species. *Métodos para el estudio de la biodiversidad en ecosistemas marinos tropicales de Iberoamérica para la adaptación al cambio climático*, p. 249, 2014.

RUIZ, G. M., FREESTONE, A. L., FOFONOFF, P. W., e SIMKANIN, C. Habitat distribution and heterogeneity in marine invasion dynamics: the importance of hard

substrate and artificial structure. Marine hard bottom communities: patterns, dynamics, diversity, and change, 321-332, 2009.

SANTOS, H. F., BORZONE, C. A., TAVARES, Y. A. G. Distribuição espacial e temporal de *Isognomon bicolor* (CB Adams, 1845) (Bivalvia, Isognomonidae) no litoral paranaense, Brasil. Trabalho Científico, 2015.

Smithsonian.a Nemesis - Invasions.si.edu. *Amphibalanus amphitrite*. Disponível em: https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/89616. Acesso em: 29 de abril de 2024.

Smithsonian.b Nemesis - Invasions.si.edu. *Amphibalanus eburneus*. Disponível em: invasions.si.edu/nemesis/species_summary/89621. Acesso em: 07 de maio de 2024.

Smithsonian.c Nemesis - Invasions.si.edu. *Amphibalanus reticulatus*. Disponível em: https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/89635. Acesso em: 30 de abril de 2024.

Smithsonian.d Nemesis - Invasions.si.edu. *Sphaeroma walkeri*. Disponível em: https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/92341. Acesso em: 1 de novembro de 2024.

Smithsonian.e Nemesis - Invasions.si.edu. *Perna viridis*. Disponível em: https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/-191. Acesso em: 11 de setembro de 2024.

Smithsonian.f Nemesis - Invasion.si.edu. *Hippoporina indica*. Disponível em: invasions.si.edu/nemesis/species_summary/-453. Acesso em: 08 de maio de 2024.

Smithsonian.g Nemesis - Invasion.si.edu. *Bugula neritina*. Disponível em: https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/-95. Acesso em: 15 de maio de 2024.

Smithsonian.h Nemesis - Invasion.si.edu. *Bugulina stolonifera*. Disponível em: https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/156064. Acesso em: 5 de maio de 2024.

Smithsonian.i Nemesis - Invasion.si.edu. *Sinoflustra annae*. Disponível em: https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/-323. Acesso em: 27 de abril de 2024.

Smithsonian.j Nemesis - Invasion.si.edu. *Microcosmus exasperatus*. Disponível em: https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/-128. Acesso em: 20 de abril de 2024.

Smithsonian.k Nemesis - Invasion.si.edu. *Styela canopus*. Disponível em: https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/-101. Acesso em: 17 de abril de 2024.

Smithsonian.l Nemesis - Invasion.si.edu. *Styela plicata*. Disponível em: https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/159338. Acesso em: 10 de abril de 2024.

SOUZA, R. C. C. L., FERNANDEZ, F. C., SILVA, E. P. A study on the occurrence of the brown mussel *Perna perna* on the sambaquis of the Brazilian coast. International Council for Exploration of the Marine Science Symposium, v. 13, p. 3-24, 2003.

STACHOWICZ, J. J., WHITLATCH, R. B., OSMAN, R. W. Species diversity and invasion resistance in a marine ecosystem. *Science*, v. 286, n. 5444, p. 1577-1579, 1999.

STAKOWIAN, N., OLIVEIRA, A. T. Será *Perna perna* nosso conterrâneo? *Revista Agaronia*, v. 3, n. 3, 2021.

SUTHERLAND, J. P. Functional roles of *Schizoporella* and *Styela* in the fouling community at Beaufort, North Carolina. *Ecology*, v. 59, n. 2, p. 257-264, 1978.

TURNER, A. Marine pollution from antifouling paint particles. *Marine pollution bulletin*, 60(2), 159-171, 2010.

TYLER-WALTERS, H., BASTOS, E. *Ampelisca spp.*, *Photis longicaudata* and other tube-building amphipods and polychaetes in infralittoral sandy mud. 2020.

VAN NAME, W. G. The North and South American ascidians. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, New York, v. 84, p. 1-476, 1945.

VAN OFWEGEN, L. P., e HADDAD, M. A. A probably invasive new genus and new species of soft coral (Octocorallia: Alcyonacea: Clavulariidae) from Brazil. *Zootaxa*, 3107(1), 38-46, 2011.

Capítulo 2. Sucessão ecológica da comunidade incrustante e fauna associada de placas de recrutamento

Resumo

Nos últimos anos, a introdução de organismos marinhos em novos ambientes aumentou de forma rápida, principalmente por conta da navegação de navios entre portos ao redor do mundo. O sucesso de algumas espécies exóticas em se estabelecer em novos habitats está relacionado a fatores fisiológicos e ecológicos, como uma ampla gama alimentar, alta taxa de reprodução, ausência de predadores naturais e facilidade na predação. Em ambientes marinhos, como os costões rochosos, a diversidade das comunidades biológicas depende da composição do substrato, sendo que substratos artificiais, como pilares de cais e embarcações, podem proporcionar locais mais adequados para o estabelecimento de espécies exóticas. Assembleias de organismos marinhos podem passar por mudanças em sua composição de espécies ao longo do tempo, influenciadas por fatores climáticos e marinhos, e a sucessão ecológica pode ser analisada para compreender essas transformações. O TCP - Terminal de Contêineres de Paranaguá realiza programas de monitoramento ambiental, o que inclui um para espécies exóticas, com o uso de placas de recrutamento instaladas no píer desde 2019. Essas placas permitem a análise da ocorrência de espécies no bentos de substratos consolidados. O monitoramento foi feito em diferentes estratos de maré: supralitoral, mediolitoral e infralitoral. De forma trimestral, por 15 meses, as placas foram coletadas, e as espécies presentes foram analisadas e classificadas como nativas, introduzidas ou criptogênicas. Essa classificação foi feita por meio de uma análise criteriosa da literatura científica e consultas com especialistas. A biota foi descrita com base nos grupos observados, utilizando índices de riqueza, equitabilidade, diversidade e da ocorrência das espécies. No estudo realizado, 119 táxons foram contabilizados ao longo de 15 meses, com 70 espécies sésseis e 49 espécies vageis. Dentre as espécies determinadas, 18 eram exóticas, representando 15% do total. Os principais filos observados foram Annelida, Mollusca, Arthropoda, Bryozoa, Chordata e Cnidaria, sendo Annelida o mais diverso. A sucessão ocorre por mecanismos distintos, como a substituição, adição ou exclusão de espécies ao longo do tempo e representam o resultado das interações entre os organismos da comunidade. A compreensão destes mecanismos abre possibilidades para medidas de manejo e controle das espécies exóticas.

Palavras-chave: Monitoramento, Espécies exóticas, Macrofauna.

Abstract

In recent years, the introduction of marine organisms into new environments has increased rapidly, mainly due to ship navigation between ports around the world. The success of some exotic species in establishing themselves in new habitats is related to physiological and ecological factors, such as a broad dietary range, high reproductive rate, absence of natural predators, and ease of predation. In marine environments, such as rocky shores, the diversity of biological communities depends on the composition of the substrate, with artificial substrates like pier pilings and vessels potentially providing more suitable sites for the establishment of exotic species. Assemblages of marine organisms can undergo changes in species composition over time, influenced by climatic and marine factors, and ecological succession can be analyzed to understand these transformations. The TCP – Paranaguá Container Terminal conducts environmental monitoring programs, including one focused on exotic species, using recruitment plates installed on the pier since 2019. These plates allow for the analysis of species occurrence in the benthos of consolidated substrates. Monitoring was carried out at different tidal strata: supralittoral, midlittoral, and infralittoral. Quarterly, over a period of 15 months, the plates were collected, and the species present were analyzed and classified as native, introduced, or cryptogenic. This classification was carried out through a thorough review of scientific literature and consultations with experts. The biota was described based on the observed groups, using indices of species richness, evenness, diversity, and frequency of occurrence. In the study, 119 taxa were recorded over 15 months, including 70 sessile and 49 vagile species. Among the identified species, 18 were exotic, representing 15% of the total. The main phyla observed were Annelida, Mollusca, Arthropoda, Bryozoa, Chordata, and Cnidaria, with Annelida being the most diverse. Succession occurs through different mechanisms, such as the replacement, addition, or exclusion of species over time, representing the outcome of interactions among community organisms. Understanding these mechanisms opens possibilities for management and control measures of exotic species.

Keywords: Monitoring, Exotic species, Macrofauna.

Introdução

A introdução de organismos marinhos em novos ambientes tem aumentado muito nos últimos anos, principalmente por conta da navegação de navios entre portos ao redor do mundo (Teixeira e Creed, 2020). O sucesso no estabelecimento de algumas espécies exóticas ou não-nativas em novos ambientes é, provavelmente, devido a fatores fisiológicos ou ecológicos, como a amplitude alimentar, facilidade na predação, ausência de predadores naturais e alto crescimento populacional (Luiz et al., 2021). Ou seja, espécies com essas características podem ter mais sucesso em colonizar e se estabelecer em novos ambientes. A diversidade da assembleia da fauna sésil e vágil em costões rochosos depende da composição do substrato, e uma gama de estudos tem demonstrado que os substratos artificiais podem proporcionar um local adequado para o estabelecimento de espécies exóticas (Bulleri e Chapman, 2004; Altvater et al., 2019). Além de que esses substratos artificiais são especialmente abundantes em áreas portuárias, como os pilares, trapiches, cais, boias, embarcações entre outros. O estabelecimento e desenvolvimento ao longo do tempo dessas comunidades incrustantes passa por alterações sob influência de fatores climáticos e marinhos, e condições específicas das comunidades são observadas através de análises da sucessão ecológica de cada assembleia (Schmitz et al., 2006).

Sucessão ecológica pode ser definida como um processo de alterações na composição da diversidade da comunidade sob variação espacial ou temporal (Mazlumyan et al., 2019) e o modo como essas variações progridem ao longo do gradiente pode ser influenciada por diversos fatores. Temporalmente, o período do ano em que inicia a sucessão ecológica em novo substrato apresenta características climáticas e ambientais específicas que conduzem a estruturação dos substratos da comunidade incrustante (Arruda, 2014). Processos como reprodução, recrutamento e crescimento, entre outros, estão sob influência de condições ambientais, promovendo variação sazonal (Coma et al., 2000) e afetando dessa forma a sucessão. Brown e Swearingen (1998) observaram que o recrutamento e a sequência sucessional em assembleias marinhas bentônicas são fortemente influenciadas por periodicidades sazonais na reprodução do adulto e, conseqüentemente, no suprimento de larvas, guiados pela periodicidade ambiental. Exemplos disso são os cnidários, briozoários, moluscos e ascídias, já que são organismos abundantes em substratos consolidados, bem como os organismos vágeis associados, exibem variações sazonais nesses parâmetros na região do litoral do Paraná, incluindo muitas espécies exóticas (Neves e Rocha, 2008; Bettim, 2017; Bumbeer e Rocha, 2012; Altvater et al., 2019).

