



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR/LABOMAR**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS**  
**TROPICAIS/PPGCMT**  
**MESTRADO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS**

**JÉSSIKA GOMES PEREIRA**

**RECUPERAÇÃO DE POPULAÇÕES DE GASTRÓPODES MARINHOS E  
COSTEIROS APÓS CONTAMINAÇÃO POR COEs: UM ESTUDO DE CASO COM  
*Stramonita brasiliensis* NA COSTA DO CEARÁ**

**FORTALEZA**

**2024**

JÉSSIKA GOMES PEREIRA

RECUPERAÇÃO DE POPULAÇÕES DE GASTRÓPODES MARINHOS E COSTEIROS  
APÓS CONTAMINAÇÃO POR COEs: UM ESTUDO DE CASO COM *Stramonita*  
*brasiliensis* NA COSTA DO CEARÁ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Ciência, Tecnologia e Gestão Oceânica.

Orientador: Prof. Dr. Cristina de Almeida Rocha-Barreira.

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

P492r Pereira, Jéssika Gomes.

Recuperação de populações de gastrópodes marinhos e costeiros após contaminação por COE's : um estudo de caso com *Stramonita brasiliensis* na costa do Ceará / Jéssika Gomes Pereira. – 2024.  
77 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós- Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2024.  
Orientação: Profa. Dra. Cristina de Almeida Rocha Barreira.

1. Ecologia populacional. 2. Zoobentos. 3. Contaminantes químicos. I. Título.

CDD 551.46

---

JÉSSIKA GOMES PEREIRA

RECUPERAÇÃO DE POPULAÇÕES DE GASTRÓPODES MARINHOS E COSTEIROS  
APÓS CONTAMINAÇÃO POR COEs: UM ESTUDO DE CASO COM *Stramonita*  
*brasiliensis* NA COSTA DO CEARÁ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Ciência, Tecnologia e Gestão Oceânica.

Aprovada em: 28/05/2024.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dra. Cristina de Almeida Rocha Barreira (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dra. Rafaela Camargo Maia  
Instituto Federal do Ceará, Campus Acaraú (IFCE)

---

Prof. Dra. Emanuelle Fontenele Rabelo  
Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA)

## RESUMO

Populações de organismos inseridos em contextos em que há presença de impactos que afetam uma ou mais etapas de seu ciclo de vida podem levar anos para se recuperarem da baixa abundância devido às suas características de história de vida, da complexidade do ecossistema e da dimensão do distúrbio. O presente estudo tem como objetivo fazer um levantamento sobre o processo de recuperação de gastrópodes marinhos e costeiros afetados por eventos de contaminação por meio de uma revisão da literatura e de um estudo de caso com a espécie *Stramonita brasiliensis* na costa do Ceará. Para a revisão da literatura, foram selecionados artigos científicos publicados entre os anos de 1990 e 2023 na base de dados *Google Scholar* utilizando as palavras *contamination AND recovery AND population AND gastropoda* e os trabalhos selecionados separados por ano, país, autoria, espécie e contaminante. Ao todo, 20 trabalhos de monitoramento de 13 espécies, dez países e quatro contextos de contaminação foram discutidos. Dentre os estudos analisados, foi observada uma maioria sobre a recuperação de populações à contaminação por compostos orgânicos de estanho (80%) utilizando a espécie *Nucella lapillus* (57%). No geral, foi observado que a capacidade de recuperação da espécie está diretamente ligada à redução da exposição ao contaminante. Para o estudo de caso utilizando a espécie *S. brasiliensis*, 13 estações amostrais foram pré-determinadas de acordo com o histórico de monitoramento da espécie na literatura. Em cada estação os organismos foram coletados manualmente, medidos (comprimento e largura) e devolvidos ao meio. Em áreas onde houve possibilidade, foram realizadas coletas de 20 cápsulas reprodutivas para contagem de ovos em laboratório. Para monitoramento dos níveis de contaminação foi realizado em estações selecionadas a retirada de 30 indivíduos adultos para análise em laboratório. Os dados obtidos foram planilhados em excel e as análises estatísticas realizadas no R, a partir do cálculo de distribuição de classes de tamanho, frequência relativa e tamanho de maturação sexual (L50). Os resultados das análises se relacionam ao encontrado na literatura para outras espécies, com *S. brasiliensis* apresentando sinais claros de recuperação populacional onde foi possível atestar redução dos níveis de contaminação.

**Palavras-chave:** bentos, ecologia populacional, organoestânicos, recuperação

## ABSTRACT

Populations of organisms inserted in contexts where there is the presence of impacts that affect one or more stages of their life cycle can take years to recover from low abundance due to their life history characteristics, the complexity of the ecosystem and the dimension of the disturbance. The present study aims to survey the recovery process of marine and coastal gastropods affected by contamination events through a literature review and a case study with the species *Stramonita brasiliensis* on the coast of Ceará. For the literature review, scientific articles published between 1990 and 2023 were selected in the *Google Scholar* database using the words *contamination* AND *recovery* AND *population* AND *gastropoda* with the selected works separated by year, country, authorship, species and contaminant. In total, 20 monitoring works from 13 species, ten countries and four contamination contexts were discussed. Among the studies analyzed, a majority were observed on the recovery of populations from contamination by organic tin compounds (80%) using the species *Nucella lapillus* (57%). Overall, it was observed that the species recovery capacity is directly linked to the reduction of exposure to the contaminant. For the case study using the species *S. brasiliensis*, 13 sampling stations were pre-determined according to the species monitoring history in the literature. At each station, the organisms were collected manually, measured (shell length and width) and returned to the environment. In areas where there was a possibility, 20 reproductive capsules were collected for egg counting in the laboratory. To monitor contamination levels, 30 adult individuals were removed from selected stations for laboratory analysis. The data obtained was spreadsheeted in *Excel* and statistical analyzes were carried out in *R*, based on the calculation of size class distribution, relative frequency and sexual maturation size (L50). The results of the analyzes are related to those found in the literature for other species, with *S. brasiliensis* showing clear signs of population recovery where it was possible to attest to a reduction in contamination levels.

**Palavras-chave:** benthos, population ecology, organotins, recovery

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Distribuição dos artigos avaliados por tipo de impacto sobre as espécies estudadas. Destaque em laranja para a família com maior quantidade de estudos (Muricidae) e em azul e verde para os tipos de impacto mais recorrentes (TBT e Derramamento de óleo).	24
Tabela 2	Escala de VDSI feita por Fernandez et al, (2002) e adaptada de Gibbs et al. (1987) para <i>S. brasiliensis</i>	46
Tabela 3	Distribuição de <i>S. brasiliensis</i> ao longo da área amostral, subdivididos por município (Paracuru, Caucaia e Fortaleza) e suas respectivas áreas amostrais representadas por (P), bem como suas subáreas quando ocorrentes. Para cada estação foi realizada contagem manual de indivíduos capturados e obtidas informações de comprimento e largura média da concha.	48
Tabela 4	Comprimento mínimo e máximo da concha para <i>S. brasiliensis</i> por área amostral (P) por estação (seca e chuvosa). Em destaque em vermelho, dados de comprimento mínimo (Caça e Pesca) e máximo (Praia do Meireles). Destacado entre linhas, estações com as maiores medidas de comprimento mínimo da concha.	49
Tabela 5	Características dos indivíduos amostrados para identificação de imposex em <i>Stramonita brasiliensis</i> . Em destaque vertical, percentual de imposex para cada estação. Em destaque horizontal, estações que apresentaram as maiores médias de comprimento da concha (Poço da Draga, Praia do Meireles e Praia Mansa). Em negrito, estação que apresentou maior comprimento da concha e percentual de imposex (Praia do Meireles).	57
Tabela 6	Coloração e quantidade mínima e máxima de ovos da contagem manual por cápsula de <i>S. brasiliensis</i> nas estações Meireles e Sabiaguaba	62

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Exemplares de <i>Stramonita brasiliensis</i> coletados em Praia do Pacheco, Caucaia, Região Metropolitana do Ceará	15
Figura 2	Distribuição das espécies por país com base nos artigos avaliados para a revisão	23
Figura 3	Percentual dos tipos de contaminantes dentre os 20 artigos avaliados e percentual das espécies estudadas considerando todos os artigos dentro do escopo do contaminante que mais apareceu (TBT) nos trabalhos.	25
Figura 4	Estações amostrais (P) para avaliação de aspectos populacionais de <i>S. brasiliensis</i> distribuídas entre os municípios de Fortaleza, Caucaia e Paracuru (CE).	42
Figura 5	Amostragem em campo de <i>S. brasiliensis</i> em Praia de Iparana (Caucaia/CE). Os indivíduos foram coletados, depositados em potes para biometria (comprimento e largura da concha) ainda no local para em seguida serem devolvidos	44
Figura 6	Referencial de medidas de comprimento e largura da concha de <i>S. brasiliensis</i> obtidas para análise.	44
Figura 7	Relação entre comprimento médio de concha (mm) (colunas) e quantidade de organismos por estação amostral durante período seco e chuvoso (linha).	53
Figura 8	Diferenças entre as populações de <i>S. brasiliensis</i> . Devido a ausência de indivíduos juvenis em Poço da Draga, Praia do Meireles e Praia Mansa os conjuntos de dados destoam-se das demais estações amostrais.	53
Figura 9	Proporção de organismos maduros e tamanho de maturação sexual (L50) para <i>S. brasiliensis</i> por estação amostral. Em destaque, Poço da Draga, Praia do Meireles e Praia Mansa, estações onde não foram encontrados organismos juvenis e, portanto, cujos dados de L50 tornam-se inválidos.	54
Figura 10	Relação frequência absoluta x comprimento de concha em <i>S. brasiliensis</i> por estação amostral.	56
Figura 11	Percentual de imposex encontrado para cada estação amostral.	58
Figura 12	Fêmea identificada com imposex a partir da formação de papila localizada próxima ao tentáculo direito. (Fonte: autora)	58
Figura 13	Relação entre comprimento médio da concha (mm) e percentual de imposex em <i>S. brasiliensis</i> .	59



Figura 14	Comparativo do percentual de imposex nos monitoramentos de 2005, 2010, 2013, 2018 e 2023	60
Figura 15	Valores encontrados para <i>Relative Penis Length Index</i> em <i>S. brasiliensis</i> em cada estação amostral e comparativo entre o histórico de monitoramento (2005 à 2023)	60
Figura 16	Massas de cápsulas de <i>S. brasiliensis</i> em diferentes colorações observadas em (A) Pedra Rachada, (B) Praia Mansa e (C) Praia do Meireles.	61
Figura 17	Relação entre a estimativa de volume (linha) com os comprimentos e larguras médias das cápsulas (colunas).	62

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b>	11
1.1 Impactos antrópicos sobre populações de organismos marinhos	11
1.2 Contaminação por tintas antiincrustantes	12
1.3 Efeitos dos compostos organoestânicos sobre a moluscos marinhos	13
1.4 <i>Stramonita brasiliensis</i> (CLAREMONT E D REID, 2011)	15
<b>2. HIPÓTESES</b>	18
<b>3. OBJETIVOS</b>	18
<b>4. Capítulo 1 – Recuperação populacional em gastrópodes afetados por contaminantes no ambiente marinho e costeiro: revisão da literatura</b>	19
4.1 Introdução	19
4.2 Objetivos	21
4.3 Metodologia	22
4.4 Resultados	23
4.5 Discussão	31
4.6 Conclusões	34
4.7 Referências bibliográficas	35
<b>5. Capítulo 2 – Dinâmica Populacional de <i>Stramonita brasiliensis</i> na Costa de Fortaleza e Região Metropolitana: Efeitos Residuais do Banimento de Tintas Antiincrustantes de Estanho.</b>	39
5.1 Introdução	39
5.2 Objetivos	41
5.3 Metodologia	42
5.4 Resultados	48
5.5 Discussão	63
5.6 Conclusão	69
5.7 Referências bibliográficas	70
<b>6. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b>	74
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	75

## **1. INTRODUÇÃO GERAL**

### **1.1 Impactos antrópicos sobre populações de organismos marinhos**

Perante perturbações naturais ou humanas, um ecossistema pode ser danificado e recuperado; pode resistir à perturbação e permanecer fundamentalmente inalterado; ou pode mudar irreversivelmente, persistindo num estado diferente por um longo período de tempo (PALUMBI et al., 2008). No ambiente marinho alterações humanas de natureza física (ex. construções), químicas (ex. contaminação) e biológicas (ex. introdução de espécies não nativas) desafiam a resistência e capacidade de recuperação de espécies e ecossistemas.

A poluição marinha ocorre quando o ambiente marinho é exposto a poluentes lançados principalmente na água devido às atividades humanas. Estes poluentes fazem com que o ambiente marinho sofra alterações químicas e físicas que ameaçam a biodiversidade e criam impactos negativos duradouros. As fontes mais comuns de tais poluentes incluem resíduos sólidos provenientes de atividades humanas em terra e no mar e escoamentos de rios. Resíduos industriais, resíduos de esgoto e outros resíduos domésticos passam a fazer parte do ambiente marinho (WILHELMSSON et al., 2013), podendo causar alterações no ciclo de vida de espécies suscetíveis.

De forma simplificada, um ciclo de vida de um organismo compreende seu nascimento, seguido por um período pré-reprodutivo, um período de reprodução e, talvez, um período pós-reprodutivo, finalizando na morte, como resultado da senescência (BEGON et al., 2006). Entretanto, existe uma ampla gama de fatores naturais e antrópicos passíveis de alterar esse ciclo.

A contaminação marinha altera as características físicas, químicas e biológicas dos oceanos e das zonas costeiras e ameaça potencialmente os organismos marinhos, os ecossistemas e a biodiversidade, afetando assim a qualidade e a produtividade dos ecossistemas marinhos (WILHELMSSON et al., 2013) ao ter potencial de interferir em relações ecológicas entre diferentes espécies, ao gerar efeitos negativos em estruturas populacionais, desregulando o meio na qual estão inseridas.

As populações diminuem e a estrutura da comunidade pode ser alterada por muitas razões além da exposição a contaminantes (CLEMENT, 2011). Todavia, alterações no meio e/ou em sua composição biológica como consequência de ações antrópicas constituem uma nova maneira, potencialmente danosa, de regulação dessas populações.

Tratando-se de organismos inseridos em um contexto em que há presença de impactos que refletem diretamente em uma ou mais etapas de seu ciclo de vida e, considerando que muitas tentativas e erros foram envolvidos anteriormente para encontrar as ações corretas de manejo e conservação, os planos de recuperação atuais e futuros poderiam ser mais bem informados e estabelecidos antes que as populações ou habitats atingissem níveis criticamente baixos (LOTZE et al., 2011).

A chave para prever os efeitos dos contaminantes nas populações e comunidades na natureza é compreender os mecanismos subjacentes (CLEMENT, 2011). As estimativas do tempo de recuperação podem ser usadas para definir expectativas para o tempo de resposta aproximado dos ecossistemas às atividades de gestão (HALPERN, 2007).

## **1.2 Contaminação por tintas antiincrustantes**

Compostos organoestânicos (OTs), incluindo Tributilestanho (TBT), são um conjunto de poluentes orgânicos persistentes (POPs) tóxicos no meio ambiente e persistem de 10 a 40 anos devido à sua natureza química e estrutural (BANDARA et al., 2021). O primeiro composto organoestânico registrado comercialmente foi comercializado em 1936 para uso como estabilizador de polímeros sintéticos (FENT, 1996).

Desde que as propriedades biocidas dos organoestânicos trialquilados foram reconhecidas na década de 1950, a variedade de aplicações, produtos e o consumo aumentou consideravelmente (FENT, 1996), sendo a principal delas na fabricação de tintas com ação antiincrustantes.

No final da década de 1970, descobriu-se que as tintas antiincrustantes causavam impactos ambientais prejudiciais (ALZIEU E HERAL, 1984). Como o TBT lixivia diretamente das tintas para a água, resultou em alta contaminação dos portos de barcos de recreio e de barcos comerciais e nas áreas costeiras (FENT, 1996). De um modo geral, esses compostos são liberados a partir dessas estruturas e chegam ao meio marinho onde sofrem processos de natureza física, química e biológica.

Esses processos interferem diretamente sobre as concentrações de organoestânicos encontrados na coluna d'água e armazenados no sedimento marinho. Entre os processos de natureza física, podemos ressaltar o transporte, a dispersão, e a diluição. O transporte dependerá, principalmente, dos padrões de circulação observados na área e pode ser

responsável pela presença do composto em áreas relativamente distantes da fonte (CASTRO et al., 2007).

Portos, marinas e estaleiros caracterizaram-se por muito tempo como áreas fonte da liberação desses contaminantes, seja por liberação direta a partir da manutenção de embarcações, ou por ações de movimentação do assoalho oceânico (dragagem) causando a ressuspensão do sedimento onde esses compostos acumulam-se devido às condições anóxicas desses ambientes (WILHELMSSON et al., 2013) e, devido a processos químicos, conseguem preservar sua meia-vida por anos (STEBBING, 1996).

A elevada toxicidade do TBT, juntamente com a sua tendência para se acumular em organismos marinhos, pode afetar negativamente os organismos marinhos, particularmente moluscos e gastrópodes (SONAK et al., 2009). Milhares de estudos sobre o destino ambiental e os efeitos do TBT foram relatados durante mais de 50 anos de pesquisa, e este campo ainda atrai considerável atenção, muito devido às ações do TBT como um composto desregulador endócrino com capacidade de influenciar a aptidão biológica (por exemplo, crescimento, desenvolvimento e reprodução) em grupos de espécies sensíveis (BEYER et al., 2022).

### **1.3 Efeitos dos compostos organoestânicos sobre a moluscos marinhos**

Devido à sua ampla distribuição e ao enorme número de espécies, os moluscos desempenham papéis ecológicos importantes nos diferentes ecossistemas aquáticos e terrestres do mundo. Eles fornecem espécies-chave para o funcionamento do ecossistema como, por exemplo, atuando na decomposição da matéria orgânica, mas também porque contribuem para grandes quantidades de biomassa nos diferentes níveis tróficos dos ecossistemas (desde consumidores primários até predadores de topo) (OEHLMANN & SCHULTE-OEHLMANN, 2003).

Os moluscos são conhecidos por serem as espécies mais sensíveis à exposição ao TBT, portanto, os efeitos no desenvolvimento larval de bivalves, bem como distúrbios na sexualidade dos gastrópodes, foram registrados no nível ngL-1 na água do mar (BANDARA et al., 2021). Devido a sua importância ecológica e econômica, bem como a facilidade de acesso e ampla distribuição, esses organismos são amplamente estudados e utilizados como bioindicadores de contaminação em sistemas aquáticos (LAITANO et al., 2013).

Castro (2002), em um trabalho de revisão, identificou a presença de compostos orgânicos de estanho em cerca de 159 espécies, compreendendo moluscos, crustáceos, peixes

e mamíferos. Toxicidades letais, de desenvolvimento, comportamentais e reprodutivas, bem como vários outros efeitos tóxicos fisiológicos, foram relatados em invertebrados e vertebrados aquáticos (HORIGUCHI, 2016).

Blaber (1970), em estudos sobre o molusco gastrópode *Nucella laupilus* observou o surgimento de estruturas sexuais masculinas em fêmeas da espécie, fenômeno mais tarde denominado “imposex” por Smith (1971). Imposex consiste em uma síndrome de desregulação endócrina irreversível na qual fêmeas de caenogastropodes, quando na presença de contaminantes à base de tribultilestanho (TBT) e trifenilestanho (TPT), desenvolvem estruturas sexuais masculinas (pênis e vaso deferente) e, a depender dos níveis de contaminação, perdem sua capacidade reprodutiva, podendo acarretar no declínio das populações afetadas ou até mesmo sua extinção.

Em 1988, o *Marine Environment Protection Committee* (MEPC) notificou a *International Maritime Organization* (IMO) dos problemas causados por compostos orgânicos, especialmente o TBT. Contudo, somente em 2001, uma Convenção Internacional sobre Controle de Sistemas Antiincrustantes da IMO propôs o banimento mundial desses compostos em tintas antiincrustantes, implementado a partir de 2003 na proibição de novas tintas à base de TBT/TPT. A partir de 2008 entrou em vigor a legislação mundial banindo por completo a utilização desses contaminantes na manutenção de embarcações de grande porte em áreas portuárias e de marinas (SONAK et al. 2009).

No Brasil, a legislação que restringe o uso de sistemas antiincrustantes à base de organoestânicos foi regulada pela Marinha do Brasil em 2003 e, posteriormente, reforçada com a introdução da NORMAN-401/DPC em 2023, que possui como objetivo intensificar a fiscalização em áreas de portos, marinas e terminais, garantindo o cumprimento da legislação vigente, na qual todas as embarcações, com exceção de embarcações de pequeno porte, estão submetidas (MARINHA DO BRASIL, 2023).

A recuperação populacional varia de lugar para lugar dentro de um ecossistema e pode geralmente ser maior sob condições que favorecem altas taxas de colonização e alta sobrevivência (PALUMBI et al., 2008). É claro que os tempos exatos de recuperação dependem do tipo, magnitude e extensão da ameaça e das condições biológicas e oceanográficas locais e regionais (HALPERN, 2007).

Assim, mesmo que todas as ameaças sejam reduzidas, a recuperação ainda pode levar décadas a séculos para espécies, habitats e ecossistemas complexos, e depende claramente não apenas das características da história de vida das espécies e da taxa de sucessão dos ecossistemas, mas também sobre o tipo e a magnitude da perturbação (LOTZE, 2011).

#### 1.4 *Stramonita brasiliensis*

*Stramonita brasiliensis* (Figura 1) é um molusco gastrópode pertencente à família Muricidae e uma espécie amplamente distribuída em ambientes consolidados da costa brasileira (CLAREMONT & D. G. REID, 2011). Conhecida popularmente por “saquarítá”, esta espécie vive sobre rochas, ostras, destroços submersos e boias (TOMÉ et al. 2010).



**Figura 1.** Exemplos de *Stramonita brasiliensis* coletados em Praia do Pacheco, Caucaia, Região Metropolitana do Ceará (Fonte: autora).

Esses organismos possuem preferência por áreas no entremarés, com o objetivo de evitar os efeitos da variação térmica e dessecação, abrigando-se em buracos e fendas disponíveis no recife que proporcionam ambientes protegidos da exposição ao sol e oferecem maior disponibilidade de alimento (RILOV et al., 2001). Os indivíduos de *S. brasiliensis* existentes nessas regiões desempenham um importante papel na estruturação das comunidades desse ambiente, podendo regular as densidades de organismos sésseis formadores de faixas de dominância, pois estes constituem sua fonte de alimento (PAINE, 1963).

Estudos sobre os hábitos alimentares da espécie indicam uma preferência alimentar por bivalves e cirripédios e análises em condições naturais e laboratoriais indicam o desenvolvimento de estratégias de predação para diferentes espécies tais como *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) (ROCHA-BARREIRA et al., 2004) e *Perna Perna* (Linnaeus, 1758) (LAVRADO, 1992), determinadas por um conjunto de fatores que envolvem a distribuição e abundância correlacionadas com o gasto energético na captura e valor nutricional das presas. Entretanto, outros organismos como cracas, gastrópodes (LAVRADO, 1992) e polichaetas (WATANABE & YOUNG, 2006) podem ser consumidos por essa espécie quando em áreas com baixa abundância de alimento.

É um molusco prosobrânquio de vida moderadamente longa, podendo chegar até os 20 anos de idade. Estudos sobre o ciclo de vida da espécie indicam que *S. brasiliensis* apresenta uma alta taxa de crescimento nos primeiros anos, com organismos juvenis alcançando tamanho adulto em até seis meses de idade. Essa taxa de crescimento, entretanto, tende a decair com o envelhecimento do organismo. Não há registros de distinção no ritmo de desenvolvimento para machos e fêmeas da espécie (BUTLER, 1985).

A espécie apresenta um ciclo de vida larval cujo desenvolvimento pode variar entre 10 a 39 dias, normalmente se completando em cerca de 2 semanas (D'ASARO, 1966). Esse período relativamente longo em um estado planctônico facilita um comportamento dispersivo entre as larvas de *S. brasiliensis* que, por meio das correntes de água, podem assentar em localidades consideravelmente distantes do ponto de onde eclodem (BUTLER, 1985).

Segundo estudos conduzidos por Castro (2005), é um organismo com alta sensibilidade à presença de compostos orgânicos de estanho, apresentando resposta em cerca de quinze dias quando em contato com estes sendo, portanto, um importante biomarcador para avaliação desses compostos no ambiente marinho.

*S. brasiliensis* é um predador de topo, atuando como espécie reguladora na dinâmica populacional de suas presas, que podem incluir até mesmo espécies não-indígenas, atuando como controladora de bioinvasores (GIACOLETTI et al., 2016). Portanto, a quantidade de indivíduos por unidade de área e caracterização da estrutura das populações desta espécie é de particular interesse e importância na avaliação da saúde de comunidades e ecossistemas como um todo.



Para esta espécie, variações na estrutura populacional da espécie podem ser resultado de mudanças ambientais repentinas que podem ter origem natural ou antrópica, vide o histórico de contaminação para *S. brasiliensis* e estas flutuações podem refletir sobre outras características da composição de espécies do meio como, por exemplo, na facilitação para a entrada de espécies oportunistas. Embora o comportamento seja geralmente considerado um indicador sensível de exposição a contaminantes, relativamente poucos estudos investigaram as consequências do comportamento alterado nas populações ou comunidades. (CLEMENTS, 2011).

## **2. HIPÓTESES**

Para o desenvolvimento deste projeto, as seguintes hipóteses foram consideradas:

(1) A recuperação de populações afetadas por contaminantes no ambiente marinho em geral está diretamente ligada com a redução do distúrbio, embora outros fatores naturais e antrópicos, como a distribuição de recursos, nível de sensibilidade da espécie e alterações físicas do meio possam influenciar nessa capacidade de recuperação.

(2) *Stramonita brasiliensis* pode ser considerada uma espécie cujas populações estão recuperadas do histórico de contaminação em áreas onde os níveis de imposto diminuíram consideravelmente nos últimos anos.

## **3. OBJETIVO**

O presente estudo tem como principal objetivo reunir informações quanto às respostas populacionais frente à eventos de contaminação química no ambiente marinho a partir de uma revisão estudos que abordam a recuperação de populações de gastrópodes sensíveis à contaminantes ao redor do mundo e por um estudo de caso com a espécie *Stramonita brasiliensis* na costa de Fortaleza e Região Metropolitana do Ceará, Nordeste do Brasil.

## **4. Capítulo I – Recuperação populacional em gastrópodes afetados por contaminantes no ambiente marinho e costeiro: revisão da literatura**

### **4.1 INTRODUÇÃO**

A contaminação do meio ambiente por diversos tipos de poluentes é um problema mundial. Devido à urbanização e ao desenvolvimento industrial, a concentração desses poluentes no meio ambiente aumenta de forma alarmante e, portanto, afeta negativamente a saúde humana, organismos não-alvo e a sustentabilidade dos ecossistemas (EL-GENDY et al., 2021).

Muitos moluscos são espécies-chave para o funcionamento dos ecossistemas marinhos, de água doce e terrestres, de modo que é provável que um poluente que afete essa população de moluscos também exiba um impacto negativo para todo o ecossistema (OEHLMANN e SCHULTE-OEHLMANN, 2003). Entretanto, a maioria dos estudos sobre os efeitos de um determinado composto poluente detém-se nas respostas à nível de indivíduo e informações sobre o estado de uma população impactada como um todo acaba por permanecer em aberto.

Identificar pontos de referência históricos e capacidade de carga para populações e ecossistemas individuais é fundamental para estabelecer metas de conservação e manejo. Aqui, existem lacunas de conhecimento cruciais sobre como as mudanças nos ecossistemas ou nas condições ambientais ao longo do tempo alteraram essas linhas de base e, portanto, as perspectivas de recuperação (LOTZE, 2011).

Infelizmente, para o ambiente marinho e costeiro, não foram feitos levantamentos comparáveis no passado, mas há inúmeros relatos de declínios populacionais de várias espécies de moluscos marinhos que atingiram um interesse econômico ou científico específico. Para alguns desses relatórios, foi demonstrado que os produtos químicos ambientais são o agente causador (OEHLMANN e SCHULTE-OEHLMANN, 2003).

Em teoria, face às perturbações externas naturais ou antropogênicas, as populações e ecossistemas podem ser resistentes e permanecer fundamentalmente inalterados, ou podem ser danificados (esgotados ou degradados) e (I) recuperarem totalmente ao seu estado inicial após a perturbação; (II) recuperarem parcialmente para um estado reduzido, alterado ou alternativamente estável; ou (III) permanecerem irreversivelmente danificados por um longo período (LOTZE et al., 2011).

Compreender como a dinâmica populacional de uma espécie é afetada por eventos de contaminação auxiliam no desenvolvimento de estratégias de mitigação e manutenção da saúde de ecossistemas afetados por eventos de contaminação. Os estudos de recuperação também permitem uma melhor compreensão das respostas à poluição em diferentes níveis de organização (HAWKINS et al., 2002).

O declínio ou desaparecimento de populações de espécies endêmicas de um ambiente podem trazer sérias consequências para um ecossistema, uma vez que dentro de uma grande teia ecológica nos quais espécies estão relacionadas, os efeitos negativos sobre uma conseguem ecoar até outras e desestabilizar o meio como um todo.

## **4.2 OBJETIVO**

Realizar uma revisão da literatura dos estudos já realizados sobre a capacidade de recuperação de populações de gastrópodes marinhos afetados por contaminantes no ambiente costeiro e construir um panorama que permita a identificação de aspectos facilitadores e restritivos à diferentes espécies em diferentes contextos de contaminação.

### 4.3 METODOLOGIA

O estudo contou com uma revisão de artigos científicos nos quais houvesse, como objetivo principal ou como um dos objetivos, a avaliação de aspectos populacionais e da recuperação de populações de gastrópodes marinhos costeiros afetadas em razão de contaminação no ambiente marinho de modo a construir um panorama de aspectos facilitadores e restritivos para diferentes espécies em diferentes tipos contextos de contaminação.

A base de dados utilizada foi o *Google Scholar* e a busca de artigos se deu a partir da utilização das palavras-chaves *contamination AND recovery AND population AND gastropoda* dentro da categoria tópicos, que gerou resultados nos quais os termos aparecem em títulos, resumos e/ou palavras-chaves.

Para a revisão foram selecionados apenas artigos científicos, publicados entre os anos de 1990 à 2023 (dezembro). Em cada base de dados houve a leitura de título + abstract/resumo para filtragem e apenas artigos nos quais a recuperação e avaliação de aspectos populacionais de espécies de gastrópodes marinhos afetados por distúrbios fizessem parte dos objetivos do trabalho. Tendo em vista que a base de dados selecionada gerou aproximadamente 8 mil resultados, a seleção de artigos se deteve nas primeiras 30 páginas de busca, compreendendo os primeiros 300 resultados.