Os efeitos das espécies pioneiras em uma comunidade influenciam diretamente nos estágios posteriores de sucessão ecológica (Altvater, 2009). Espécies colonizadoras podem facilitar a ocorrência de outras pelas modificações que promovem no ambiente como o aumento da heterogeneidade estrutural. Por outro lado podem prevenir a

ocorrência de outras espécies, por exemplo por meio da competição. As espécies exóticas podem, portanto, causar modificações nas diferentes fases da sucessão ecológica em uma comunidade, já que eventualmente dominam e competem com as espécies nativas (Prach e Walker, 2011).

O estudo de sucessão em comunidades incrustantes utilizando substratos artificiais experimentais fornece conhecimentos importantes sobre o desenvolvimento dessa biota também em ambientes naturais. Experimentos com substratos artificiais são dinâmicos e as alterações na comunidade ocorrem em um intervalo curto de tempo, o que possibilita a análise de processos de sucessão e sazonalidade (Altvater, 2009).

O objetivo do presente estudo foi a descrição do processo de sucessão ecológica da biota incrustante e vágil, utilizando placas de recrutamento, com especial atenção na ocorrência e influência das espécies exóticas.

Materiais e Métodos

O TCP - Terminal de Contêineres de Paranaguá, maior operador portuário de contêineres do Paraná e um dos maiores do país, realiza uma série de programas de monitoramento ambiental a partir de seus processos de licenciamento. Entre eles, o Programa de Monitoramento de Espécies Exóticas, que utiliza placas de recrutamento instaladas na área do píer de atracação desde agosto de 2019 para registrar a ocorrência de espécies exóticas do bentos de substratos consolidados. No início do monitoramento foram instaladas placas de PVC (Figura 1A) dispostas em três diferentes estratos em relação a maré: supralitoral – placas emersas recebendo apenas respingos de água, mediolitoral – placas igualmente emersas e submersas a cada ciclo de maré, e infralitoral – placas permanentemente submersas (Figura 1B). A cada três (3) meses, três (3) placas em cada altura foram coletadas pela equipe da empresa que presta serviços de consultoria ambiental ao empreendedor. Foram então acondicionadas em sacos plásticos com água do local para manter a biota viva, e levadas ao Laboratório de Ecologia e Conservação (LABEC) da Universidade Estadual do Paraná *campus* de Paranaguá para procedimentos de fotografia, fixação, triagem e análises da biota.



Figura 75A) Acima estão as placas de PVC e abaixo as placas de metal. B) Ponto amostral no Píer TCP e a linha de placas do supralitoral exposta na primeira instalação. As linhas de médio e infralitoral estão submersas.

Neste procedimento de coletas, que durou 15 meses, todas as placas foram instaladas no mesmo dia (30/08/2019), com retiradas das tréplicas em cada estrato a cada três (3) meses, resultando em materiais coletados com 3, 6, 9, 12 e 15 meses de submersão (Tabela 1). Esse desenho permite dessa forma o acompanhamento da comunidade ao longo do tempo e avaliação do processo de sucessão ecológica, observando as espécies pioneiras e as tardias e todo o desenvolvimento da comunidade. Análises iniciais demonstraram a similaridade da biota colonizando os dois lados das placas, portanto, a unidade amostral refere-se a placa completa.

O experimento iniciou com a instalação de 45 placas de PVC preto com coletas a cada três (3) meses, até 15 meses de submersão, permitindo o acompanhamento da comunidade ao longo do tempo e avaliação do processo de sucessão ecológica.

Tabela 1. Datas de instalação das 45 placas experimentais iniciais e retiradas, tempos de submersão e número de placas analisadas por campanha.

Data	Ação	Tempo aproximado de submersão (meses)	Placas recuperadas/analizadas
30/08/2019	Instalação	-	-
28/11/2019	retirada	3	9
04/03/2020	retirada	6	9

06/05/2020	retirada	9	9
20/08/2020	retirada	12	9
05/11/2020	retirada	15	6

Procedimentos de laboratório

Inicialmente cada placa recém coletada foi retirada do saco plástico e acomodada em bandeja branca para fotografia de ambos os lados da placa com a biota ainda viva. Assim foram obtidas imagens do recobrimento total das placas e de detalhes dos organismos ainda vivos, que auxiliam na quantificação dos táxons e determinação das espécies já que o processo de fixação pode alterar a coloração dos organismos e prejudicar a identificação em alguns casos. Posteriormente, as placas com os organismos foram colocadas novamente nos sacos e fixadas em formalina 10% com água do mar até o processo de triagem.

No momento de triagem cada placa foi lavada em água corrente sobre peneira com malha de 0,3 mm para garantir a retenção de toda a macrofauna vágil e remover a formalina e sedimentos aderidos. O líquido fixador foi reutilizado quando possível ou neutralizado com água e encaminhado para correto descarte. Em seguida a placa foi observada sob um microscópio estereoscópio para identificação e quantificação da fauna incrustante. Subamostras de alguns táxons foram recolhidas para posterior análise detalhada para determinação ao menor nível taxonômico possível, com auxílio de bibliografias especializadas e comparações com coleções de referência, além de auxílio de especialistas. Para organismos sésseis solitários ou vágéis a quantificação foi feita pela contagem do número de indivíduos em ambos os lados da placa ou no material retido nas peneiras. Para organismos sésseis coloniais ou modulares a presença foi registrada e foi realizada uma estimativa da abundância relativa a partir das fotografias e observação visual das placas para melhor descrição da comunidade, mas as análises consideraram somente a presença/ausência nas placas. Eventualmente, em uma ou outra amostragem, algumas placas não foram recuperadas.

As placas foram raspadas com espátulas metálicas sobre uma bandeja e novamente lavadas sobre a peneira. O material retido foi transferido para placas de petri para análise no estereomicroscópio, onde toda a fauna vágil foi separada para identificação e quantificação e fixação em álcool 70% em microtubos plásticos para tombamento. Todos os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível (Nemesis - invasions.si.edu; Rocha et al., 2024) e por vezes enviado para especialista.

Análise de dados

A partir da lista geral de táxons identificados, todas as espécies determinadas foram classificadas quanto a sua origem como espécies nativas; introduzidas – com origem em outras regiões do mundo e ocorrência na região possibilitada pelo transporte humano acidental ou intencional, histórico ou recente; ou criptogênicas – espécies de ampla distribuição geográfica e incerteza quanto sua área de distribuição natural (Smithsonian, 2024; Dechoum et al., 2024). Essa classificação se dá especialmente pela análise criteriosa da literatura científica e contatos com especialistas de cada grupo taxonômico.

Cada espécie classificada como introduzida (ou exótica, ou não nativa) foi classificada a partir da escala proposta por Blackburn (2011), que considera a extensão da ocorrência, capacidade de estabelecimento e reprodução local para definir o status de invasão. Para definição de status de invasão das espécies foi utilizado Blackburn et al. (2018) e Dechoum et al. (2024), os quais estabelecem critérios ecológicos padronizados para definir o status de invasão das espécies exóticas descritas no presente estudo. Ambos os autores consideram as barreiras ecológicas ultrapassadas pelas espécies introduzidas (exóticas) em nova região de ocorrência e para complementar a análise foram observados registros de ocorrência formais e informais para as espécies.

A biota foi descrita a partir dos principais grupos observados ao longo do tempo, cálculo de curvas de rarefação de espécies para determinar se a amostragem foi suficiente para o registro da biodiversidade esperada, cálculo de índices de riqueza, e comparação de riqueza exclusiva e compartilhada entre as campanhas por meio do diagrama de Veen para cada estrato. Os táxons foram classificados de acordo com o índice de Constância de Dajoz (1978) em táxons constantes (presentes em mais de 50% das amostras); acessórios (presentes entre 25 e 50% das placas) e ocasionais ou raros (em menos de 25% das placas).

A composição das comunidades foi utilizada para o cálculo de índices de similaridade entre as placas pelo índice de Jaccard, permitindo mensurar as diferenças na biota entre os estratos de maré e ao longo do processo de sucessão pela comparação entre trimestres de coleta. As diferenças foram testadas a partir de análises multivariadas de ANOSIM, seguidas de ordenamentos nMDS para visualizar as diferenças e SIMPER para identificar os táxons mais importantes em cada comparação.

Resultados

Ao todo foram contabilizados 119 táxons nos 15 meses de estudo (ANEXO I). Desse total de táxons, 70 foram incrustantes (sésseis) e 49 foram vágeis. Determinados ao nível de espécie foram 55 táxons e destes 18 foram exóticos (15% do total e 32% das

espécies determinadas). Foram 77 táxons quantificados por contagem e 42 apenas pela presença nas amostras.

Os filios mais representativos em número de táxons (Figura 2) foram Annelida, com uma riqueza de 23 táxons, Mollusca com 22, Arthropoda com 20, Bryozoa com 18, Chordata com 15 e Cnidaria com oito (8) táxons. A curva de rarefação de espécies (Figura 3) demonstra uma aproximação da estabilidade.