Após a primeira filtragem, os artigos foram separados em três categorias de acordo com a área de estudo e distúrbio avaliado: tipo de contaminação, localização e espécie monitorada. Para além dessas informações, os trabalhos também foram identificados por ano, autoria, país e periódico.

Dentre os artigos contendo as palavras-chaves selecionadas, os trabalhos foram lidos e selecionados com base em seus objetivos, metodologias e resultados. Ao todo, 20 artigos foram selecionados para uma revisão qualitativa de informações quanto à recuperação de populações de gastrópodes afetadas por distúrbios.

Os critérios de exclusão para esta revisão compreenderam a não utilização de espécies de gastrópodes como alvo, ausência de avaliação de aspectos populacionais e ausência de contexto de contaminação no ambiente. As informações obtidas em cada trabalho foram discutidas entre si de modo a verificar aspectos restritivos e facilitadores em comum no processo de recuperação ou declínio das espécies estudadas.

#### 4.4 RESULTADOS

Dentre os trabalhos selecionados, ao todo foram avaliados aspectos populacionais de 13 espécies: *Patella depressa* (Pennant, 1777), *Ocenebrina aciculata* (Lamarck, 1822), *Nucella lapillus* (Linnaeus, 1758), *Bolinus brandaris* (Linnaeus, 1758), *Haustrum scobina* (Quoy & Gaimard, 1833), *Thais orbita* (Gmelin, 1791), *Conus dorreensis* (Péron, 1807), *Littoraria irrorata* (Say, 1822), *Hexaplex trunculus* (Linnaeus, 1758), *Reishia clavigera* (Küster, 1860), *Patelloida saccharina lanx* (Reeve, 1855), *Monodonta confusa* (Tapparone Canefri, 1874) e *Peringia ulvae* (Pennant, 1777), havendo então monitoramentos provenientes de 10 países, distribuídos em quatro continentes (Figura 2).



**Figura 2.** Distribuição das espécies por país com base nos artigos avaliados para a revisão.

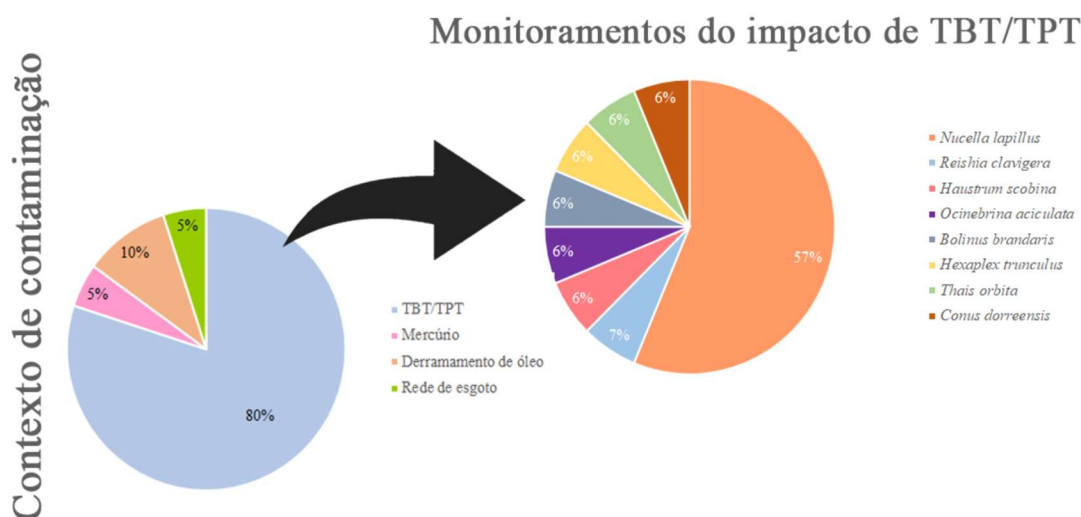
Dentre o total de artigos considerados para o estudo (20), dezesseis concentraram-se na avaliação da recuperação de populações afetadas por compostos orgânicos à base de estanho (COEs), em especial o tributilestanho (TBT) e trifenilestanho (TPT), outrora amplamente utilizados em tintas antiincrustantes (Tabela 1). O monitoramento de espécies afetadas por estes contaminantes manteve um foco na observação da capacidade reprodutiva e recrutamento de juvenis visto que o TBT causa interferências no ciclo larval de diversas espécies (HORIGUCHI, 2016).

**Tabela 1.** Distribuição dos artigos avaliados por tipo de impacto sobre as espécies estudadas. Destaque em laranja para a família com maior quantidade de estudos (Muricidae) e em azul e verde para os tipos de impacto mais recorrentes (TBT e Derramamento de óleo).

Família	Espécie	País	Ano	Autor	Impacto
Muricidae	<i>Nucella lapillus</i>	Reino Unido	1991	Evans et al.	TBT
			1996	Evans et al.	
			1997	Harding et al.	
			1999	Miller et al.	
			2002	Birchenough et al.	
			2004	Colson e Hughes	
			2009	Morton	
			2011	Morton	
	2012	Bray et al.			
	<i>Reishia clavigera</i>	Hong Kong	2017	Ho e Leung	
	<i>Haustrum scobina</i>	Nova Zelândia	2018	Jones e Ross	
<i>Bolinus brandaris</i>	Espanha	2001	Ramón e Amor		
<i>Ocinebrina aciculata</i>	França	1996	Oehlmann et al.		
<i>Hexaplex trunculus</i>	Croácia	2017	Erdelez et al.		
<i>Thais orbita</i>	Austrália	2020	Wells e Gagnon		
Conidae	<i>Conus dorreensis</i>	Austrália	2017	Wells et al.	
Littorinidae	<i>Littoraria irrorata</i>	EUA	2020	Deis et al.	Derramamento de óleo
Trochidae - Lottiidae	<i>Patelloida saccharina lanx e Monodonta confusa</i>	Japão	2003	Yamanoto et al.	
Hydrobiidae	<i>Peringia ulvae</i>	Portugal	2013	Cardoso et al.	Mercúrio
Patellidae	<i>Patella depressa</i>	Portugal	2018	Silva et al.	Rede de esgoto

Dentre os estudos avaliados sobre aspectos populacionais de espécies afetadas pela contaminação por TBT, nove monitoram a espécie *Nucella lapillus* (Figura 3) em diferentes áreas do Reino Unido, sendo esta espécie melhor estudada na literatura em termos de ecologia populacional dentro deste contexto de contaminação.





**Figura 3.** Percentual dos tipos de contaminantes dentre os 20 artigos avaliados e percentual das espécies estudadas considerando todos os artigos dentro do escopo do contaminante que mais apareceu (TBT) nos trabalhos.

Harding et al. (1997) avaliaram populações de *N. lapillus* afetadas por TBT durante um período entre 1987 e 1995, a fim de identificar mudanças dos índices de imposex com as primeiras restrições ao uso de antiincrustantes à base de organoestânicos impostas no final da década de 1980 no Reino Unido. Estes autores identificaram uma recuperação lenta das populações, apresentando baixos índices de organismos juvenis em todas as áreas monitoradas.

Miller et al. (1999) avaliaram o estado de populações de *N. lapillus* a fim de compreender o processo de recuperação da espécie nos primeiros dez anos após as primeiras restrições impostas pelo governo do Reino Unido ao uso de antiincrustantes à base de TBT. Este estudo encontrou áreas onde populações eram dominadas apenas por adultos, indicativo de que a reprodução da espécie ainda estava sendo afetada em algumas áreas. Esse estudo não encontrou correlações entre a presença ou ausência de cápsulas de ovos e a proporção de juvenis, uma vez que era possível encontrar massas de cápsulas em áreas com baixa frequência de organismos juvenis. Entretanto, uma relação entre número de juvenis produzido por estação e recurso alimentar pode ser pensada. Devido ao estado crítico de populações apenas em áreas localizadas, os autores sugeriram vias alternativas de despejo de TBT residual, como canais de descarga de esgoto, como novos meios de contaminação.

Birchenough et al. (2002), a partir de uma revisão bibliográfica, identificou áreas do nordeste e sudoeste da Inglaterra próximas a portos, marinas e estuários onde os altos níveis de TBT no ambiente levaram à extinção de populações locais de *N. lapillus*. Buscando mais informações sobre o processo de recuperação de populações nestas áreas, que se caracterizam pelos índices mais altos de contaminação e, em decorrência, regiões onde as populações suscetíveis a esse contaminante tendem a ser mais severamente afetadas, buscou revisitar as mesmas áreas e avaliar até que ponto é possível observar uma recolonização da espécie, uma vez que haja diminuição dos níveis de contaminação no ambiente. Esses autores concluíram que a recuperação e recolonização da espécie é quase certa a partir do momento em que há redução dos níveis de contaminação. Em áreas onde não é possível essa recuperação, a probabilidade provém de outros tipos de distúrbios, como outros poluentes, ausência de recursos alimentares ou drásticas alterações no ambiente.

Conclusões semelhantes foram encontradas por Evans (1991) com a mesma espécie e dados comparados de monitoramentos realizados antes do início das primeiras restrições ao uso de organoestânicos em tintas antiincrustantes na Grã-Bretanha. Este autor destacou as populações do período pré-restrição como pobres em recrutamento e com altos índices de mortalidade em fêmeas. A partir dessas observações constatou melhorias na estrutura populacional da espécie uma vez que houve aumento no recrutamento de juvenis e abundância de fêmeas nas populações monitoradas.

A variação dos níveis de contaminação embora pode ser um fator determinante na recuperação dessas populações, mas não é o único. Evans et al. (1996) avaliaram o estado de populações de *N. lapillus* na região do Mar do Norte e identificaram que, apesar de indícios de alterações das populações por resultado da contaminação proveniente de TBT, o declínio destas pode ter sido devido também ao estado dos habitats em si, os quais apresentavam condições desfavoráveis para a sobrevivência da espécie. Populações de áreas adjacentes consideradas mais adequadas, com recursos para sobrevivência de *N. lapillus* também foram avaliadas para sustentar essa hipótese.

Bray et al. (2012) observaram a recuperação regional de populações de *N. lapillus* facilitada por estruturas antrópicas. Esses autores identificaram um aumento na ocorrência dos indivíduos da espécie ocupando os substratos artificiais, principalmente em áreas com maiores níveis de contaminação, acelerando assim o processo de recuperação e recolonização regional das populações.

Colson e Hughes (2004) avaliaram populações de *N. lapillus* em regiões onde a espécie anteriormente foi considerada extinta devido aos impactos causados pelo TBT. Buscando estudar a estrutura genética de metapopulações da espécie nestes locais, estes autores observaram uma perda de diversidade genética nas áreas afetadas quando comparado com outras populações de regiões consideradas saudáveis, livres de contaminação. Estas alterações foram fortemente relacionadas ao histórico de contaminação, em especial, mas não exclusivamente, pela poluição por TBT.

Em um monitoramento de 52 meses na costa da Inglaterra, Morton (2009) avaliou a recuperação de *Nucella lapillus* antes e após o banimento mundial de TBT, correlacionando o estado dessas populações com a diminuição dos índices de imposex em fêmeas da espécie. Este autor observou resultados semelhantes aos de Evans (1991) e de Harding et al. (1997).

Morton (2011) avaliou uma população de *N. lapillus* em recuperação e como esse processo interferiu na dinâmica da comunidade ao seu redor à medida em que o sucesso na recuperação resultou em aumento no número de indivíduos na região. Este estudo identificou que os efeitos da contaminação por TBT, que resultaram em um histórico de imposex em fêmeas na espécie, também influenciaram o comportamento alimentar desses organismos uma vez que, com o recrutamento renovado e intensificado, apresentou variações nas suas preferências alimentares, em diferentes estágios de desenvolvimento.

Ho e Leung (2017) avaliaram a estrutura populacional de *R. clavigera* após o banimento mundial de tintas à base de TBT. A estrutura populacional, o padrão de recrutamento, o crescimento e a mortalidade foram avaliados. Estes autores identificaram maior abundância e densidade de *R. clavigera* em locais limpos e o contrário em regiões poluídas. Estas últimas caracterizaram-se pela presença de indivíduos maiores, com maiores tamanhos de concha em relação a outros locais, indicando ausência de organismos juvenis e novos recrutamentos. Uma menor pressão de predação e maior vantagem competitiva (menos competição e maior quantidade de alimento) poderia indicar a presença de indivíduos maiores e mais envelhecidos nessas áreas em relação aos locais com populações apresentando melhores padrões de saúde.

Jones e Ross (2018), avaliando os níveis de imposex em *H. scobina* na Nova Zelândia, fizeram observações quanto à estrutura populacional da espécie em comparativos com monitoramentos anteriores e observaram alterações significativas que acompanharam o banimento das tintas à base de TBT/TPT na região.

Estes autores apontaram que a presença de imposex em um número limitado de indivíduos pode ser devido à retenção de características de imposex em indivíduos anteriormente expostos ao TBT antes ou imediatamente após a proibição do TBT, ou à exposição recente ao TBT por outras fontes pontuais. Como a espécie não apresenta estágio de desenvolvimento larval e não pode ter sido recuperada a partir de populações adjacentes, este estudo aponta a possibilidade de que a espécie possa ter se tornado mais resistente ou tolerante à presença de TBT.

Ramón e Amor (2002), avaliando populações de *B. brandaris* na Espanha, identificaram que os níveis encontrados de imposex para a espécie na área estudada não interferem em sua dinâmica populacional, pois não foram observadas interferências no desenvolvimento sexual normal. Estes autores identificaram apenas um caso de fêmea estéril, com as demais estando ativas no processo reprodutivo. Logo, este trabalho conclui que as populações da espécie monitoradas, ainda que apresentando índices de contaminação, não apresentaram sinais de declínio.

Erdelez et al. (2017), a partir de informações de Índice de Qualidade Ecológica (EQR) para populações de *H. trunculus* na Croácia após o banimento mundial do TBT, identificaram altos níveis de contaminação que, quando correlacionados ao estado das populações, indicaram ausência de recuperação da espécie na área de estudo.

Wells (2017) avaliou a situação de populações do gênero *Conus* afetadas por TBT na costa australiana em um comparativo com dados da literatura. Este autor buscou avaliar o estado das populações a partir de um biomonitoramento de uma espécie do gênero mais abundante, *C. dorreensis*. Embora os níveis de imposex encontrados tenham sido altos, afetando a atividade reprodutiva e remoção populacional, este não foi o único impacto relacionado com a baixa abundância de indivíduos. Neste estudo, observou-se que as altas variações de temperatura, com picos anuais de ondas de calor também influenciaram na densidade da espécie.

Cardoso et al. (2013) avaliaram o efeito da contaminação por mercúrio em nível populacional a partir do monitoramento do gastrópode *P. ulvae*. e observou diferenças claras na dinâmica e estrutura da população ao longo do gradiente de contaminação. A espécie apresentou maiores abundâncias e biomassas em áreas consideradas intermediárias em contaminação do que em áreas mais e menos contaminadas. Nas áreas mais contaminadas, a

estrutura populacional identificou uma dominância em organismos juvenis e jovens, indicando que adultos foram os mais impactados pelo contaminante.

Yamanoto et al., (2003) avaliaram os impactos de um derramamento de petróleo no Japão a partir de um monitoramento de cinco anos em uma comunidade bentônica do entre marés, buscando compreender o processo de recuperação da comunidade e os danos. Além de resultados à nível de comunidade, também foi monitorada a estrutura populacional de duas espécies de gastrópodes dominantes na região (*Patelloida saccharina lanx* e *Monodonta confusa*) para entender os fatores que causam variação no tamanho populacional das espécies. Este estudo encontrou relações entre os padrões de mudança temporal na diversidade e abundância da comunidade e diferentes intensidades de poluição por óleo.

Foi observado diferentes suscetibilidades à poluição e isso refletiu no resultado para as duas espécies monitoradas. *P. saccharina lanx* indicou ser mais suscetível do que *M. confusa*, com uma recuperação mais lenta. O estudo também apontou a possibilidade deste padrão de recuperação ser influenciado pelas diferenças na história de vida de cada espécie. *M. confusa*, espécie que se recuperou mais rapidamente dos efeitos do impacto pode ter tido um aumento populacional em decorrência de migrações de indivíduos localizados em áreas menos afetadas.

Deis et al. (2020) avaliaram o potencial de recuperação de espécies afetadas por contaminação via derramamento de óleo a partir do estudo populacional do gastrópode *Littoraria irrorata* em áreas com diferentes níveis de contaminação. Este estudo observou que o impacto sobre uma espécie pode ser direto, com organismos não sobrevivendo em contato com o contaminante, mas também indireto por meio de interferências nas relações ecológicas às quais esta espécie mantém com o meio ao seu redor.

Silva et al. (2018), avaliando o estado fisiológico e os custos de fitness do gastrópode *Patella depressa* em diferentes áreas com diferentes históricos de contaminação por redes de esgotamento em Portugal e comparando essas informações com aquelas obtidas de populações transplantadas para áreas consideradas livres de contaminação, observaram que em condições de maior estresse, *P. depressa* aloca sua energia para responder ao distúrbio. O contato com os contaminantes provenientes do esgoto induz alterações nos biomarcadores dos indivíduos e, quando avaliados os organismos transplantados, observaram-se mudanças significativas em seus mecanismos e estratégias.

Wells e Gangon (2020), buscando avaliar se as populações de *Thais orbita* se recuperaram completamente na Ilha Rottneest, Austrália Ocidental, fizeram observações sobre as estruturas populacionais da espécie da região. Dentre as áreas analisadas, somente uma não apresentou recuperação da população e a manutenção de níveis elevados de imposex. As demais apresentaram organismos de diferentes classes de tamanho, incluindo juvenis.

Oehlmann (1996) avaliou o estado das populações de *Ocenebrina aciculata* afetadas pela contaminação de tributilestanho (TBT) na costa da França e encontrou populações caracterizadas pelo alto número de fêmeas esterilizadas, proporções sexuais tendenciosas para machos e baixo desempenho reprodutivo e recrutamento. Apesar do banimento mundial das tintas à base de TBT ter sido instaurado apenas a partir de 2008, na França o uso desses compostos antiincrustantes já estavam restritos desde 1982 a barcos com dimensões > 2,5m de comprimento. Ou seja, catorze anos após o início das restrições, às populações de *O. aciculata* seguiram apresentando indícios de declínio.

## 4.5 DISCUSSÃO

Dentre os trabalhos avaliados, uma quantidade expressiva de estudos foi conduzida de modo a observar a recuperação de populações de gastrópodes ao impacto induzido pela contaminação por Tributilestanho (TBT) no ambiente marinho. A maior parte desses estudos foi conduzida utilizando a espécie alvo *Nucella lapillus* na zona costeira do Reino Unido. Essa espécie caracteriza-se como uma das primeiras em que foram realizados monitoramentos sobre o imposex. Nesta síndrome, descrita inicialmente por Smith (1971), fêmeas de muricídeos, quando expostas por longos períodos e altas concentrações do contaminante, desenvolvem estruturas sexuais masculinas (pênis e vaso deferente), podendo chegar à esterilidade dependendo da intensidade da contaminação.

O Reino Unido iniciou as primeiras restrições de tintas antiincrustantes à base de organoestânicos em 1987, inicialmente em embarcações de grande porte voltadas para turismo, embora embarcações maiores (frotas comerciais e navais) continuassem a utilizar, com base na premissa de que o biocida lixívia em grandes os navios seriam diluídos, inofensivamente, em mar aberto (LANGSTON et al., 2015).

De maneira geral, os autores observam uma rapidez no crescimento populacional primariamente proporcional à diminuição do distúrbio (BIRCHENOUGH et al., 2002; JONES E ROSS, 2018), correspondente com o aumento das restrições ao uso desses compostos que culminaram no banimento mundial em 2008.

Entretanto, áreas amostradas em regiões com intenso fluxo de embarcações, como áreas de portos e marinas, apresentaram, em sua maioria, populações que (1) não aparentavam uma recuperação (OEHLMANN et al., 1996), ou (2) aparentavam sinais muito sutis de recuperação, indicando um processo mais lento do que para populações de áreas mais distantes dos focos de contaminação (HARDING et al. 1997).

Geralmente, populações sem juvenis significam uma população envelhecida com pouco recrutamento (LANGSTON et al., 2015), sendo estas as características encontradas em áreas onde a contaminação persiste em maior intensidade.

Especialmente os trabalhos realizados pré-banimento mundial (EVANS et al., 1991; EVANS et al., 1996; HARDING et al., 1997) indicaram que os níveis de contaminação são

determinantes na capacidade de recuperação populacional, onde a diminuição do contaminante é o fator que permite a espécie se renovar no ambiente.

Populações de gastrópodes afetadas por TBT ainda são observados mesmo em monitoramentos realizados após o banimento (HO E LEUNG, 2017; WELLS, 2017; WELLS E GANGON, 2020), porém em áreas mais específicas, uma vez que pontos críticos permanecem, em parte devido à persistência do TBT nos sedimentos e ao potencial de ressuspensão, especialmente a partir de material dragado (LANGSTON et al., 2015).

Uma vez que os níveis de contaminação diminuem consideravelmente e a espécie passa a ter sua capacidade reprodutiva restabelecida, a contaminação persiste como um fator influenciável na recuperação, mas não mais o principal, sendo a disponibilidade de recursos alimentares, um fator chave principalmente quando a abundância da espécie passa a aumentar com a recuperação (MILLER et al. 1999).

Morton (2014) observou alterações nas preferências alimentares de *N. lapillus* ao longo do seu ciclo de vida na região costa da Inglaterra. Segundo o autor, esta espécie possui preferência alimentar por cracas, como a espécie *Semibalanus balanoides* (Linnaeus, 1767). Entretanto, durante o processo de recuperação, foi observado um aumento do consumo do bivalve *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819), o que alterou uma configuração ecológica estabelecida em decorrência dos efeitos a longo prazo da contaminação. Os efeitos à nível populacional reverberam à nível de comunidade. Como as espécies variam em suas sensibilidades aos poluentes, as comunidades bentônicas sofrem mudanças dramáticas na composição e abundância das espécies em resposta ao estresse dos poluentes (BILYARD, 1987).

Essas alterações no meio também foram apontadas por Deis et al. (2020) que chamaram a atenção para os efeitos da contaminação na estrutura populacional de *Littoraria irrorata* por duas vias, o contato direto com o contaminante (óleo) e o indireto, no qual a espécie passou a ter relações ecológicas comprometidas à medida em que espécies às quais ela estava relacionada começaram a ter suas distribuições afetadas.

Resultados sobre os efeitos da contaminação na dinâmica de comunidades foi algo observado por Dahllöf et al. (2001) que identificaram alterações em vários aspectos da comunidade quando as populações são afetadas por contaminação como o número total de espécies, a abundância total, a diversidade, bem como a semelhança da comunidade em



comparação com áreas consideradas livres de contaminante. A partir da redução dos níveis de contaminação, as populações que persistiram passam a iniciar seu processo de recuperação. A maior parte da recuperação ocorre por recrutamento em populações remotas, por meio da dispersão larval ou por migração de áreas adjacentes provenientes de populações não contaminadas (HAWKINS et al., 2002; BIRCHENOUGH et al. 2002). Colson e Hughes (2004) também identificaram que estruturas antrópicas também podem servir como facilitadores ao prover uma espécie de expansão do espaço disponível para recolonização de áreas afetadas.

Entretanto, características da história de vida de cada espécie devem ser levadas em consideração, bem como a sensibilidade ao distúrbio. Espécies mais sensíveis podem levar mais tempo para conseguirem se recuperar ou podem tender ao declínio e extinção (YAMANOTO et al., 2003). Algumas espécies desenvolvem estratégias de alocação de energia para resistirem ao impacto (SILVA et al. 2018) e assim conseguem persistir no meio.

O monitoramento biológico é uma ferramenta útil para a avaliação de processos de recuperação em ambientes estuarinos e marinhos e é uma parte necessária da gestão ambiental (BORJA et al., 2006). Entender o comportamento de populações afetadas por impactos antrópicos auxilia na compreensão de como o ecossistema como um todo responde aos eventos de alteração do meio.

## 4.6 CONCLUSÃO

Eventos de liberação de contaminantes em ambientes costeiros desestabilizam o equilíbrio ecossistêmico e, a partir da análise dos artigos que compõem a presente revisão, a recuperação de populações afetadas são determinadas principalmente pela diminuição dos índices de contaminação. A partir dessa redução duas observações podem ser feitas sobre os aspectos limitantes para populações que não conseguem se renovar no ambiente (1) ausência de recurso alimentar que abarque a necessidade da espécie (2) alterações físicas do meio na qual estão inseridas, como redução de espaço por modificações antrópicas (ex construções, aterramento) e outras fontes de poluição (ex rede de esgoto, resíduos sólidos).

Em relação à contaminação por compostos organoestânicos à base de estanho, observou-se que, apesar dos monitoramentos terem iniciado por volta da década de 1990 e a proibição mundial destes compostos em tintas antiincrustantes ocorrida em 2008, populações monitoradas em períodos mais recentes, pós-banimento, em algumas situações ainda apresentam efeitos negativos relacionados à persistência desses compostos no ambiente marinho, evidenciando a periculosidade de um uso recorrente e seus efeitos em populações de gastrópodes marinhos costeiros.

Há necessidade de manter e ampliar o foco em estudos sobre como as respostas populacionais se exibem, uma vez que alterações populacionais podem e vão refletir na dinâmica de comunidades. A partir disso é possível buscar compreender como essas respostas podem ser utilizadas na elaboração de estratégias para preservação de áreas afetadas por eventos de contaminação a curto e longo prazo.

#### 4.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BILYARD, Gordon R. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin*, v. 18, n. 11, p. 581-585, 1987.

BIRCHENOUGH, A. C. et al. Re-colonisation and recovery of populations of dogwhelks *Nucella lapillus* (L.) on shores formerly subject to severe TBT contamination. *Marine Pollution Bulletin*, v. 44, n. 7, p. 652-659, 2002.

BORJA, Ángel; MUXIKA, Iñigo; FRANCO, Javier. Long-term recovery of soft-bottom benthos following urban and industrial sewage treatment in the Nervión estuary (southern Bay of Biscay). *Marine Ecology Progress Series*, v. 313, p. 43-55, 2006.

BRAY, Simon et al. The regional recovery of *Nucella lapillus* populations from marine pollution, facilitated by man-made structures. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 92, n. 7, p. 1585-1594, 2012.

CARDOSO, P. G. et al. Impact of mercury contamination on the population dynamics of *Peringia ulvae* (Gastropoda): implications on metal transfer through the trophic web. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 129, p. 189-197, 2013.

COLSON, Isabelle; HUGHES, Roger N. Rapid recovery of genetic diversity of dogwhelk (*Nucella lapillus* L.) populations after local extinction and recolonization contradicts predictions from life-history characteristics. *Molecular Ecology*, v. 13, n. 8, p. 2223-2233, 2004.

DAHLLÖF, Ingela et al. The effect of TBT on the structure of a marine sediment community—a boxcosm study. *Marine pollution bulletin*, v. 42, n. 8, p. 689-695, 2001.

DEIS, Donald R. et al. Recovery of the salt marsh periwinkle (*Littoraria irrorata*) 9 years after the Deepwater Horizon oil spill: size matters. *Marine pollution bulletin*, v. 160, p. 111581, 2020.

ERDELEZ, Anita et al. Ecological quality status of the Adriatic coastal waters evaluated by the organotin pollution biomonitoring. *Marine pollution bulletin*, v. 123, n. 1-2, p. 313-323, 2017.

EL-GENDY, K. S.; GAD, A. F.; RADWAN, M. A. Physiological and behavioral responses of land molluscs as biomarkers for pollution impact assessment: A review. *Environmental Research*, v. 193, p. 110558, 2021.

EVANS, S. M. et al. Recovery in populations of dogwhelks *Nucella lapillus* (L.) suffering from imposex. *Marine Pollution Bulletin*, v. 22, n. 7, p. 331-333, 1991.

EVANS, S. M.; EVANS, P. M.; LEKSONO, T. Widespread recovery of dogwhelks, *Nucella lapillus* (L.), from tributyltin contamination in the North Sea and Clyde Sea. *Marine Pollution Bulletin*, v. 32, n. 3, p. 263-269, 1996.

HARDING, M. J. C. et al. Partial recovery of the dogwhelk (*Nucella lapillus*) in Sullom Voe, Shetland from tributyltin contamination. *Marine Environmental Research*, v. 44, n. 3, p. 285-304, 1997.

HAWKINS, S. J. et al. Recovery of polluted ecosystems: the case for long-term studies. *Marine environmental research*, v. 54, n. 3-5, p. 215-222, 2002.

HO, Kevin KY; LEUNG, Kenneth MY. Population dynamics of the rock shell *Reishia clavigera* associated with different degrees of organotin contamination in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, v. 124, n. 2, p. 827-834, 2017.

HORIGUCHI, T. (Ed.). *Biological effects by organotins*. Springer, 2016.

IMO. International Maritime Organization, 2019. Anti-fouling systems. Disponível em: <https://www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/Anti-fouling.aspx>. Acesso em: 12 fev. 2024.

JONES, M. R. L.; ROSS, P. M. Recovery of the New Zealand muricid dogwhelk *Haustrum scobina* from TBT-induced imposex. *Marine pollution bulletin*, v. 126, p. 396-401, 2018.

LANGSTON, W. J. et al. Recovery from TBT pollution in English Channel environments: A problem solved?. *Marine pollution bulletin*, v. 95, n. 2, p. 551-564, 2015.

LOTZE, H. K. et al. Recovery of marine animal populations and ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, v. 26, n. 11, p. 595-605, 2011.

MILLER, K. L.; FERNANDES, T. F.; READ, P. A. The recovery of populations of dogwhelks suffering from imposex in the Firth of Forth 1987–1997/98. *Environmental Pollution*, v. 106, n. 2, p. 183-192, 1999.

MORTON, Brian. Recovery from imposex by a population of the dogwhelk, *Nucella lapillus* (Gastropoda: Caenogastropoda), on the southeastern coast of England since May 2004: A 52-month study. *Marine Pollution Bulletin*, v. 58, n. 10, p. 1530-1538, 2009.

MORTON, Brian. Predator–prey–scavenging interactions between *Nucella lapillus*, *Carcinus maenas* and *Eulalia viridis* all exploiting *Mytilus galloprovincialis* on a rocky shore recovering from tributyl-tin (TBT) pollution. *Journal of natural history*, v. 45, n. 39-40, p. 2397-2417, 2011.

OEHLMANN, J. et al. Tributyltin (TBT) effects on *Ocenebrina aciculata* (Gastropoda: Muricidae): imposex development, sterilization, sex change and population decline. *Science of the Total Environment*, v. 188, n. 2-3, p. 205-223, 1996.

OEHLMANN, J.; SCHULTE-OEHLMANN, U. Molluscs as bioindicators. In: *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*. Elsevier, 2003. p. 577-635.