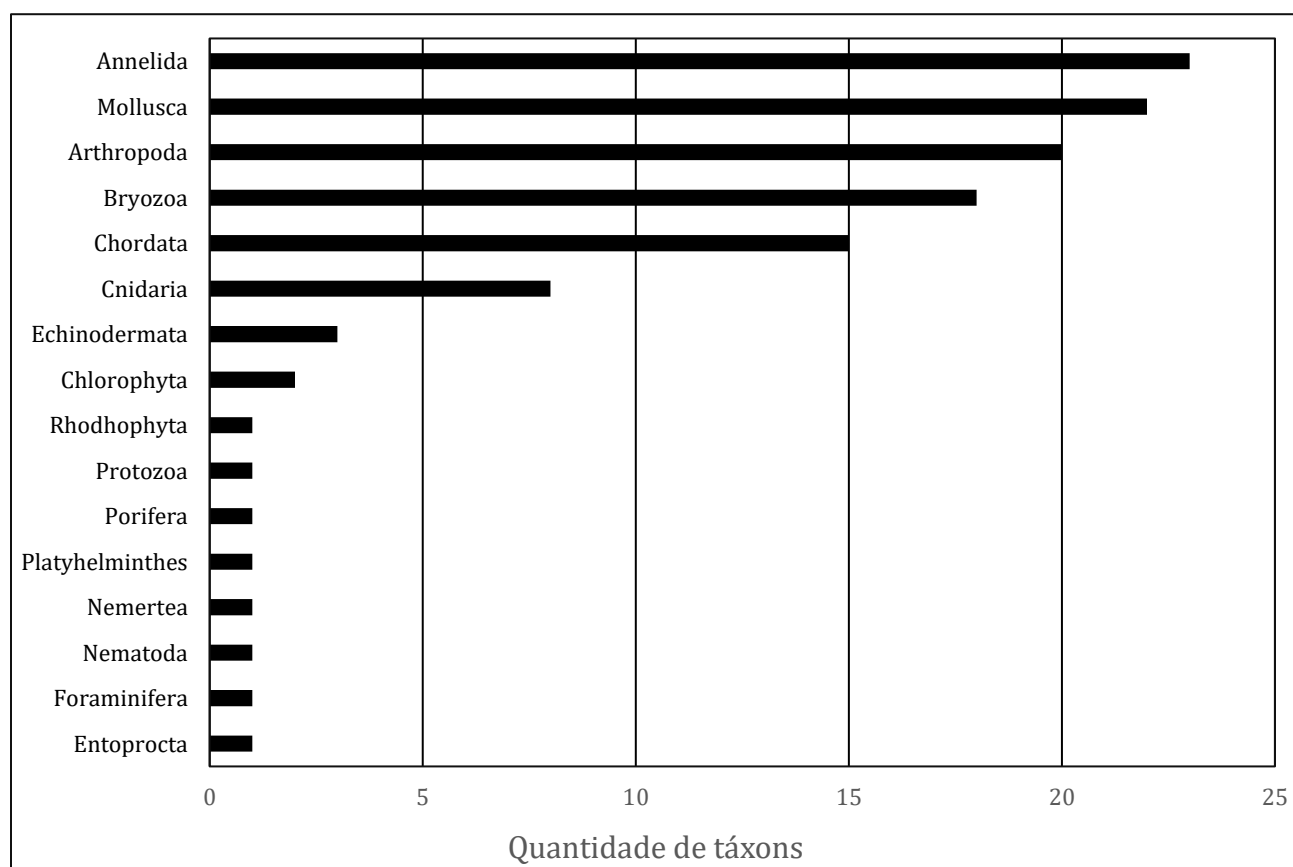


Figura 76. Riqueza de táxons registrados para cada filo da biota nas placas de recrutamento, entre 2019 e 2020, nas 5 amostragens trimestrais do experimento do estudo de sucessão ecológica.

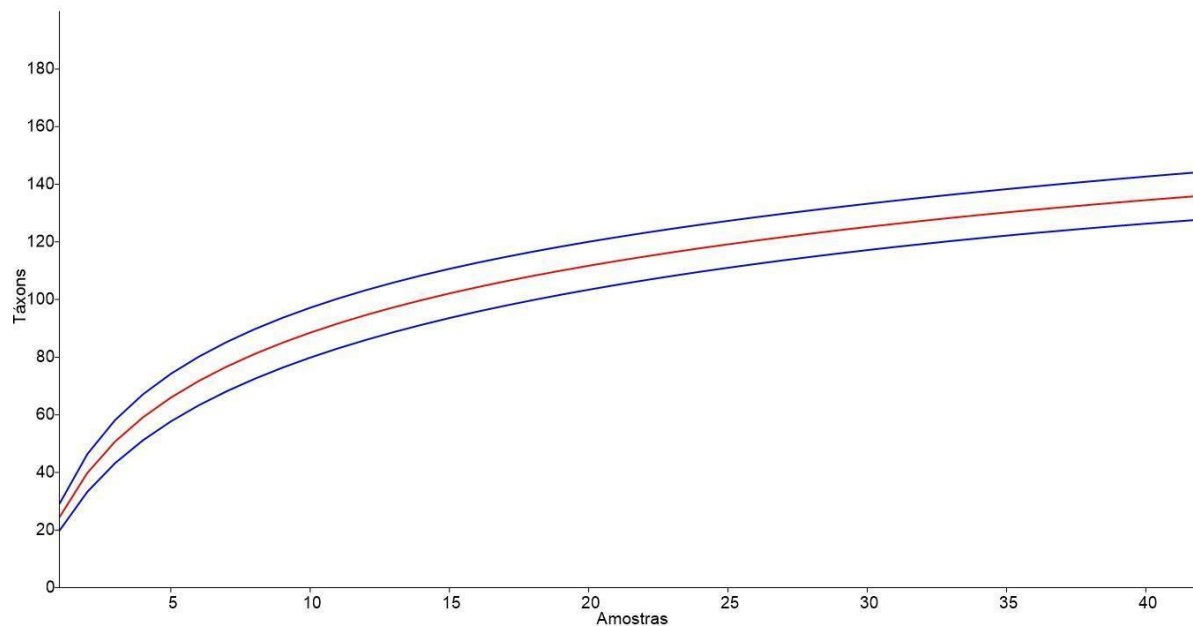
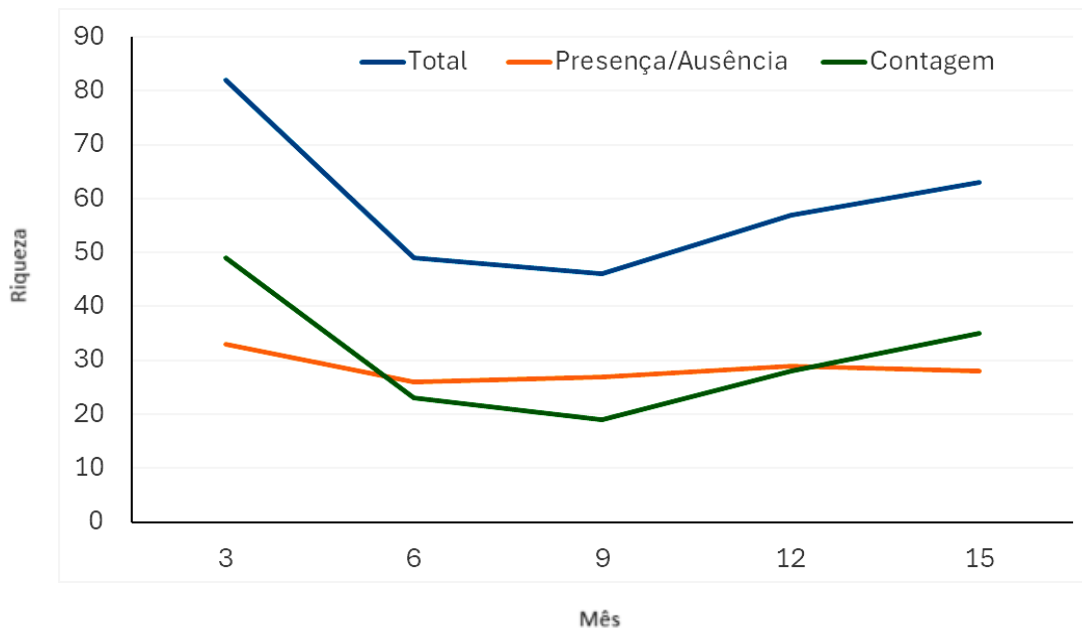


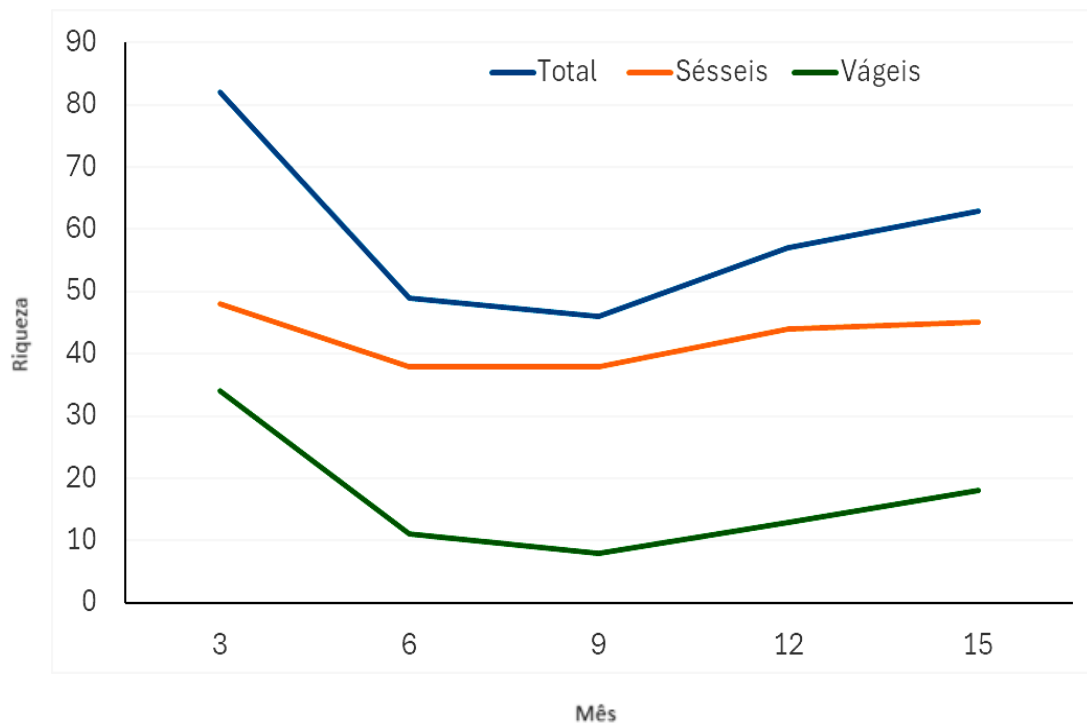
Figura 77. Curva de rarefação de táxons para as amostras de 3 a 15 meses de submersão entre 2019 e 2020, nas 5 amostragens trimestrais do experimento do estudo de sucessão ecológica da comunidade incrustante de placas de recrutamento.

Numa primeira comparação entre o início do experimento, com placas submersas por três (3) meses, até o final, com placas submersas por 15 meses (Fig. 4.A e B), observou-se que a riqueza geral de táxons apresentou um padrão de diminuição inicial (entre os meses 3 e 6), seguido de leve aumento nos valores nas últimas campanhas. Padrão correspondente foi observado considerando a separação dos táxons vágeis e táxons quantificados por contagem. Um pico inicial na riqueza de táxons foi observado, iniciando no mês 3 com um total de 82 táxons, observa-se um declínio na riqueza para os meses 6 e 9, com 49 e 46 táxons, respectivamente. Para o mês 12, verificou-se um aumento expressivo com um total de 57 táxons, um acréscimo de 11 a mais comparado com o trimestre anterior. E para o último trimestre de campanha contabilizaram-se 63 táxons, representando um leve aumento em relação ao anterior. Ao comparar a riqueza total de táxons em cada coleta com relação à riqueza de táxons sésseis ou vágeis, foi fácil perceber que tanto a riqueza para os táxons vágeis e especialmente os sésseis se comporta seguindo a mesma dinâmica temporal (Figura 4.B). Da mesma forma, na Figura 4.B foi possível observar que a dinâmica temporal da riqueza total entre as coletas acompanha o padrão dos táxons contados. Dessa forma, em resumo, a maior riqueza foi sempre observada para o primeiro período, caindo drasticamente nos dois períodos subsequentes com um aumento gradual da riqueza nos dois últimos períodos do estudo. Os resultados demonstram que muito cedo na sucessão, os organismos vágeis já estão aptos a colonizar, com elevada riqueza observada já primeira amostragem. Os táxons

sésseis e registrados por presença mantiveram-se mais estáveis ao longo do estudo, com uma leve diminuição na campanha de 9 meses.