RAMÓN, Montserrat; AMOR, María José. Reproductive cycle of *Bolinus brandaris* and penis and genital duct size variations in a population affected by imposex. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 82, n. 3, p. 435-442, 2002.

SILVA, Cátia SE et al. Using biomarkers to address the impacts of pollution on limpets (*Patella depressa*) and their mechanisms to cope with stress. *Ecological indicators*, v. 95, p. 1077-1086, 2018.

SMITH, BLAKEMAN S. Sexuality in the American mud snail, *Nassarius obsoletus* Say. *Journal of Molluscan Studies*, v. 39, n. 5, p. 377-378, 1971.

WELLS, Fred E.; KEESING, John K.; BREARLEY, Anne. Recovery of marine *Conus* (Mollusca: Caenogastropoda) from imposex at Rottneest Island, Western Australia, over a quarter of a century. *Marine Pollution Bulletin*, v. 123, n. 1-2, p. 182-187, 2017.

WELLS, Fred E.; GAGNON, Marthe Monique. A quarter century of recovery of the whelk *Thais orbita* from tributyltin pollution off Perth, Western Australia. *Marine Pollution Bulletin*, v. 158, p. 111408, 2020.

YAMAMOTO, Tomoko et al. Impacts by heavy-oil spill from the Russian tanker Nakhodka on intertidal ecosystems: recovery of animal community. *Marine Pollution Bulletin*, v. 47, n. 1-6, p. 91-98, 2003.

## 5. Capítulo 2 – Dinâmica Populacional de *Stramonita brasiliensis* na Costa de Fortaleza e Região Metropolitana: Efeitos Residuais do Banimento de Tintas Antiincrustantes de Estanho.

### 5.1 INTRODUÇÃO

Muitas pesquisas ecológicas centraram-se na determinação das condições sob as quais o equilíbrio ecossistêmico definível entre populações interagentes de plantas e animais seria estável ou instável e na caracterização das respostas das populações e dos ecossistemas às perturbações que os afastaram do equilíbrio. (BARNTHOUSE, 2004; LEWONTIN, 1969; MAY, 1973)

*Stramonita brasiliensis* (CLAREMONT & REID, 1987) é um molusco abundante e amplamente distribuído nas áreas de recife de arenito da costa brasileira. Castro (2000) apresentou os primeiros estudos para monitoramento da presença de organoestânicos (COEs) na costa da cidade de Fortaleza utilizando essa espécie. Este autor demonstrou que *S. brasiliensis*, apesar de sua sensibilidade quando em contato com COEs, possui uma alta resistência em termos populacionais, uma vez que foi encontrada em abundância, ainda que em estágios severos de contaminação, que afetam a capacidade reprodutiva da espécie.

Entre os anos de 2005 à 2022, levantamentos dos índices de imposex na costa do estado do Ceará indicaram uma drástica redução da presença desses contaminantes na coluna d'água, atestando a eficácia do banimento mundial. Entretanto, como apontado por Abreu (2013) e Pereira (2022), a permanência de COEs preservados no sedimento marinho ainda representa uma ameaça para as populações desta espécie, tendo em vista que esses compostos podem gerar efeitos negativos sobre larvas de organismos marinhos (HORIGUCHI, 1998).

Um primeiro retrato sobre as populações de *S. brasiliensis* e sua capacidade de renovação dentro de um contexto de contaminação (PEREIRA, 2022 – não publicado) indica que esses organismos têm indicado tendência ao declínio em áreas onde a exposição aos COEs ocorre de maneira contínua, como em áreas onde há intensa atividade de embarcações de pequeno porte, livres da fiscalização sobre a utilização de tintas antiincrustantes à base de tributilestanho.

As populações de gastrópodes flutuam amplamente como resultado de mudanças ambientais repentinas (BUTLER, 1985), podendo estas serem naturais ou de origem antrópica.

*S. brasiliensis* é uma espécie de suma importância no que diz respeito à avaliação de contaminação por COEs, sendo largamente utilizada ao longo dos anos como bioindicadora da presença desses contaminantes na costa brasileira (CASTRO, 2005; AZEVEDO, 2011; RODRIGUES et al., 2020; FRANÇA et al., 2021; VIANA et al., 2021).

Entretanto, há ainda poucos estudos sobre as estruturas das populações dessa espécie e sua distribuição ao longo da costa cearense para entender se e como o longo histórico de contaminação por compostos organoestânicos pode ter afetado o comportamento e a estrutura dessas populações e quais aspectos bióticos e abióticos parecem facilitar a recuperação desses organismos após o banimento mundial das tintas à base de TBT.



## **5.2 OBJETIVO**

Obter um panorama geral de estruturas populacionais de *Stramonita brasiliensis* na costa de Fortaleza e Região Metropolitana (Ceará, NE do Brasil) após 16 anos do banimento mundial de tintas antiincrustantes à base de compostos orgânicos de estanho a fim de compreender como o histórico de contaminação ainda pode afetar a dinâmica populacional dessa espécie na região.

### 5.3 METODOLOGIA

#### Área de estudo

Para a análise das populações de *S. brasiliensis* foram pré-determinadas treze estações amostrais, tomando como base o histórico de monitoramento (2005 – 2022) de imposex ao longo da costa da cidade de Fortaleza e Região Metropolitana (Figura 4), que contempla, principalmente, a área sob influência do Porto do Mucuripe (Fortaleza/CE).



**Figura 4.** Estações amostrais (P) para avaliação de aspectos populacionais de *S. brasiliensis* distribuídas entre os municípios de Fortaleza, Caucaia e Paracuru (CE). (Fonte: a autora)

A área de estudo como um todo foi selecionada tomando como base o trabalho de Castro (2005). Este autor marca o início de um monitoramento dos níveis de imposex em *S. brasiliensis* ao longo da costa de Fortaleza e Região Metropolitana, antes e após o banimento

mundial das tintas à base de compostos organoestânicos, sendo este monitoramento continuado por outros autores nos anos subsequentes (AZEVEDO, 2011; ABREU, 2013; PEREIRA, 2022). Para o presente estudo foi adicionada uma nova estação, sendo esta localizada na Praia de Pedra Rachada, município de Paracuru, Ceará, localizada na zona de influência do Porto do Pecém (São Gonçalo do Amarante/CE).

Toda a área de estudo, compreendendo os três municípios onde ocorrem as amostragens, possuem características oceanográficas semelhantes, apresentando clima Tropical Quente Semiárido, temperatura média entre 26° a 28° C e uma quadra chuvosa ocorrente entre os meses de janeiro a maio (IPECE, 2017). As estações amostrais caracterizam-se por áreas onde há presença de recifes de arenito e/ou estruturas antrópicas (pilares de ponte e espigões), ambientes onde a espécie alvo ocorre.

Tendo em vista que um dos objetivos do presente estudo parte da observação do estado das populações de *S. brasiliensis* e sua capacidade de renovação frente ao histórico de contaminação, optou-se por utilizar os mesmos pontos amostrais definidos inicialmente por CASTRO (2005), a fim de discutir e relacionar com o que há documentado na literatura.

Dentre as treze estações pré-selecionadas para coleta, quatro (Pedra Rachada, Pacheco, Iparana e Praia Mansa) foram divididas em subáreas, onde em cada subárea foi realizada uma coleta seguindo o modelo de CPUE proposto para este trabalho. As divisões ocorreram em decorrência do tamanho da área de coleta, com o objetivo de cobrir a maior parte possível da extensão do recife. Entretanto, as análises estatísticas foram feitas considerando os dados da área como um todo, tendo em vista que ambas as subáreas compõem uma única população.

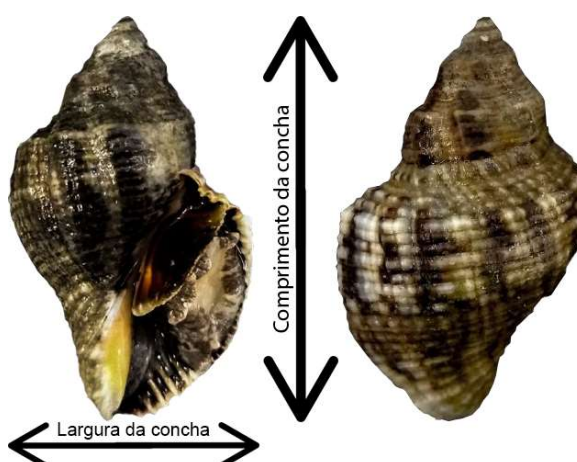
#### *Análise das populações de S. brasiliensis*

Em cada uma das estações foram coletados exemplares de *S. brasiliensis* em um método de *captura por unidade de esforço* (CPUE) (Figura 5). Estabeleceu-se o padrão de dois coletores por estação, coletando manualmente os indivíduos encontrados durante 20 minutos.



**Figura 5.** Amostragem em campo de *S. brasiliensis* em Praia de Iparana (Caucaia/CE). Os indivíduos foram coletados, depositados em potes para biometria (comprimento e largura da concha) ainda no local para em seguida serem devolvidos.

Tendo em vista que se trata de uma espécie cujas populações já têm sido altamente impactadas pelos efeitos do contaminante, procurou-se estabelecer uma metodologia cujo impacto na densidade dessas populações fosse o mínimo possível. Por isso, os indivíduos coletados foram contados e medidos (comprimento e largura da concha) (Figura 6) ainda no local para, em seguida, serem devolvidos ao meio.



**Figura 6.** Referencial de medidas de comprimento e largura da concha de *S. brasiliensis* obtidas para análise. (Fonte: a autora)

Para uma melhor discussão dos aspectos populacionais de *S. brasiliensis* e visualização entre variações em aspectos ambientais e contextos de contaminação, cada estação foi analisada como sendo uma população. Os dados obtidos foram comparados entre si e entre os períodos, a fim de avaliar diferenças significativas proporcionadas pela sazonalidade (período seco x período chuvoso). A fins de compreender melhor o estado das populações em cada área amostral, também foi feita uma descrição qualitativa desses ambientes, incluindo observações sobre a disponibilidade de alimento, espaço, possíveis predadores e presença de outras alterações no meio (construções, outras fontes de poluição etc) que possam impactar a dinâmica populacional da espécie nesses ecossistemas.

As informações de classe de tamanho foram obtidas através da distribuição das frequências de tamanho, realizando a construção de gráficos de distribuição de frequência absoluta por classes de tamanho (comprimento da concha), com amplitudes de até 11 mm, representando a estrutura etária de cada população.

O tamanho da maturidade sexual morfológica de *S. brasiliensis* foi determinado através separação de indivíduos maduros e imaturos por meio de uma análise de *K-means*, seguida de uma análise alométrica ( $y = k.x^a$ ) considerando a relação entre comprimento e largura de concha, relacionando a probabilidade de maturação ao tamanho da concha nas populações onde foi possível observar indivíduos de diferentes classes de tamanho.

O comprimento em que 50% dos indivíduos estão aptos a se reproduzir (L50) é definido como o comprimento médio da maturação sexual. Para esta análise, não foram diferenciados machos e fêmeas, visto que a sexagem exige sacrifício dos indivíduos e os mesmos foram medidos vivos em campo.

A normalidade e a homogeneidade dos dados foram verificadas usando o teste de Shapiro-Wilk. A análise de variância não paramétrica de Kruskal-Wallis foi utilizada para comparar os dados biométricos dos animais coletados entre as estações amostradas. Todos os gráficos e análises foram realizados no Excel e R *software*.

### *Análise de imposex*

Para buscar informações sobre os índices de imposex atuais, foi reavaliado a presença de imposex em *S. brasiliensis*, seguindo a metodologia dos monitoramentos já realizados na área de estudo. Entretanto, uma vez que para avaliação da presença do contaminante, é

necessário o sacrifício do indivíduo, a análise não foi realizada em todos os pontos, somente nos quais a abundância de organismos em todas as classes de tamanho foi significativa, de modo a evitar um maior prejuízo nas populações onde foi encontrada uma baixa densidade de indivíduos.

Para análise do imposex, 30 indivíduos adultos (comprimento da concha acima de 20 mm) foram retirados do meio, anestesiados com doses de MgCl<sub>2</sub> 3.5% e transportados ao Laboratório de Zoobentos (LABOMAR/UFC), onde passaram por biometria (comprimento e largura da concha), seguida da quebra da concha para sexagem e visualização da presença ou ausência de papilas e/ou vaso deferente nas fêmeas.

Para determinação dos níveis de imposex, os dados obtidos foram utilizados para o cálculo das seguintes escalas:

*Relative Penis Length Index (RPLI)*

O índice RPLI (**Equação 1**), desenvolvido por GIBBS et al. (1987) e adaptado por TAN (1997), consiste na relação entre as medidas dos comprimentos médios das conchas e dos pênis de machos e fêmeas afetadas.

$$(1) \text{ RPLI} = \frac{\text{Média dos pênis das fêmeas} / \text{Média das conchas das fêmeas}}{\text{Média dos pênis dos machos} / \text{Média das conchas dos machos}} \times 100$$

*Vas Deferent Sequence Index (VDSI)*

O VDSI (*Vas Deferent Sequence Index*), inicialmente proposto por GIBBS et al. (1987) e adaptado para a espécie *Stramonita brasiliensis* por Fernandez et al. (2002), compõe-se de uma escala de seis estágios que indicam o status do desenvolvimento do imposex a partir do tamanho do pênis e da possibilidade de observação de vaso deferente na fêmea (**Tabela 2**).

**Tabela 2.** Escala de VDSI feita por Fernandez et al, (2002) e adaptada de Gibbs et al. (1987) para *S. brasiliensis*

Estágio	Características observadas
0	Fêmea normal
I	Presença de papila peniana indicando o início de formação do pênis
II	Pênis com formato inferior a 2 mm

III	Pênis com mais de 2mm e presença do vaso deferente
IV	Vaso deferente completamente formado
V	Vulva bloqueada pela proliferação do epitélio formador do vaso deferente
VI	Presença de uma massa escura composta por ovos abortados no interior da glândula de cápsulas

#### *Análise das cápsulas de S. brasiliensis*

Para uma estimativa do volume na produção de larvas por cápsula, foram coletadas massas de 20 cápsulas por estação que foram fixadas em álcool 70% e transportadas ao laboratório para biometria (comprimento e largura de cada cápsula) e registros de imagem com auxílio de microscópio biológico binocular.

Para estimativa do volume de ovos por cápsula, as informações biométricas foram obtidas das dimensões máximas que abrigam embriões em desenvolvimento e ovos nutritivos. O volume da câmara da cápsula foi estimado a partir dessas medidas usando a fórmula para um cilindro,  $V = \pi b^2 a$ , onde a = comprimento b = largura (adaptado de PECHENIK, 1982). Os resultados obtidos serão comparados com os demais aspectos populacionais encontrados para a espécie e informações sobre o histórico de contaminação encontradas na literatura.

## 5.4 RESULTADOS

### *Aspectos populacionais de Stramonita brasiliensis*

Ao todo, foram analisadas informações de 5069 organismos, sendo destes 2801 indivíduos amostrados durante período chuvoso e 2268 indivíduos amostrados durante o período seco (Tabela 3). As análises ocorreram entre os meses de janeiro de 2023 e janeiro de 2024. Devido a problemas de logística, algumas estações foram amostradas apenas durante um período sazonal.

**Tabela 3.** Distribuição de *S. brasiliensis* ao longo da área amostral, subdivididos por município (Paracuru, Caucaia e Fortaleza) e suas respectivas áreas amostrais representadas por (P), bem como suas subáreas quando ocorrentes. Para cada estação foi realizada contagem manual de indivíduos capturados e obtidas informações de comprimento e largura média da concha.

<b>Distribuição de <i>Stramonita brasiliensis</i></b>								
		Área amostral <i>Subárea</i>	Qtd. de organismos		Comp. md. da concha (mm)		Larg. md. da concha (mm)	
			Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco
<b>Município</b>	Paracuru	<b>Pedra Rachada (P1)</b>	<b>83</b>	<b>48</b>	<b>21,8</b>	<b>26,8</b>	<b>13,3</b>	<b>16,1</b>
		<i>Pedra Rachada (I)</i>	57	24	20,3	18,4	12,4	11,5
		<i>Pedra Rachada (II)</i>	26	23	24,9	35,5	15,3	20,8
	Caucaia	<b>Pacheco (P2)</b>	<b>292</b>	<b>282</b>	<b>21,3</b>	<b>22,2</b>	<b>12,8</b>	<b>13,2</b>
		<i>Pacheco (I)</i>	40	129	20,3	21,1	12,6	12,6
		<i>Pacheco (II)</i>	252	153	21,4	23,1	12,8	13,6
		<b>Iparana (P3)</b>	<b>541</b>	<b>150</b>	<b>24,8</b>	<b>23,1</b>	<b>15,4</b>	<b>14,1</b>
		<i>Iparana (I)</i>	19	30	22,5	23,2	13,9	14,1
		<i>Iparana (II)</i>	522	120	24,9	23,1	15,4	14,1
		<b>Dois Coqueiros (P4)</b>	<b>340</b>	<b>218</b>	<b>24</b>	<b>23,8</b>	<b>14,2</b>	<b>14,1</b>
	Fortaleza	<b>Poço da Draga (P5)</b>	<b>31</b>	<b>*</b>	<b>38,1</b>	<b>*</b>	<b>20,5</b>	<b>*</b>
		<b>Praia Formosa (P6)</b>	<b>54</b>	<b>*</b>	<b>24,9</b>	<b>*</b>	<b>14,9</b>	<b>*</b>
<b>Praia do Meireles (P7)</b>		<b>9</b>	<b>29</b>	<b>52</b>	<b>51,4</b>	<b>29,5</b>	<b>28</b>	
<b>Praia Mansa (P8)</b>		<b>175</b>	<b>15</b>	<b>38,1</b>	<b>47,3</b>	<b>21,5</b>	<b>26,5</b>	
<i>Praia Mansa (I)</i>		147	*	36,2	*	20,4	*	
<i>Praia Mansa (II)</i>		28	15	48,2	47,3	27,4	26,5	
<b>Praia do Titã (P9)</b>		<b>*</b>	<b>23</b>	<b>*</b>	<b>20,4</b>	<b>*</b>	<b>12,3</b>	
<b>Caça e Pesca (10)</b>		<b>516</b>	<b>809</b>	<b>19,4</b>	<b>23,4</b>	<b>11,1</b>	<b>14</b>	
<b>Sabiaguaba (P11)</b>		<b>600</b>	<b>551</b>	<b>20,1</b>	<b>22,2</b>	<b>12,3</b>	<b>13,8</b>	
<b>Cofeco (P12)</b>	<b>160</b>	<b>144</b>	<b>15,3</b>	<b>18,1</b>	<b>9,3</b>	<b>11,1</b>		

(\*) Análise não realizada



Oito das 13 estações apresentaram populações com indivíduos bem distribuídos em diferentes classes de tamanho, sendo possível amostrar tamanhos de juvenis à adultos (Tabela 4). Entretanto, em quatro delas (Poço da Draga, Praia Formosa, Praia do Meireles e Praia Mansa), somente indivíduos adultos foram encontrados. Na estação localizada na Praia da Barra, a espécie *S. brasiliensis* não foi encontrada. Considerando todos os pontos amostrados, os menores indivíduos foram encontrados em Sabiaguaba (comprimento de concha mínimo: 7,2 mm) e os maiores em Praia do Meireles (comprimento de concha máximo: 60,7 mm).

**Tabela 4.** Comprimento mínimo e máximo da concha para *S. brasiliensis* por área amostral (P) por estação (seca e chuvosa). Em destaque em vermelho, dados de comprimento mínimo (Caça e Pesca) e máximo (Praia do Meireles). Destacado entre linhas, estações com as maiores medidas de comprimento mínimo da concha.

<b>Comprimento mínimo e máximo de <i>S. brasiliensis</i> (mm)</b>				
<b>Área amostral</b>	<b>Comprimento mínimo</b>		<b>Comprimento máximo</b>	
	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco
Pedra Rachada (P1)	14,9	10,8	34,2	46,4
Pacheco (P2)	7,8	12,8	35,6	35,6
Iparana (P3)	12,6	12,3	35,4	30,5
Dois Coqueiros (P4)	12,6	10,9	41	39,5
Poço da Draga (P5)	29,7	*	46,8	*
Praia Formosa (P6)	22,6	*	30,2	*
Praia do Meireles (P7)	45,2	42,3	55,2	<b>60,7</b>
Praia Mansa (P8)	29,2	41,6	57,7	59,8
Praia do Titã (P9)	*	15,6	*	27,2
Caça e Pesca (10)	10,8	<b>5,7</b>	41,8	43,4
Sabiaguaba (P11)	7,2	13,6	36,7	41,6
Cofeco (P12)	7,7	10,3	29,5	29,9

(\*) Análise não realizada

Em Pedra Rachada, durante o período chuvoso foi observada a presença de mais indivíduos juvenis, cápsulas e organismos adultos. Já durante o período seco, houve dificuldade para captura desses organismos e poucos exemplares foram encontrados. As subáreas se dividiram em Pedra Rachada I, compreendendo a área do recife de arenito, e Pedra Rachada II, compreendendo a área dos pilares da estrutura de ponte existente no local. Em Pedra Rachada I, durante o período chuvoso, houve baixa densidade de organismos, todos aparentando serem juvenis e presença de cápsulas de coloração amarelada. Durante o período seco não foi observada a presença de cápsulas nessa área.

Essa subárea caracterizou-se pela pouca disponibilidade de alimento, sendo pouco encontrada ou ausente a preferência alimentar da espécie na região, a espécie *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828), mas sendo muito encontrado o bivalve *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845), que também é predado pela espécie. Em Pedra Rachada II, durante o período chuvoso, foi observada a presença de cápsulas de coloração arroxeadas e uma maior densidade de organismos, a maior parte adulta. No período seco, houve presença de cápsulas de uma coloração amarelada, e os organismos foram encontrados mais próximos, em um provável agrupamento para reprodução. Nessa região dos pilares há uma grande disponibilidade da preferência alimentar da espécie.

Na região da Praia do Pacheco, devido à extensão do recife, houve a separação da área de coleta em duas subáreas, uma compreendendo a porção mais a oeste do recife (Pacheco I) e a outra a porção à leste (Pacheco II). Nessa área amostral foi encontrada uma população bem estruturada, com organismos de diferentes classes de tamanho, de juvenis à adultos. Durante ambas as amostragens (período seco e chuvoso) não foram encontradas massas de cápsulas. Essa região caracteriza-se pela alta concentração de algas, que formam “tapetes” cobrindo boa parte da área do recife, o que aumenta a disputa por espaço com esta espécie e aumentou a concentração de indivíduos em porções que vão do meso ao supralitoral do recife. Nesta área também não foi observada a presença da preferência alimentar da espécie. O que se observou para *S. brasiliensis* em Pacheco foi a predação da espécie *Agathistoma viridulum* (Gmelin, 1791), encontrada em abundância no recife.

O mesmo critério aplicado a Pacheco foi aplicado em Iparana onde, devido à extensão do recife, foi necessário a subdivisão em Iparana I (porção leste) e Iparana II (porção oeste). Em Iparana I, durante o período chuvoso foi observada uma baixa densidade de organismos e pouca disponibilidade de alimento, com *S. brasiliensis* tendo uma dieta similar à encontrada em Pacheco, com as espécies *A. viridulum* indicando ser sua principal presa neste local. Em Iparana II observou-se uma alta concentração de indivíduos, em que estavam agrupados e próximos a diversas massas de cápsulas, comportamento característico do seu período reprodutivo.

Durante a amostragem realizada no período seco, uma quantidade menor de organismos foi amostrada e cápsulas já não puderam ser encontradas. Com a passagem do pico reprodutivo da espécie, os organismos já estavam mais distribuídos ao longo da extensão do recife, o que

pode justificar a baixa amostragem. Entretanto, as classes de tamanho encontradas na área indicam que a população está bem estruturada, apresentando indivíduos juvenis e adultos.

A área amostral de Dois Coqueiros caracterizou-se principalmente pela presença de cápsulas em abundância tanto em período chuvoso quanto em período seco. As massas de cápsulas puderam ser encontradas em diferentes colorações, de um amarelo claro à púrpura. Nessa área também foi observada a presença da espécie *Stramonita rustica* (Lamarck, 1822) embora tenha sido notado que esta espécie se concentra em uma região mais ao infra do recife, enquanto *S. brasiliensis* é encontrada mais ao supra, onde também há uma concentração do bivalve *Brachidontes exustus* (Linnaeus, 1758), predado por essa espécie.

Na área amostral da Praia da Barra, localizada em região de constante tráfego e manutenção de embarcações de pequeno porte, não foram encontrados exemplares de *S. brasiliensis* vivos para amostragem. Foram observadas muitas conchas do organismo, todas vazias e de diferentes classes de tamanho, desde juvenis a adultos. Nessa estação foi observada uma alta densidade de *Pugilina tupiniquim* (Abbate & Simone, 2015).

A estação Poço da Draga localiza-se no interior da Indústria Naval do Ceará (INACE), local onde é realizada a manutenção e construção de embarcações de médio e grande porte em Fortaleza/CE. Nessa estação foi observada a presença de cápsulas secas, indicativo de reprodução do organismo. Na região de beachrocks localizada abaixo da ponte de acesso das embarcações foram encontrados poucos exemplares da espécie, todos adultos. A maior parte dos indivíduos foi observada na área dos pilares da ponte, com poucos organismos capturáveis. Nessa estação também foi observada presença de *P. tupiniquim*.

Em Praia formosa, poucos indivíduos foram encontrados para amostragem. Nessa estação foi possível observar uma baixa disponibilidade de alimento para a espécie, que aparenta utilizar como recurso alimentar a espécie *I. bicolor*, estabelecida no recife, embora esta também seja encontrada em baixa densidade ao longo da área de coleta.

Na área amostral da Praia do Meireles, organismos juvenis não foram encontrados em nenhuma das amostragens. Embora haja uma grande disponibilidade da preferência alimentar da espécie, a mesma aparenta não estar conseguindo se renovar no recife. Essa estação caracterizou-se pelos indivíduos de maior comprimento de concha, as mesmas apresentando um aspecto gasto, envelhecido. Apesar da ausência de juvenis, massas de cápsulas com agrupamentos de indivíduos ao redor foram encontradas no recife, indicando que há reprodução

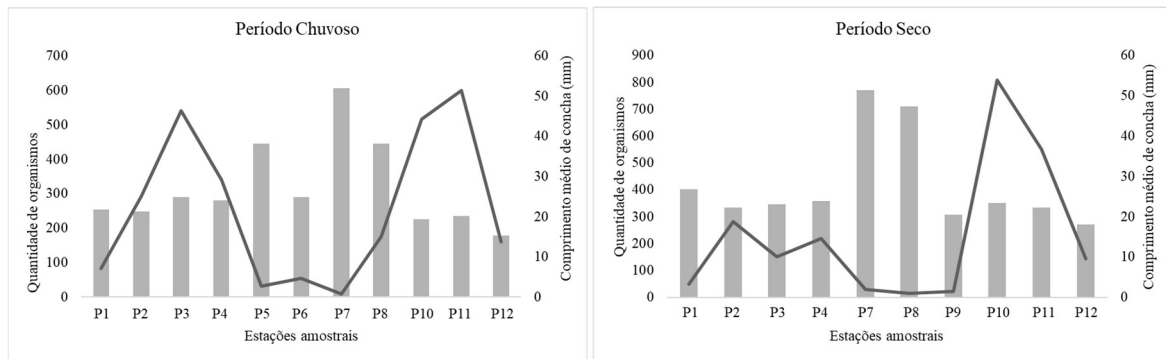
no local. Nessa região também foi observada a presença do gastrópode *P. tupiniquim*, espécie não registrada nessa área em monitoramentos anteriores.

A estação Caça e Pesca, localizada adjacente ao estuário do rio Cocó no sentido leste, compreendeu a estação com a maior densidade de organismos capturados durante o monitoramento, com 800 exemplares coletados durante uma mesma amostragem. Nessa estação foi possível visualizar uma grande concentração de espécimes em uma única porção do recife, o que pode ser indicativo do período reprodutivo da espécie, corroborado a partir da coloração das gônadas de machos e fêmeas analisados em laboratório e da visualização de cápsulas.

Na estação Sabiaguaba, localizada a oeste do estuário do rio Cocó, foi possível encontrar uma alta densidade de *S. brasiliensis*, sendo possível visualizar a presença de massas de cápsulas e organismos juvenis. Nessa estação foi possível encontrar a espécie *S. rustica* que, ao contrário da estação Dois Coqueiros, que indica uma preferência desta espécie por uma zona do recife diferente de *S. brasiliensis*, em Sabiaguaba habita os mesmos espaços, sendo possível encontrá-la em meio aos agrupamentos de *S. brasiliensis* ao redor de massas de cápsulas.

Na estação Cofeco foi encontrada uma grande quantidade de indivíduos em estágio juvenil, embora não tenha sido encontrada a presença de cápsulas. A região apresentou baixa disponibilidade de alimentos, o que pode ser o principal fator limitante para o crescimento desta população.

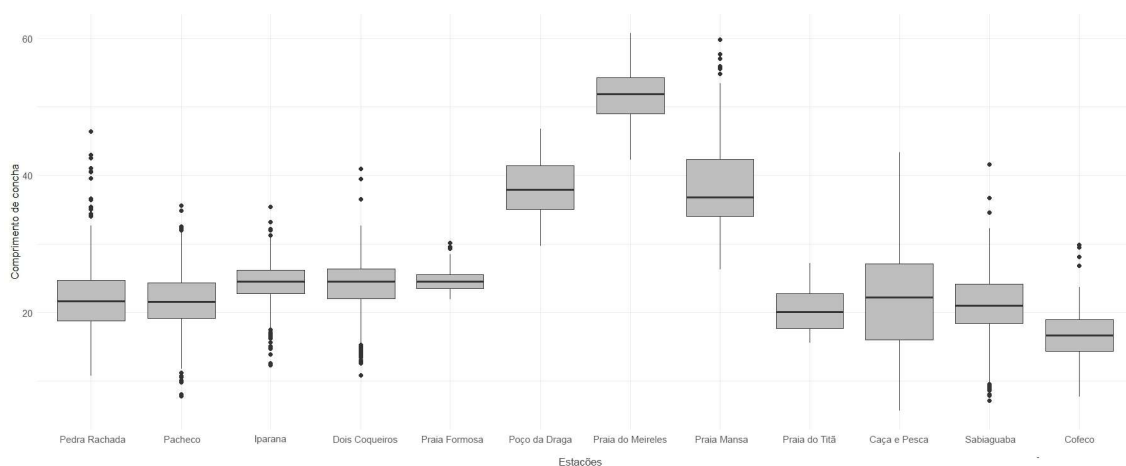
As informações obtidas a partir da coleta de dados na estação seca indicam que, em geral, a espécie tem conseguido se renovar ao longo da área amostrada, com exceção de cinco estações: Poço da Draga, Praia da Barra, Praia Formosa, Praia do Meireles e Praia Mansa. Com exceção de Praia da Barra, onde a espécie já não é mais capturável em nenhum estágio de vida, os outros pontos se assemelham na ausência de organismos juvenis capturáveis e poucos organismos no geral (Figura 7).