A)



B)

Figura 78. Comparação da riqueza (diversidade gama) para cada categoria de táxons entre as 5 coletas do experimento de sucessão ecológica, considerando o total de táxons registrados, táxons sésseis e táxons vágeis (A), ou o total, táxons registrados pela presença nas placas e táxons contados (B).

Considerando os táxons coloniais, algumas espécies chamaram a atenção pelo grande recobrimento das placas desde a primeira coleta, como *Schizoporella errata*, que dominou a cobertura do substrato nas placas de médio e infralitoral, especialmente naquelas com menor tempo de submersão (ver capítulo 1).

Dentre todos os táxons registrados e contados no presente estudo, os mais abundantes foram *Amphibalanus amphitrite* com 11.159 indivíduos, *Actinaria* n.i., com 2.730 indivíduos e *Fistulobalanus citerosum*, com 1.748. Os gráficos da Figura 5 apresentam, numa mesma escala, os três (3) táxons mais abundantes em cada trimestre. Observou-se grande variação entre os táxons mais abundantes em cada campanha e grande variação nas abundâncias, demonstrando uma expressiva variação temporal.

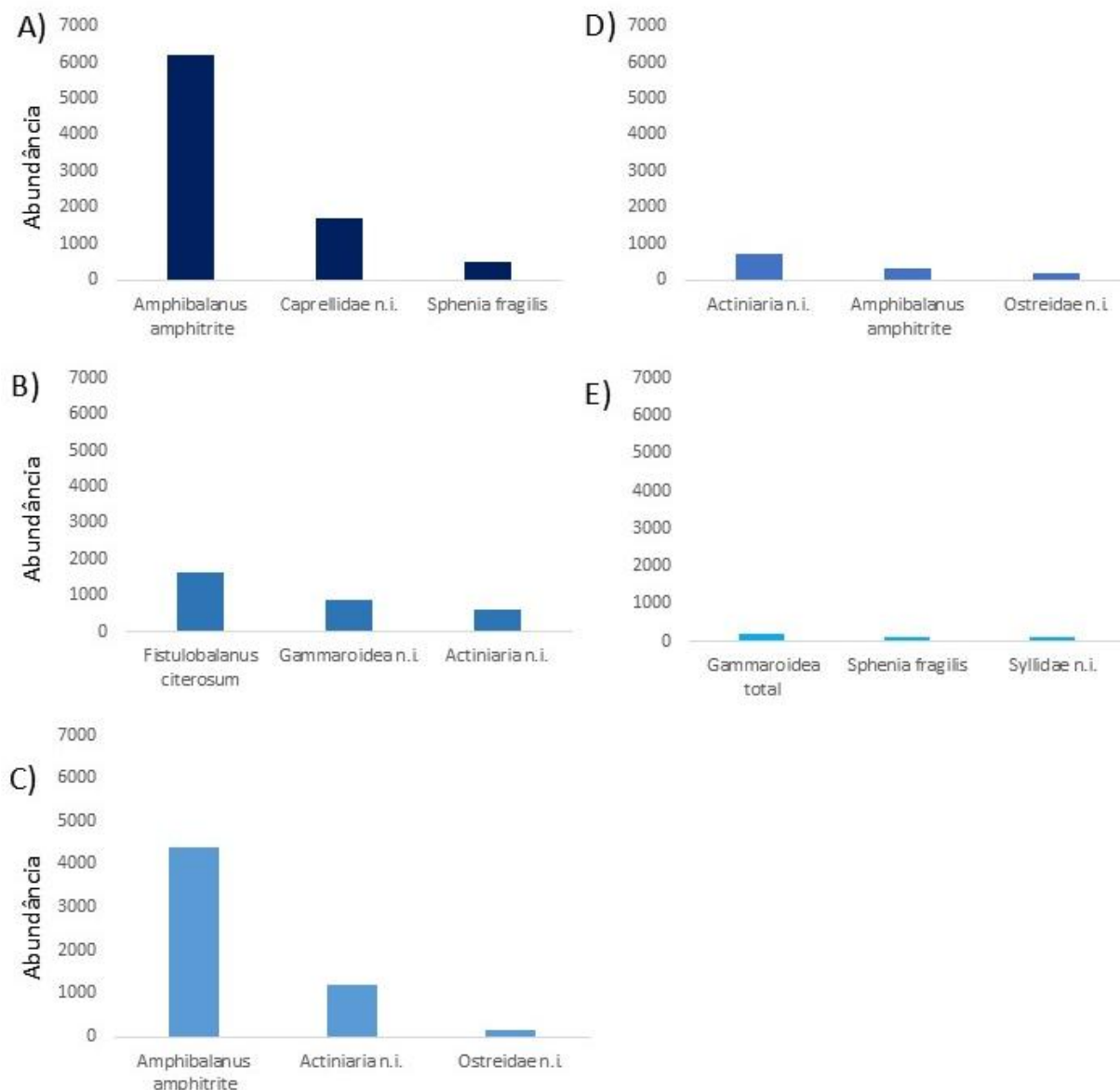


Figura 79. Abundância dos principais táxons das campanhas: A) 3 meses; B) 6 meses; C) 9 meses; D) 12 meses; e E) 15 meses, ambos do estudo de sucessão ecológica da comunidade incrustante de placas de recrutamento.

A riqueza de espécies entre os períodos de submersão avaliados (Figura 6), para cada estrato de altura das placas em relação a maré, demonstra que a riqueza para as placas de supralitoral, apesar de menores que no médio e infralitoral em boa parte do período, sofreram oscilações ao longo do tempo. No médio e infralitoral, com padrão bastante similar entre si, houve um declínio especialmente no início do período com certa estabilidade na riqueza dos nove (9) aos 15 meses.

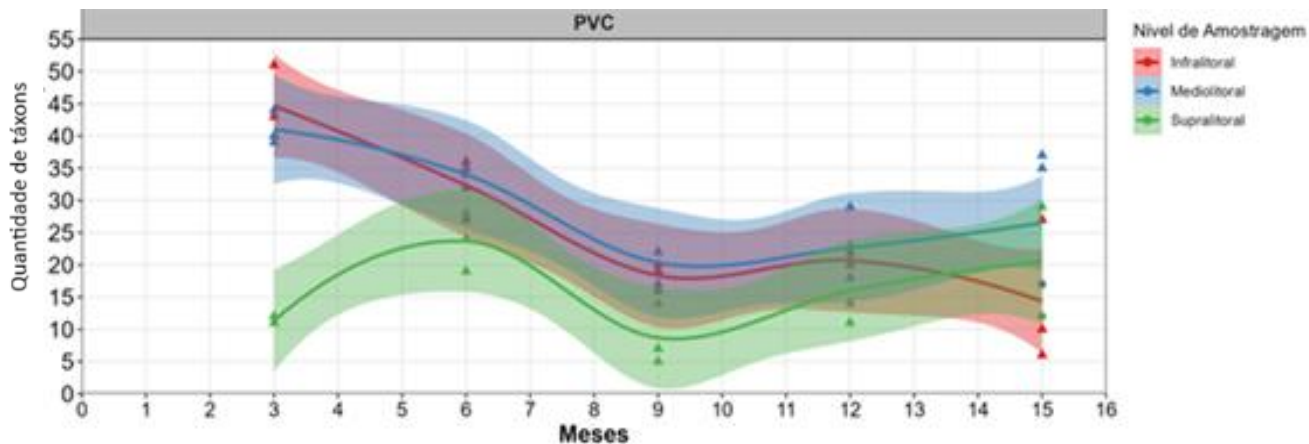
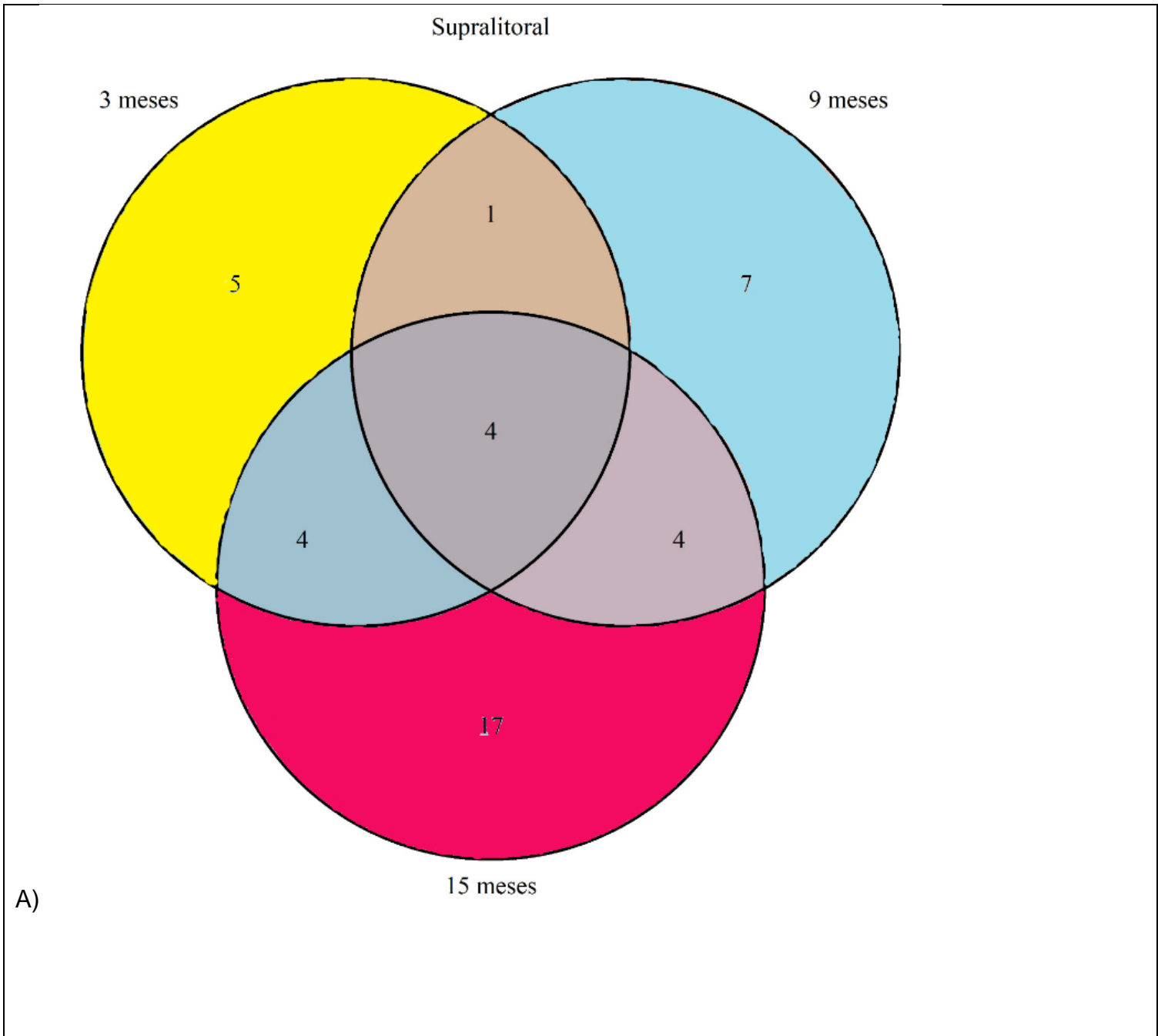


Figura 80. Riqueza de espécies durante os períodos submersos entre as 5 coletas do experimento de sucessão ecológica, considerando o total de táxons registrados.