**Figura 7.** Relação entre comprimento médio de concha (mm) (colunas) e quantidade de organismos por estação amostral durante período seco e chuvoso (linha).

Em dois pontos (Praia Mansa e Praia do Meireles) foi possível encontrar massas de cápsulas, indicando que os adultos existentes no recife não possuem impedimentos quanto à sua reprodução. As estações Poço da Draga, Praia da Barra, Praia do Meireles e Praia Mansa possuem também o fator comum de serem área de trânsito e manutenção de embarcações de pequeno (Praia da Barra e Praia do Meireles) e grande (Poço da draga e Praia Mansa) porte.

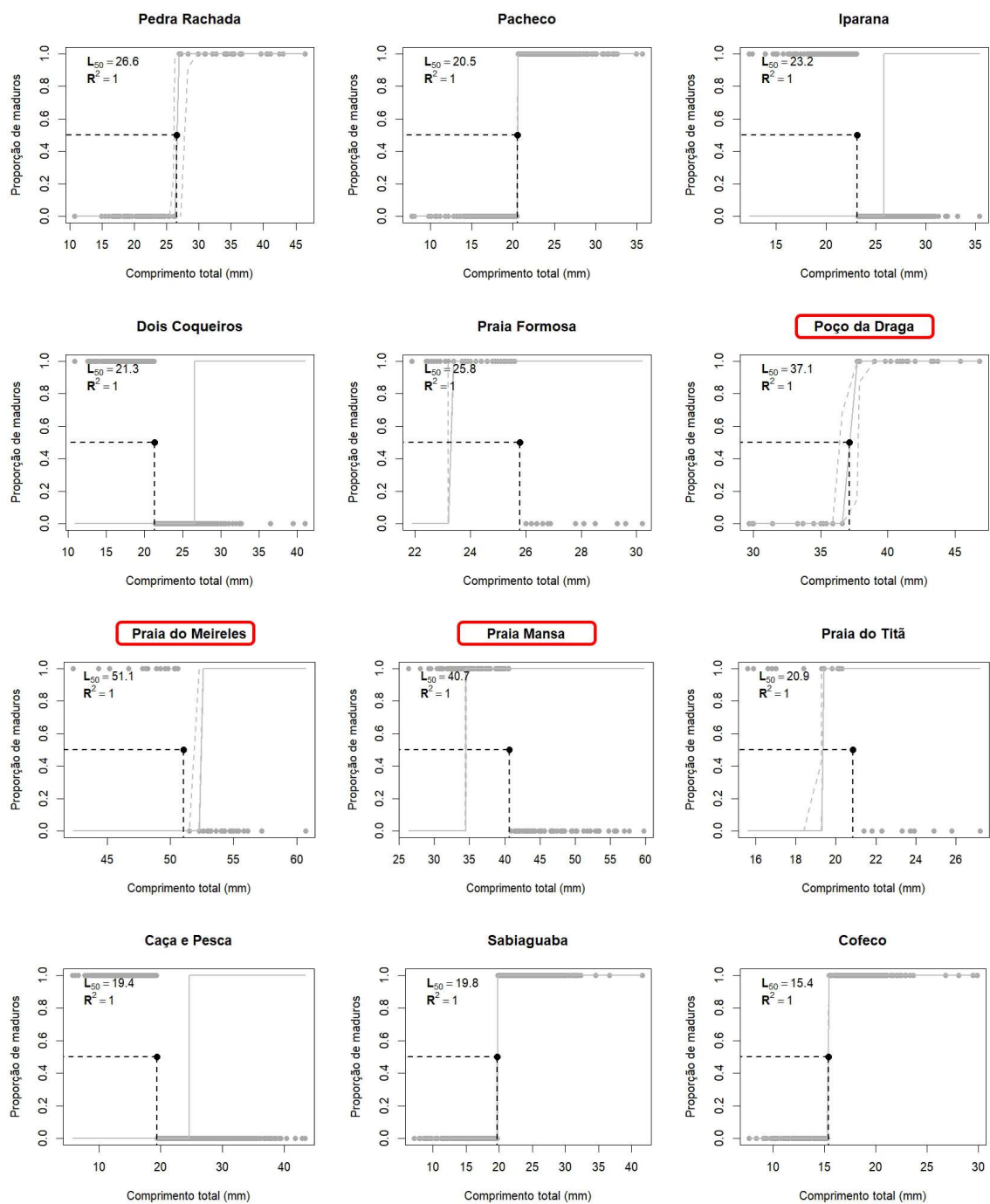
O teste de Shapiro-Wilk aplicado indicou uma não normalidade dos dados em mais da metade das estações. A análise não paramétrica foi realizada com o teste de Kruskal-Wallis, seguido de um teste de post-hoc de Dunn após a observação de diferenças entre os dados das estações (Figura 8).



**Figura 8.** Diferenças entre as populações de *S. brasiliensis*. Devido a ausência de indivíduos juvenis em Poço da Draga, Praia do Meireles e Praia Mansa os conjuntos de dados destoam-se das demais estações amostrais.

O tamanho de maturação sexual (L50) calculado para a espécie em cada estação amostral (Figura 9) apresentou variações em diferentes contextos de contaminação. Poço da

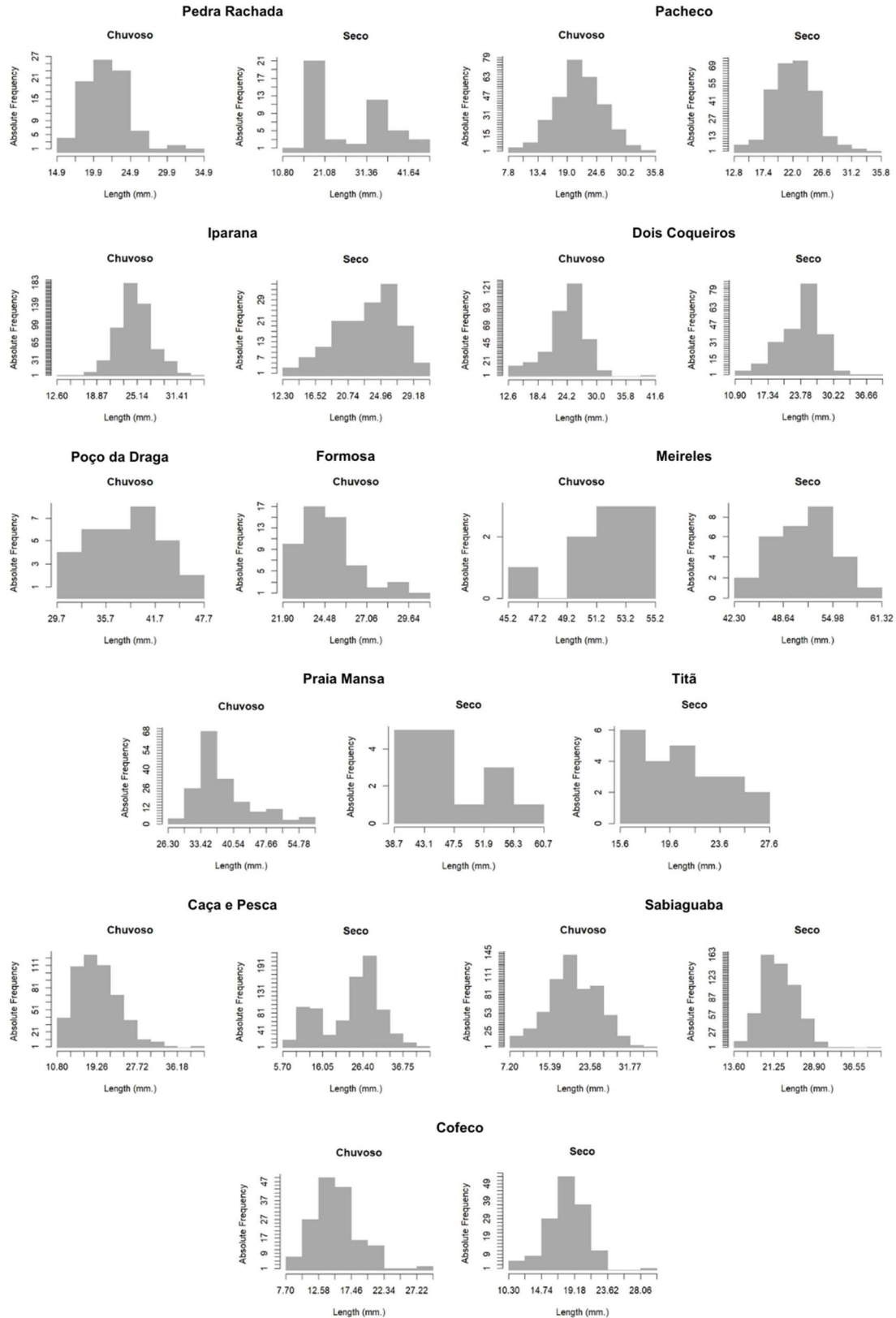
Draga, Praia do Meireles e Praia Mansa, devido à ausência de indivíduos juvenis para amostragem, apresentaram índices discrepantes. Dentre as estações que apresentaram abundância em indivíduos de diversas classes de tamanho, destacam-se Pedra Rachada, com o maior tamanho de maturação de 26,6 mm e Cofeco, que apresentou o menor tamanho, com organismos amadurecendo ao alcançar o tamanho de 15,4 mm.



**Figura 9.** Proporção de organismos maduros e tamanho de maturação sexual (L<sub>50</sub>) para *S. brasiliensis* por estação amostral. Em destaque, Poço da Draga, Praia do Meireles e Praia

Mansa, estações onde não foram encontrados organismos juvenis e, portanto, cujos dados de L50 tornam-se inválidos.

A relação entre a frequência absoluta das classes de tamanho por comprimento de concha de *S. brasiliensis* (Figura 10) indicam que há uma maioria de estações bem definidas, onde há equilíbrio entre juvenis e adultos.





**Figura 10.** Relação frequência absoluta x comprimento de concha em *S. brasiliensis* por estação amostral.

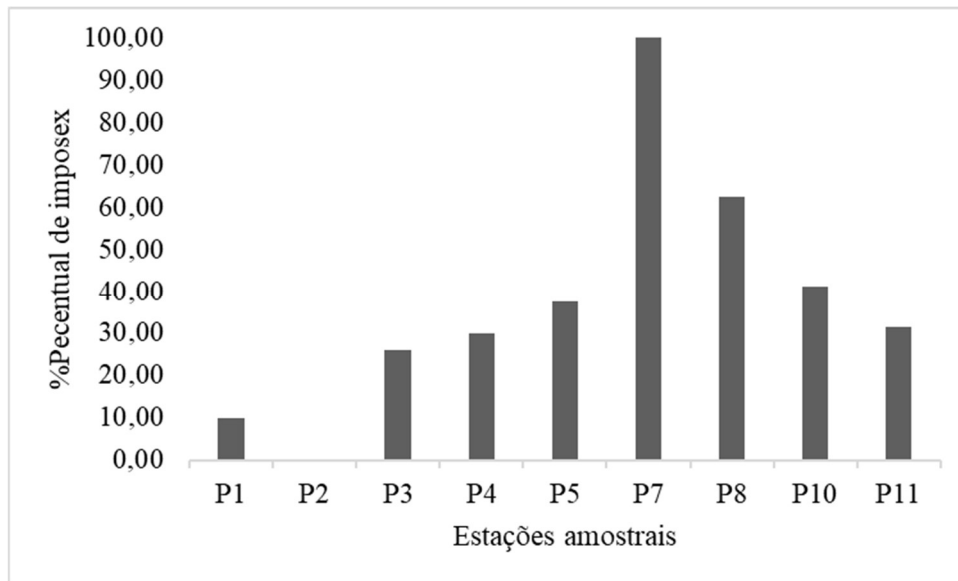
*Análise de imposex*

Para avaliação dos índices de imposex, 248 organismos foram analisados, provenientes de nove estações amostrais: Pedra Rachada, Pacheco, Iparana, Dois Coqueiros, Poço da Draga, Meireles, Praia Mansa, Sabiaguaba e Caça e Pesca (Tabela 5). As demais estações não foram amostradas em razão da baixa densidade de organismos adultos.

**Tabela 5.** Características dos indivíduos amostrados para identificação de imposex em *Stramonita brasiliensis*. Em destaque vertical, percentual de imposex para cada estação. Em destaque horizontal, estações que apresentaram as maiores médias de comprimento da concha (Poço da Draga, Praia do Meireles e Praia Mansa). Em negrito, estação que apresentou maior comprimento da concha e percentual de imposex (Praia do Meireles).

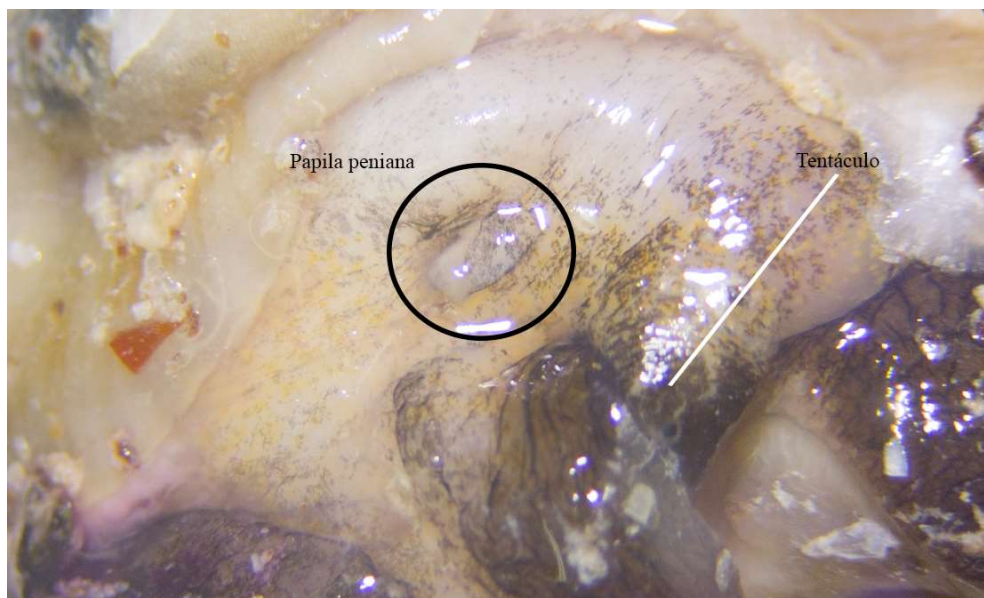
<b>Imposex em <i>Stramonita brasiliensis</i> - Monitoramento de 2023</b>						
<b>Estações</b>	<b>Comp. (mm)</b>	<b>Larg. (mm)</b>	<b>% IMPOSEX</b>	<b>RPLI</b>	<b>VDSI</b>	
Pedra Rachada (P1)	36,96	20,42	10,00	0,9	I	
Pacheco (P2)	27,74	15,95	0,00	0	I	
Iparana (P3)	30,34	18,19	26,08	2,29	I	
Dois Coqueiros (P4)	29,96	17,37	30,00	3,08	I	
Poço da Draga (P5)	38,09	20,28	37,50	2,38	I	
<b>Praia do Meireles (P7)</b>	<b>51,28</b>	<b>27,99</b>	<b>100,00</b>	<b>7,79</b>	<b>I</b>	
Praia Mansa (P8)	46,15	25,54	62,50	6,84	I	
Caça e Pesca (10)	29,26	16,95	41,17	4,7	I	
Sabiaguaba (P11)	29,75	18,12	31,57	3,59	I	

Entre as nove amostragens realizadas somente a estação Pacheco apresentou índice zero de percentual de fêmeas com imposex (Figura 11) e somente a estação Meireles apresentou 100% de fêmeas afetadas.