A Figura 7 apresenta o diagrama de Veen com a riqueza exclusiva e compartilhada entre amostras do início, meio e fim do experimento de sucessão. Chama a atenção a diferença nos padrões entre as amostras de supralitoral e a dos estratos mais abaixo. No supralitoral (Fig. 7.A) ocorreram 5 táxons exclusivos no primeiro trimestre, com um enfático aumento passando a 17 no final do período. Em contrapartida, a Figura 7.B demonstra um padrão inverso para o infra + mediolitoral, com muitas espécies exclusivas da primeira coleta (33 táxons) e um declínio para 15 exclusivas no fim do experimento.



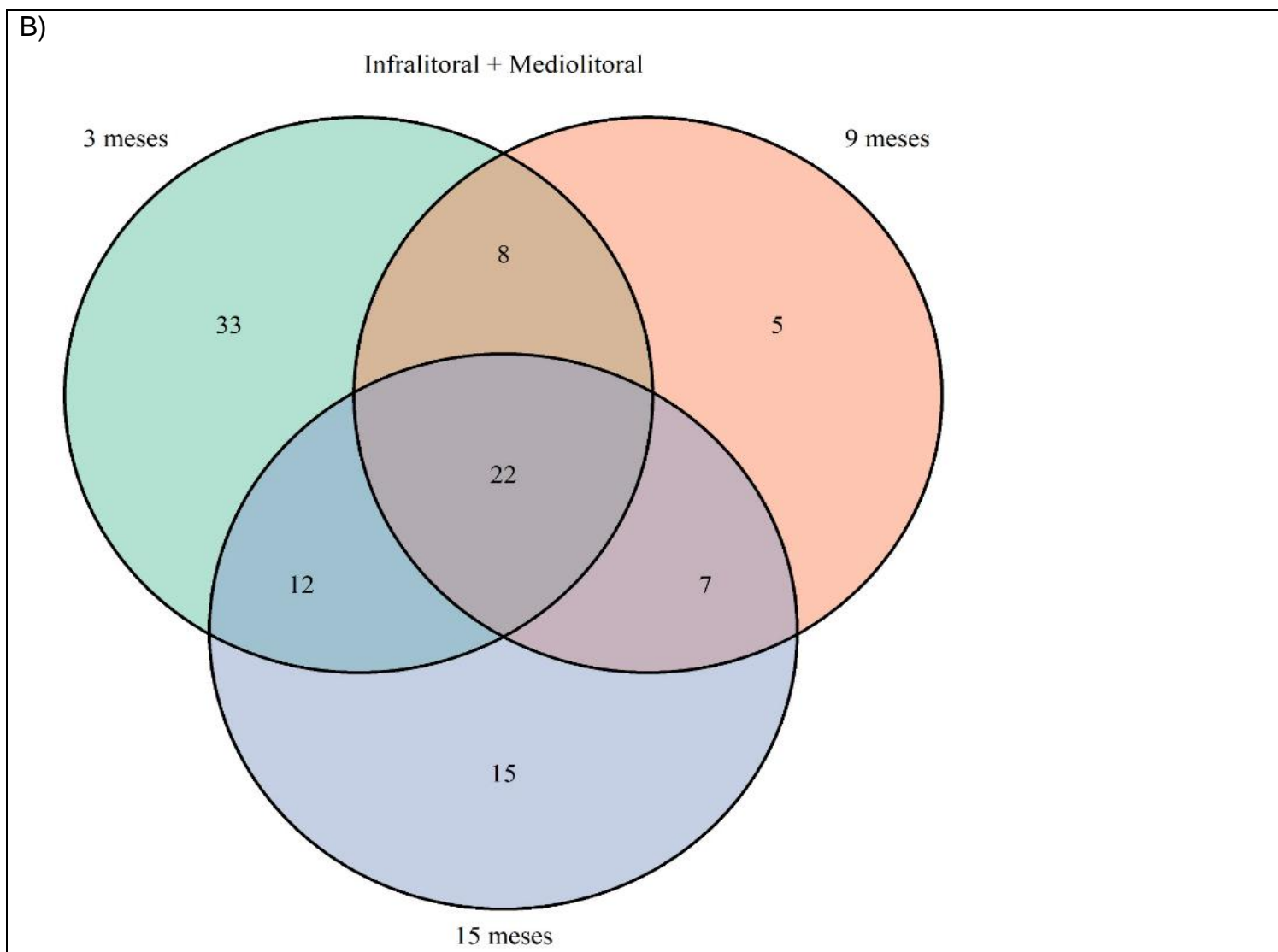


Figura 81. A) Diagrama de Venn para amostras do supralitoral comparando a riqueza dos meses 3, 9 e 15 de recrutamento. B) Diagrama de Venn para amostras de infralitoral e médiolitoral comparando a riqueza dos meses 3, 9 e 15, ambos do estudo de sucessão ecológica

Considerando as comparações da comunidade entre os níveis amostrais e temporalmente, por meio das análises de similaridade, a diferença entre os níveis observada para a riqueza foi confirmada (GLM: $X^2=366,4$, $p<0,05$), com a composição no supralitoral diferindo dos outros dois níveis, que apresentam grande sobreposição. Houve diferença entre as coletas (GLM: $X^2=246,4$, $p<0,05$), indicando modificações sucessionais e estacionais na comunidade. A Análise de Similaridade ($R=0,3804$, $p<0,05$) e o ordenamento nMDS comparando a composição da biota nas placas entre os estratos relacionados à maré (Figura 8) mostraram claramente essa diferença entre a comunidade do supralitoral em relação aos estratos inferiores, esses com grande

sobreposição. A análise SIMPER indicou como os principais táxons responsáveis por essa diferença, *A. amphitrite* (86%) e *F. citerosum* (7,6%), abundantes no supralitoral e Actiniaria ni (2,9%) e anfípodes (2,5%) nos estratos inferiores. Outros táxons somam menos de 1% da variação em conjunto.

Considerando essa diferença entre o estrato superior e os inferiores, a comparação entre os períodos de submersão apenas para as placas de supralitoral demonstrou diferenças entre todas as coletas bem separadas nos grupos (Figura 9). Já para as placas de mediolitoral e infralitoral agrupadas (Figura 10), houve diferenças claras das placas de 3 meses em relação aos outros períodos, e mesmo com maior sobreposição das amostras de 6 a 12 meses, a ANOSIM apontou diferenças entre quase todas as campanhas ($R=0,6003$, $p<0,05$). Novamente, o período de 15 meses diferiu em relação aos outros. A análise SIMPER indica novamente os táxons *A. amphitrite* (87,5%) e *F. citerosum* (11,9%) como os principais responsáveis pelas diferenças entre as campanhas no supralitoral, enquanto nos estratos inferiores os táxons Actiniaria ni (43,8%), Caprellidae (38,23%) e Gamaroidea (8,43%) são os principais táxons, responsáveis por 90,5% da dissimilaridade.

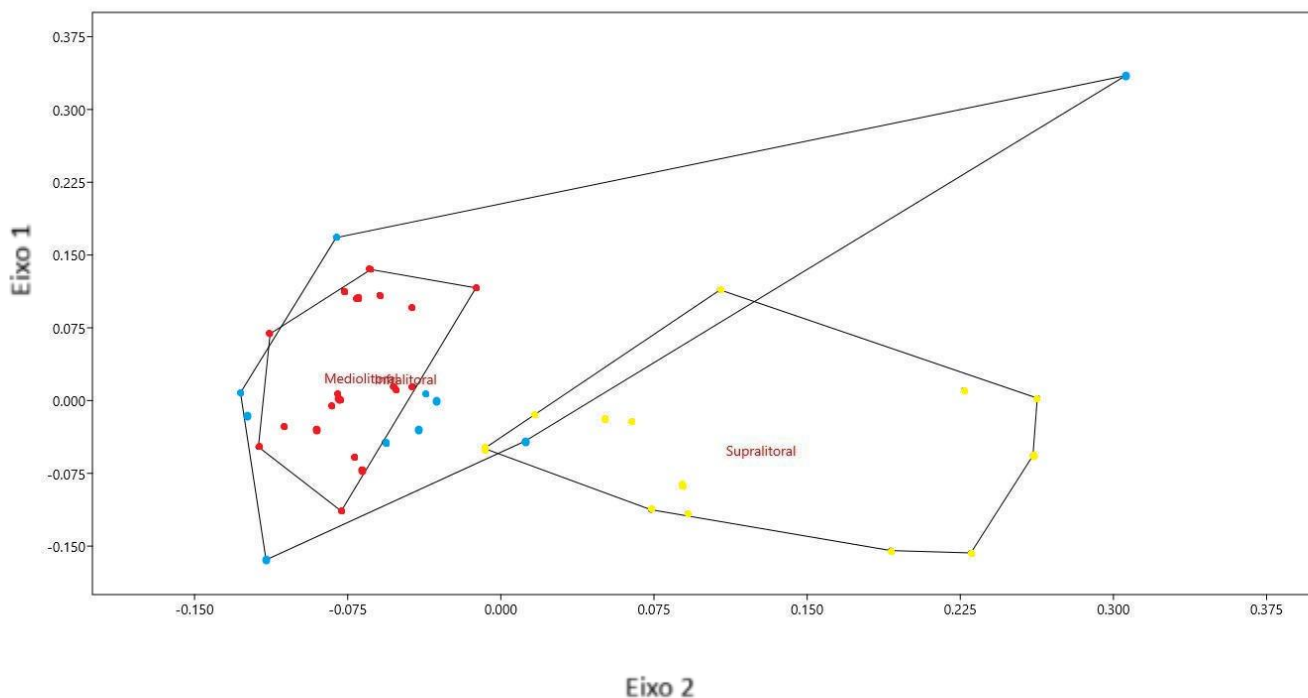


Figura 82. Análise nMDS (stress = 0,1836) para os três níveis de estratos ao longo dos 15 meses de sucessão com base na similaridade da composição das comunidades em cada amostra.

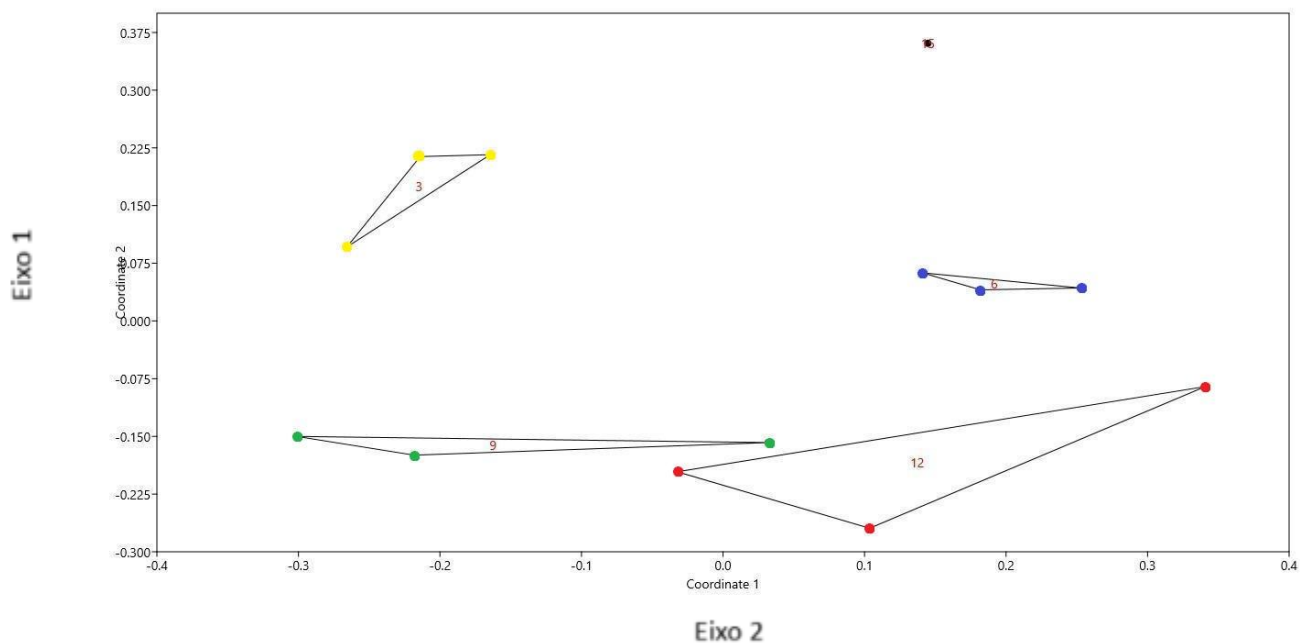


Figura 83. Análise nMDS (stress = 0,1839) das amostras de supralitoral entre cada campanha amostral ao longo dos 15 meses de sucessão com base na similaridade da composição das comunidades em cada amostra.

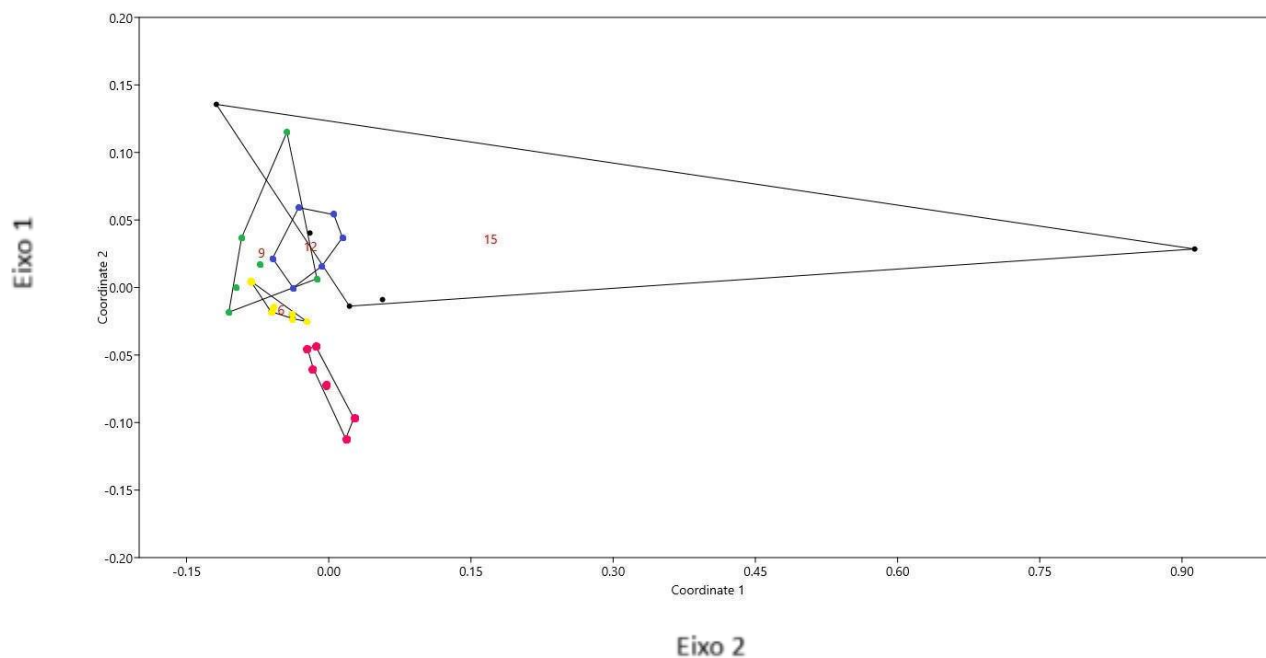


Figura 84 Análise nMDS (stress = 0,27) das amostras de médio e infralitoral entre cada campanha amostral ao longo dos 15 meses de sucessão com base na similaridade da composição das comunidades em cada amostra.

Discussão

A riqueza e composição de táxons observada colonizando as placas de sucessão foi bastante elevada e diversificada (com ao menos 16 filos ou categorias superiores) e demonstra algumas claras evidências de mudanças na comunidade ao longo do tempo de estudo. O fato de haver um registro de riqueza elevada na primeira coleta, com placas submersas por apenas 3 meses, enquanto na coleta seguinte (6 meses) ocorrem apenas cerca de 60% da riqueza inicialmente representada pode indicar que a época do ano pode ser um fator preponderante para a sucessão, ou, ainda mais importante, que a disponibilidade de um substrato livre de competidores permite intensa colonização no início do processo. É conhecido que novos substratos podem ser intensamente colonizados e que o recrutamento pode ter influências sazonais. Em um estudo conduzido por Connell (2001) foi identificada alta riqueza em estacas e pontões submersos próximos a recifes rochosos, concluindo que estas estruturas fornecem substrato livre para organismos epibiontes que vivem nesses recifes. Já Santos (2017) registrou alto valor de recrutamento no interior da Baía do Araçá, litoral de São Paulo, com cerca de 18.824 recrutas em outubro de 2015, e altos valores de assentamento larval e riqueza no mês de setembro de 2016, indicando a importância da sazonalidade no recrutamento.

Ao contrário dos processos de sucessão em outros tipos de substratos ou em ambientes terrestres, os organismos colonizadores em substratos consolidados marinhos não necessitam de intensos processos de facilitação para o assentamento (Satheesh e Wesley, 2011). Como são em sua grande maioria organismos filtradores, somente necessitam de um substrato adequado para fixação e estabelecimento, ainda que possam ocorrer alguns casos de facilitação. É notório o processo inicial de facilitação, com aderência de moléculas e a formação de lâminas de biofilmes de bactérias, fungos e microalgas que tornam a superfície reconhecível por larvas e propágulos dos animais, porém é um processo rápido e em alguns dias já há colonização de alguns incrustantes (Wahl, 1989). E com o passar do tempo, a sazonalidade da disponibilidade de larvas (pressão de propágulos), acompanhada da competição, predação e significativa diminuição de substratos livres, conduzem o processo de sucessão. Considerando a diversidade biótica das comunidades no período amostrado, observa-se que a sucessão não se apresenta de modo unidirecional e bem definido, mas depende dos colonizadores primários e da pressão de propágulos sazonal, especialmente considerando um sistema de elevada diversidade.

Entre os extratos o padrão temporal da riqueza exclusiva ou compartilhada entre as coletas foi diferente para cada estrato, demonstrando a dinâmica dos processos que envolvem o recrutamento e interação em comunidades de substrato consolidado compostas por elevada riqueza e condições ambientais distintas. No supralitoral o processo de sucessão iniciou com 14 táxons, com relativamente poucos exclusivos em

comparação com os períodos de 9 e 15 meses de experimento. Entretanto, nesse estrato, o número de espécies exclusivas no fim do experimento aumenta consideravelmente (ver Figura 7). Isso indica que muitos táxons parecem necessitar de processos de facilitação ecológica (Arruda, 2014) para se estabelecerem nesse estrato. Ou seja, enquanto nos substratos nus poucos táxons recrutam, ao longo do processo a riqueza aumenta intensamente. As placas de supralitoral ficam fora da água por várias horas nas trocas de maré, e, com pouca colonização inicial a dessecação é intensa e apenas espécies muito tolerantes ao estresse físico são capazes de colonizar. Com uma biota já presente mais adiante na sucessão, muitos microhabitats são formados e a retenção de humidade deve aumentar progressivamente, e a ocorrência de espécies menos tolerantes é possível. Por outro lado, nos estratos inferiores, o estresse térmico e de dessecação não é tão expressivo e, como confirmam os resultados (Figura 7), um número muito maior de táxons está apto a colonizar as placas desde o início. Ao final da sucessão relativamente poucos táxons apontam para a facilitação. Com menos táxons exclusivos ao final em relação ao início da sucessão, as interações bióticas parecem ser mais estruturadoras que as abióticas (tolerância a dessecação). Ou seja, com muitas espécies ocorrendo e sem grandes desafios ambientais relacionados a dessecação, a competição entre os táxons por espaço para fixação, por exemplo, ganha muito em importância. Esse padrão se apoia em um paradigma ecológico de costões rochosos, com os parâmetros abióticos determinando a composição e abundância de espécies no supralitoral dos costões e parâmetros bióticos sobressaindo em direção ao infralitoral (Paine, 1966; Menge e Sutherland, 1987). Essa lógica direciona a sucessão ecológica em cada estrato, o que nem sempre é fácil observar em comunidades com riqueza elevada, uma vez que espécies diferentes possuem requisitos e respostas particulares (Metri e Rocha, 2008), mas a tendência se mostra evidente.

Conforme padrões comuns de sucessão ecológica para muitos ecossistemas, inicialmente, poderíamos esperar que as comunidades convergissem ao longo do tempo para um padrão definido em qualquer estrato, com espécies competidoras mais eficientes se estabelecendo e substituindo as colonizadoras, até que as réplicas de placas com maior tempo de submersão ficassem cada vez mais parecidas em termos de composição e abundância da biota, demonstrando que a comunidade atinge seu estado clímax. Estudos clássicos como Paine (1966) demonstram o papel preponderante de espécies dominantes nos costões rochosos restringindo a ocupação dos espaços por outras espécies e controlando a diversidade. Entretanto, as análises nMDS, entre outras, demonstraram um resultado divergente, com diferenças entre as campanhas e grande variação na composição da comunidade mesmo nas placas de 15 meses. Em outras palavras, de um modo geral a sucessão parece ser mais controlada pelos colonizadores do que pela dominância (Cifuentes et al., 2010). O papel fundamental de espécies colonizadoras no processo de sucessão já foi bem determinado em estudos clássicos (Connell, 1977; Simon e Dinsmore, 1972), entretanto esses estudos enfatizam que

espécies pioneiras modificam o ambiente tornando-o mais adequado para outras espécies se estabelecerem. Porém, no presente estudo, por haver grande complexidade de espécies e muitas delas com características de colonizadoras primárias, como diversos briozoários, cracas, ascídias e hidrozoários, essas espécies chamadas pioneiras continuam recrutando ao longo do tempo, não sendo necessariamente substituídas por outras melhores competidoras. Adicionando ainda mais complexidade ao processo, eventos como perturbações mecânicas (correntes e ondas) ou predação ocorrem de modo randômico ao longo do tempo e espaço (Metri e Rocha, 2008), e presumivelmente ocorreram nas placas submersas, induzindo manchas ou mosaicos de substratos em diferentes estágios sucessionais. Dessa forma, as comunidades não convergem para um clímax único e bem definido, resultando num processo de sucessão mais contínuo e complexo ou muitas comunidades clímax possíveis variando em composição e abundância de espécies.

Apesar da alternância de táxons mais abundantes entre os trimestres de coleta, desde o início do experimento as espécies exóticas foram as que dominaram os substratos. Algumas ocorreram constantemente, como *Amphibalanus amphitrite* e *Schizoporella errata* e outras mais ocasionalmente como *Bugula neritina*, mas aquelas com ocorrência mais marcante foram as sésseis incrustantes, como nesses exemplos citados. Enquanto no presente estudo ocorreram 18 espécies introduzidas, Arruda (2014) encontrou apenas 4 espécies introduzidas em seu estudo com placas de recrutamento na Baía de Guaratuba. Isso reforça a ideia de que áreas portuárias concentram elevada riqueza de espécies exóticas.

A presença marcante de espécies nativas desde o início do processo de sucessão ecológica pode prevenir o estabelecimento de espécies exóticas (Ohayashi et al., 2022). Porém, como observado no presente estudo, várias espécies exóticas são dominantes já no princípio da colonização dos novos substratos (e.g. *S. errata*). Dessa forma, é possível especular que nos substratos rochosos naturais haja maior resistência da comunidade aos invasores, enquanto nos substratos artificiais (e.g. recém-construídos/disponibilizados, ou após procedimentos de limpeza/raspagem) a comunidade não nativa predomina. De fato, Tyrrell e Byers (2007) argumentam nessa direção, pois relataram em seu estudo ascídias exóticas com elevada abundância, enquanto as nativas sofreram um declínio, e essa é uma tendência comum nos estudos de bioinvasão (Dechoum et al., 2024). Mesmo com essa tendência, substratos naturais podem ser intensamente colonizados por espécies exóticas (Cangussu et al., 2010).

Schizoporella errata foi uma das espécies coloniais em maior destaque quanto ao recobrimento das placas de médio e infralitoral. O crescimento tridimensional dessa espécie ao longo do tempo, com várias camadas de zoóides nas colônias e crescimento de estruturas perpendiculares em relação ao substrato, normalmente por causa de outros organismos recobertos como tubos de poliqueta, cracas e hidrozoários, acaba servindo de habitat para espécies de pequeno porte. Ascídias e outros briozoários são também

grupos com áreas de recobrimento consideráveis. A dominância de *S. errata* provavelmente se deu por sua plasticidade fenotípica, como evidenciado por Dias et al. (2020), que analisou a divergência morfológica da espécie em dois ambientes artificiais, resultando em colônias de tamanhos diferentes conforme o ambiente. Semelhante caso ocorreu com essa espécie, que esteve presente e recobriu outras espécies em painéis de PVC enjaulados e não enjaulados na Ilha de São Sebastião, em São Paulo (Santos, 2017).

Já em relação às espécies solitárias e contadas, chamam a atenção os cirripédios, como *Amphibalanus amphitrite*, o mais abundante no estudo. Ávila et al. (2018) também relatou alta abundância dessa espécie no Golfo do México, com uma densidade média elevada no inverno, demonstrando ser uma espécie comumente abundante em muitas situações. Actiniaria n.i. foi o segundo contado mais abundante e *Fistulobalanus citerosum* foi o terceiro, com elevada quantidade de indivíduos no mês 6 e, pela análise SIMPER, um dos mais presentes no supralitoral. Arruda (2014) também identificou *F. citerosum* como uma das espécies que aumentaram sua abundância nos estágios tardios da sucessão. Já Metri et al. (2024) registraram seis espécies de cirripédios introduzidos em boias de navegação no litoral do Paraná: *Amphibalanus eburneus*, *A. reticulatus*, *A. amphitrite*, *Megabalanus coccopoma*, *Striatobalanus amaryllis* e *Balanus trigonus*, e destas *A. reticulatus* ocorreu em cerca de 80% das boias.

As análises de similaridade demonstram claramente a modificação da comunidade ao longo do tempo, porém não parece haver um sentido único para a sucessão em todos os estratos, até porque as comunidades do estrato superior e dos estratos inferiores foi bem distinta. O supralitoral comparado ao médio e infralitoral obtiveram maior sobreposição. A sobreposição dos estratos inferiores se deve principalmente à ocorrência das mesmas espécies nesse nível. Já o supralitoral, apesar da sua pouca riqueza, se apresenta mais dinâmico ao longo do estudo, com diferenças mais marcantes entre as coletas.

Os resultados obtidos pela ANOSIM sugerem diferenças nos períodos de 3 e 15 meses. As diferenças podem refletir distintos fatores que influenciam de forma direta ou indireta nas comunidades, como sazonalidade, em que as estações do ano interferem na disponibilidade de larvas ou na reprodução, ou alterações de condições abióticas do local, como aumento de poluidores na água devido à proximidade com a região portuária, podem interferir na sucessão.

Além disso, fatores abióticos como a incidência de ondas de calor marinhas (heat waves), tem sido mais frequentes no sudeste e sul do Brasil (Marochi et al., 2022), e no supralitoral, além das ondas de calor marinhas, há forte influência das condições atmosféricas, o que provavelmente explica o dinamismo desse estrato. Esses fatores moduladores do processo de bioinvasão e sua influência na sucessão da comunidade incrustante ainda precisam ser mais bem compreendidos e exigem novos estudos.

A sucessão se dá por diferentes mecanismos ecológicos que envolvem a substituição de espécies e a adição ou exclusão de espécies ao longo do tempo. Estes mecanismos são resultado de interações variadas entre indivíduos de diferentes espécies e de suas características bionômicas. Tais aspectos precisam ser considerados, como indicado por Arruda (2014), pois a inibição ou facilitação entre espécies podem ser fundamentais para compreensão das mudanças nas comunidades. Isso se torna ainda mais importante em comunidades dominadas por espécies introduzidas, normalmente caracterizadas por grande capacidade reprodutiva e de colonização, guiando o processo de sucessão. Essa compreensão do processo sucessional permitirá a indicação de medidas de manejo e controle das espécies exóticas com maior eficiência, como definição de épocas ideais para ações de erradicação, campanhas de monitoramento, métodos de raspagem e limpeza de estrutura, descarte adequado para evitar novas introduções etc.

Referências Bibliográficas

ALTVATER, L. Composição e sazonalidade de cnidários em substrato artificial, na foz do rio Itiberê, Baía de Paranaguá, Paraná. 2009.

ALTVATER, L., HADDAD, M. A., COUTINHO, R. Temporal patterns of recruitment and substrate use by the nonindigenous octocoral *Stragulum bicolor* van Ofwegen and Haddad, 2011 (Alcyonacea) in the Southern Brazilian Coast. *Aquatic Invasions*, v. 14, n. 2, 2019.

ARRUDA, K. Variação temporal da comunidade incrustante na baía de Guaratuba, Paraná: recrutamento e sucessão ecológica com ênfase em espécies introduzidas (Mestrado em Ecologia e Conservação). Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 2014.

ÁVILA, E., ARAUJO-LEYVA, O. R., RODRÍGUEZ-SANTIAGO, M. A., e LÓPEZ-ROSAS, H. Alien barnacle *Amphibalanus amphitrite* epizoic on two native oyster species in the southern Gulf of Mexico: spatio-temporal variability and current status of its epibiosis. *Marine Biology Research*, 14(6), 581–589, 2018.

BETTIM, A. L. Resistência biótica ao hidrozoário *Podocoryna loyola* Haddad, Bettim, & Miglietta, 2014 (Cnidaria, Hydrozoa, Hydractiniidae) introduzido na Baía de Paranaguá, Paraná. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, 2017.

BROWN, K. M., SWEARINGEN, D. C. Effects of seasonality, length of immersion, locality and predation on an intertidal fouling assemblage in the Northern Gulf of Mexico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 225(1), 107-121, 1998.

- BULLERI, F., CHAPMAN, M. G. Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the north-west coast of Italy. *Marine biology*, 145, 381-391, 2004.
- BUMBEER, J. D. A., ROCHA, R. M. D. Detection of introduced sessile species on the near shore continental shelf in southern Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 29, 126-134, 2012.
- CANGUSSU, L. C., ALTVATER, L., HADDAD, M. A., CABRAL, A. C., HEYSE, H. L., e ROCHA, R. M.. Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. *Brazilian Journal of oceanography*, 58, 219-231, 2010.
- CIFUENTES, M., KRUEGER, I., DUMONT, C. P., LENZ, M., e THIEL, M. Does primary colonization or community structure determine the succession of fouling communities? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 395(1-2), 10-20, 2010
- COMA, R., RIBES, M., GILI, J. M., ZABALA, M. Seasonality in coastal benthic ecosystems. *Trends in ecology e evolution*, 15(11), 448-453, 2000.
- CONNELL, J. H., SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The american naturalist*, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, 1977.
- CONNELL, S. D. Urban structures as marine habitats: an experimental comparison of the composition and abundance of subtidal epibiota among pilings, pontoons and rocky reefs. *Marine Environmental Research*, v. 52, n. 2, p. 115-125, 2001.
- DAJOZ, R. *Ecologia Geral*. Rio de Janeiro, Editora Vozes, 472p, 1978.
- DECHOUM, M. S., JUNQUEIRA, A. D. O. R., ORSI, M. L., ZILLER, S. R., PIVELLO, V. R., ZENNI, R. D., GALHEIGO, F. A. Relatório temático sobre espécies exóticas invasoras no Brasil: sumário para tomadores de decisão. *Biota Neotropica*, 24, e20241645, (2024).
- DIAS, G. M., DUTRA, F. S., DUARTE, R. C. Artificial habitats induce plasticity in colonies of the marine bryozoan *Schizoporella errata*. *Journal of Experimental Zoology Part B: Molecular and Developmental Evolution*, v. 336, n. 3, p. 239-249, 2021.
- LUIZ, O. J., SANTOS, W. C., MARCENIUK, A. P., ROCHA, L. A., FLOETER, S. R., BUCK, C. E., e FERREIRA, C. E. Multiple lionfish (*Pterois spp.*) new occurrences along the Brazilian coast confirm the invasion pathway into the Southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, 23, 3013-3019, 2021.
- MAROCHI, M. Z., DE GRANDE, F. R., PARDO, J. C. F., MONTENEGRO, Á., e COSTA, T. M. Marine heatwave impacts on newly-hatched planktonic larvae of an estuarine crab. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 278, 108122, 2022.

MAZLUMYAN, S. A. Primary and Secondary Succession Modelling in Marine Bottom Biotopes (Black Sea). *International Journal of Marine Science*, v. 9, n. 8, p. 66, 2019.

MENGE, B. A., e SUTHERLAND, J. P. Community regulation: variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment. *The American Naturalist*, 130(5), 730-757, 1987.

METRI, R., BAPTISTA-METRI, C., TAVARES, Y. A. G., LACERDA, M. B., CORREIA, E. L., SOARES, G. D. C. B., e GUILHERME, P. D. B. Navigation buoys as stepping-stones for invasive species. *Ocean and Coastal Research*, 72 (suppl 1), e24049, 2024.

METRI, R., ROCHA, R. M. Bancos de algas calcárias, um ecossistema rico a ser preservado. *Natureza e Conservação*, v. 6, p. 8-17, 2008.

MIRANDA, A. A., ALMEIDA, A. C., VIEIRA, L. M. Non-native marine bryozoans (Bryozoa: Gymnolaemata) in Brazilian waters: Assessment, dispersal and impacts. *Marine Pollution Bulletin*, v. 130, p. 184-191, 2018.

NEVES, C. S., e ROCHA, R. M. D. Introduced and cryptogenic species and their management in Paranaguá Bay, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51, 623-633, 2008.

OHAYASHI, N. S., RODRIGUES, I. D., MARCHETTI, O. C., & DIAS, G. M. Seeding artificial habitats with native benthic species can prevent the occurrence of exotic organisms. *Marine Environmental Research*, 182, 105771, 2022.

ORICCHIO, F. T., PASTRO, G., VIEIRA, E. A., FLORES, A. A., GIBRAN, F. Z., & DIAS, G. M. Distinct community dynamics at two artificial habitats in a recreational marina. *Marine Environmental Research*, 122, 85-92, 2016.

PAINE, R. T. Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist*, v. 100, n. 910, p. 65-75, 1966.

PRACH, K., WALKER, L. R. Four opportunities for studies of ecological succession. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 26, n. 3, p. 119-123, 2011.

ROCHA, R. M., LOTUFO, T. M. D. C., BONECKER, S., OLIVEIRA, L. D. M., SKINNER, L. F., CARVALHO, P. F. D., e SILVA, P. C. A. D. A synopsis of Tunicata biodiversity in Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 41, e23042, (2024).

SANTOS, K. K. S. Fatores estruturadores dos estágios iniciais de desenvolvimento das comunidades incrustantes na Baía do Araçá, São Sebastião-SP. 2017.

SCHMITZ, O. J., KALIES, E. L., BOOTH, M. G. Alternative dynamic regimes and trophic control of plant succession. *Ecosystems*, v. 9, p. 659-672, 2006.

SHACKLETON, R. T., LARSON, B. M., NOVOA, A., RICHARDSON, D. M., KULL, C. A. The human and social dimensions of invasion science and management. *Journal of Environmental Management*, 229, 1-9, 2019.

SIMON, T. P., DINSMORE, J. J. The role of pioneer species in the recovery of a rocky intertidal community. *Marine Ecology Progress Series*, 81, 193-202, 1992.

TEIXEIRA, L. M., e CREED, J. C. A decade on: an updated assessment of the status of marine non-indigenous species in Brazil. *Aquatic Invasions*, 15(1), 30-43, (2020).

TYRRELL, M. C., BYERS, J. E. Do artificial substrates favor nonindigenous fouling species over native species? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 342, n. 1, p. 54-60, 2007.

WAHL, M. Marine epibiosis. I. Fouling and antifouling: some basic aspects. *Marine ecology progress series*, p. 175-189, 1989.

Anexos

ANEXO I. Composição taxonômica da biota colonizadora das placas de recrutamento. Espécies introduzidas em negrito.

Filo	Grupo	Táxon	Séssil/Vágil	Presença/Ausência ou Numérico
Annelida	Polychaeta	Artacama sp.	S	N
		<i>Bispira c.f. sp.</i>	S	N
		<i>Branchiomma cf. patriota</i>	S	N
		Eunicidae n.i.	S	N
		Hesionidae n.i.	S	N
		<i>Hydroides cf. sanctaecrucis</i>	S	N
		Nereididae n.i.1	V	N
		Nereididae n.i.2	V	N
		<i>Nicolea cf. uspiana</i>	S	N
		Phyllodocidae n.i.	V	N
		Polychaeta n.i.	V	N
		Polynoidae n.i.	V	N
		<i>Pseudobranchiomma cf. paulista</i>	S	N
		<i>Pseudonereis sp.</i>	V	N
		<i>Sabellaria alveolata</i>	S	N
		Sabellariidae n.i.	S	N
		Sabellidae n.i.1	S	N
		Sabellidae n.i.2	S	N
		Serpulidae n.i.	S	N
		Sigalionidae n.i.	V	N
		Spionidae n.i.	S	N
		Syllidae n.i.	V	N
		Terebellidae n.i.	S	N
Arthropoda	Amphipoda	Caprellidae n.i.	V	N
		Gammaroidea n.i.	V	N
	Cirripedia	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	S	N
		<i>Amphibalanus eburneus</i>	S	N

		<i>Amphibalanus improvisus</i>	S	N
		<i>Amphibalanus reticulatus</i>	S	N
		<i>Amphibalanus venustus</i>	S	N
		<i>Fistulobalanus citerosum</i>	S	N
		<i>Striatobalanus amarylis</i>	S	N
	Collembola	<i>Anurida maritima</i>	V	N
		Isotomidae n.i.	V	N
	Copepoda	Copepoda n.i.	V	N
	Decapoda	Brachyura larva	V	N
		Decapoda n.i.	V	N
		Grapsidae n.i.	V	N
		Micropanope sp.	V	N
		<i>Pachycheles laevidactylus</i>	V	N
	Insecta	Diptera (larva) n.i.	V	N
	Pycnogonida	Pycnogonida n.i.	V	N
	Tanaidacea	Tanaidacea n.i.	V	N
Bryozoa	Bryozoa	<i>Alcyonidium sp.</i>	S	P/A
		<i>Amathia gracilis</i>	S	P/A
		<i>Amathia verticilata</i>	S	P/A
		<i>Amathia vidovici</i>	S	P/A
		<i>Arbopercula tenella</i>	S	P/A
		<i>Biflustra sp.</i>	S	P/A
		Bryozoa n.i.1	S	P/A
		Bryozoa n.i.3	S	P/A
		Bryozoa n.i.6	S	P/A
		<i>Bugula neritina</i>	S	P/A
		<i>Bugulina stolonifera</i>	S	P/A
		<i>Conopeum sp.</i>	S	P/A
		<i>Hippopodina feegensis</i>	S	P/A

		Hippoporina indica	S	P/A
		<i>Nollela gigantea</i>	S	P/A
		<i>Savignella lafontii</i>	S	P/A
		Schizoporella errata	S	P/A
		Sinoflustra annae	S	P/A
Chlorophyta	Chlorophyta	Chlorophyta n.i.	S	P/A
		<i>Ulva</i> n.i.	S	P/A
Chordata	Actinopterygii	<i>Bathygobius soporator</i>	V	N
		Ovos de Actinopterygii	S	P/A
	Ascidiacea	<i>Botryllus</i> sp.	S	P/A
		Clavelina oblonga	S	P/A
		Didemnidae n.i.	S	P/A
		<i>Didemnum psammatodes</i>	S	P/A
		<i>Didemnum</i> sp.	S	P/A
		<i>Diplosoma listerianum</i>	S	P/A
		Microcosmus exasperatus	S	N
		Sidneioides peregrinus	S	P/A
		Styela canopus	S	N
		Styela plicata	S	N
		<i>Symplegma brakenhielmi</i>	S	P/A
		<i>Symplegma rubra</i>	S	P/A
		<i>Trididemnum orbiculatum</i>	S	P/A
Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria n.i.	S	N
		Anthozoa n.i.	S	P/A
		Stragulum bicolor	S	P/A
	Hydrozoa	<i>Buganvilia muscus</i>	S	P/A
		<i>Eudendrium carneum</i>	S	P/A
		Hydrozoa n.i. 1	S	P/A

		Hydrozoa n.i. 2	S	P/A
		Podocorina loyola	S	P/A
Echinodermata	Ophiuroidea	<i>Ophiactis savignyi</i>	V	N
		Ophiotela mirabilis	V	
		<i>Ophiothrix (Ophiothrix) angulata</i>	V	N
Entoprocta	Entoprocta	Entoprocta n.i.	S	P/A
Foraminifera	Foraminifera	Foraminifera n.i.	S	N
Mollusca	Bivalvia	Bivalvia n.i.	S	N
		Isognomon bicolor	S	N
		<i>Modiolus carvalhoi</i>	S	N
		Mysida n.i.	S	N
		<i>Mytella charruana</i>	S	N
		<i>Mytella sp.</i>	S	N
		<i>Mytella strigata</i>	S	N
		Ostreidae n.i.	S	N
		Saccostrea cucullata	S	N
		<i>Sphenia fragilis</i>	S	N
	Gastropoda	<i>Bostrycapulus odites</i>	V	N
		<i>Costoanachis sertularium</i>	V	N
		<i>Costoanachis sp.</i>	V	N
		<i>Crepidula sp.</i>	V	N
		<i>Epitonium sp.</i>	V	N
		<i>Littoraria flava</i>	V	N
		<i>Lottia subrugosa</i>	V	N
		Nudibranchia n.i.	V	N
		<i>Onchidella indolens</i>	V	N
		Ovipoção de Gastropoda	S	P/A
<i>Stramonita sp.</i>	V	N		
Turridae n.i.	V	N		
Nematoda	Nematoda	Nematoda n.i.	V	N
Nemertea	Nemertea	Nemertea n.i.	V	N
Platyhelminthes	Polycladida	Polycladida n.i.	V	N

Porifera	Porifera	<i>Demospongiae n.i.</i>	S	P/A
Protozoa	Protozoa	Protozoa n.i.	S	P/A
Rhodophyta	Rhodophyta	Alga vermelha	S	P/A