**Figura 11.** Percentual de imposex encontrado para cada estação amostral.

Todas as outras oito estações apresentaram níveis variados de fêmeas que desenvolveram a síndrome, embora nenhuma das estações tenha apresentado um índice de VDSI em estágio além do inicial, onde é possível identificar apenas uma papila peniana (Figura 12), incluindo a estação onde todas as fêmeas encontram-se com imposex.

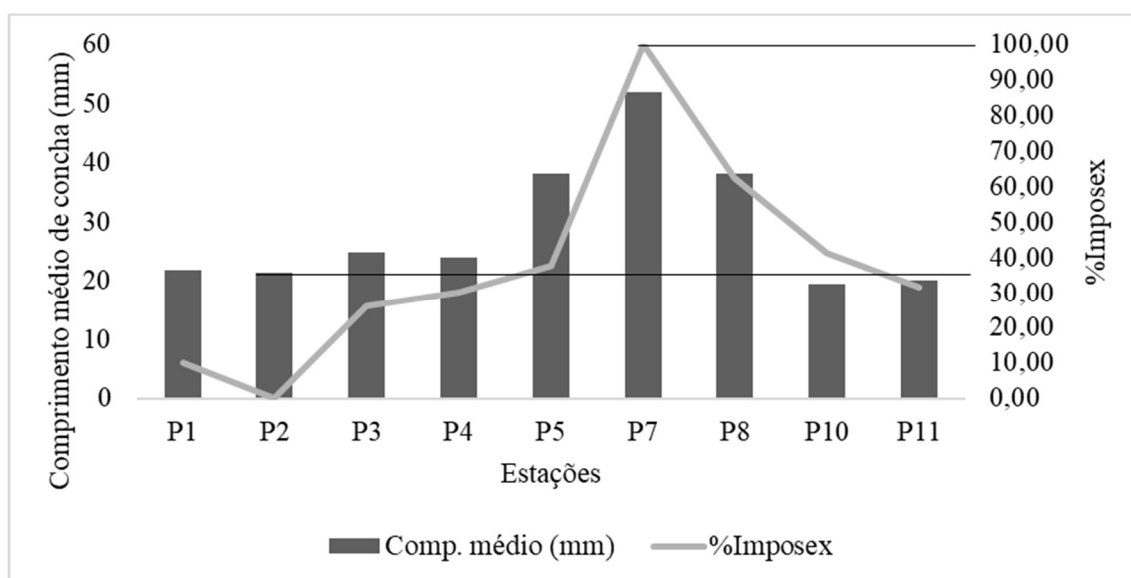


**Figura 12.** Fêmea identificada com imposex a partir da formação de papila localizada próxima ao tentáculo direito. (Fonte: autora)

Dentre os nove pontos amostrados, seis (de P2 a P9) localizam-se na zona de influência do Porto do Mucuripe, localizado dentro da estação Praia Mansa. P1, localizado na Praia de

Pedra Rachada, no município de Paracuru, localiza-se dentro da zona de influência do Porto do Pecém. Caça e Pesca (P10) e Sabiaguaba (P11) não sofrem influência portuária, entretanto localizam-se adjacentes ao estuário do Rio Cocó e podem sofrer influência da pluma estuarina da região.

A relação entre o comprimento médio de concha das populações e o percentual de imposex em *S. brasiliensis* (Figura 13) indicou que índices mais elevados de imposex se relacionam com as maiores médias do comprimento de concha, dado que sofre influência da presença e quantidade de organismos juvenis na população. Essa relação abre espaço para uma possível associação entre os níveis de contaminação atuais e como influenciam na capacidade de sucesso no assentamento das larvas da espécie em cada estação amostral.

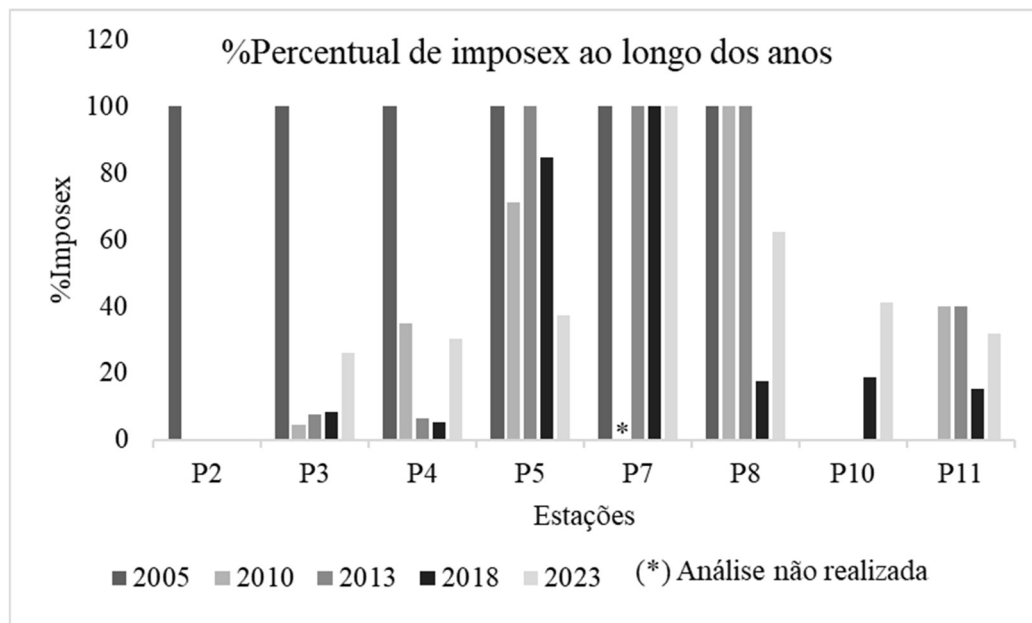


**Figura 13.** Relação entre comprimento médio da concha (mm) e percentual de imposex em *S. brasiliensis*.

Comparando as informações obtidas com a série histórica do monitoramento iniciado em 2005, período pré-banimento das tintas à base de organoestânicos, observou-se uma flutuação nos índices de imposex em cada estação amostrada (Figura 14). Dentre as estações amostradas, destaca-se Pacheco (P2) que, após o banimento, reduziu seus índices de imposex a zero até o último monitoramento, e Meireles (P7), que em todos os monitoramentos realizados apresentou 100% de fêmeas com o desenvolvimento da síndrome.

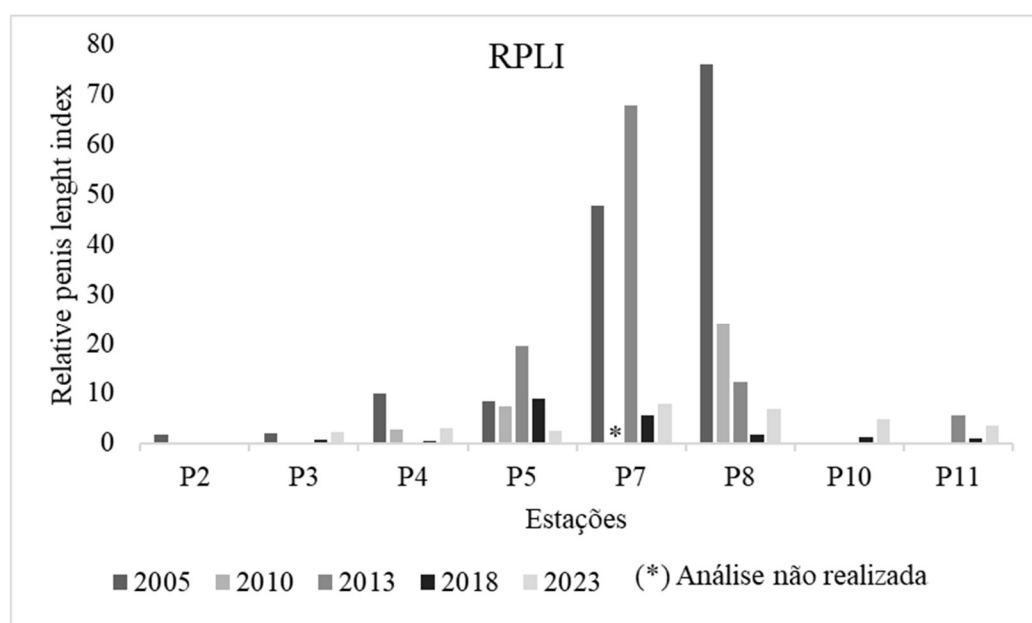
As demais estações vêm apresentando flutuações ao longo das campanhas de monitoramento e, na campanha de 2023 indicaram aumento nos índices em cinco estações

(Iparana, Dois Coqueiros, Praia Mansa, Caça e Pesca e Sabiaguaba. Poço da Draga foi a única estação desta campanha que apresentou redução no percentual de imposex.



**Figura 14.** Comparativo do percentual de imposex nos monitoramentos de 2005, 2010, 2013, 2018 e 2023

Os resultados para o índice de relação entre o tamanho de pênis/papila e o comprimento de concha de *S. brasiliensis* foram semelhantes para todos os pontos com exceção de Sabiaguaba, que apresentou valores reduzidos (Figura 15).

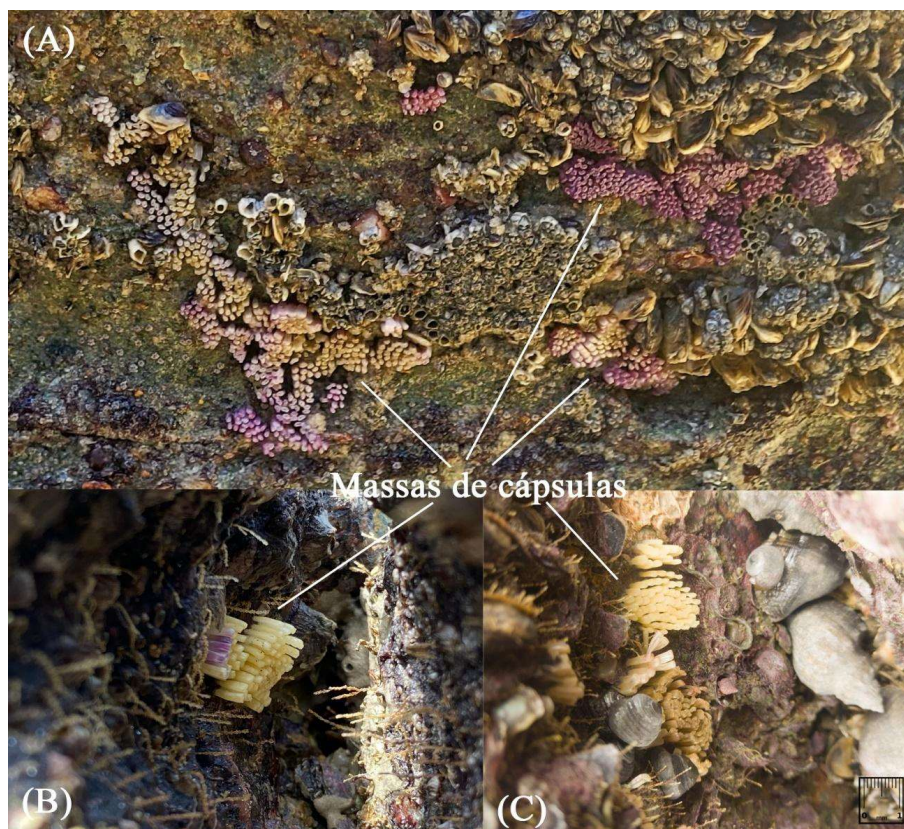


**Figura 15.** Valores encontrados para *Relative Penis Length Index* em *S. brasiliensis* em cada estação amostral e comparativo entre o histórico de monitoramento (2005 à 2023)

De acordo com a escala de VDSI, nenhuma fêmea encontrada ultrapassou o estágio 2, que indica uma formação de pênis de tamanho inferior a 2 mm, sendo este estágio encontrado exclusivamente em Praia do Meireles e Praia Mansa. As demais estações que apresentaram fêmeas com a síndrome, foram em estágio inicial, onde é possível visualizar apenas uma formação de papila. De acordo com estes resultados para as fêmeas de *S. brasiliensis* amostradas, a espécie não apresenta indícios de interferência na capacidade reprodutiva devido à exposição aos níveis de TBT aos quais ainda são expostas.

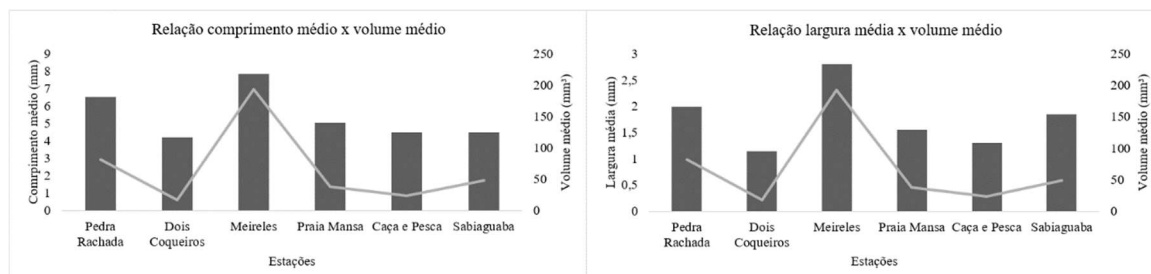
#### *Análise das cápsulas reprodutivas de S. brasiliensis*

Em seis das doze estações foi possível realizar a coleta de cápsulas reprodutivas de *S. brasiliensis*, sendo estas: Pedra Rachada, Dois Coqueiros, Meireles, Praia Mansa, Caça e Pesca e Sabiaguaba. Nessas estações foi possível encontrar cápsulas em tons de amarelo esbranquiçado, roxo e púrpura (Figura 16).



**Figura 16.** Massas de cápsulas de *S. brasiliensis* em diferentes colorações observadas em (A) Pedra Rachada, (B) Praia Mansa e (C) Praia do Meireles.

O tamanho das cápsulas variou de acordo com as estações, bem como a estimativa de volume (Figura 17). A Estação Meireles apresentou as maiores médias de comprimento e largura, seguida por Pedra Rachada. Em contrapartida, Dois Coqueiros apresentou as menores médias.



**Figura 17.** Relação entre a estimativa de volume (linha) com os comprimentos e larguras médias das cápsulas (colunas).

Tendo em vista os resultados para o percentual de imposex (100%) e a estrutura populacional para a estação Meireles indicando ausência de juvenis, três cápsulas fechadas em diferentes estágios de coloração (branca e púrpura) foram abertas e, com o auxílio de microscopia, foi realizada uma contagem manual de ovos por cápsula. Para fins de comparação, o mesmo procedimento também foi realizado com cápsulas da estação Sabiaguaba, localizada fora da zona de influência do Porto do Mucuri (Tabela 6)

**Tabela 6.** Coloração e quantidade mínima e máxima de ovos da contagem manual por cápsula de *S. brasiliensis* nas estações Meireles e Sabiaguaba

Estação	Coloração	Quantidade de ovos
Meireles	Branca	753
Meireles	Púrpura	2008
Sabiaguaba	Branca	259
Sabiaguaba	Púrpura	104

## 5.5 DISCUSSÃO

No presente estudo, a partir dos dados obtidos para *S. brasiliensis* pode-se observar que, no geral, as populações da espécie têm apresentado uma boa recuperação apesar do contexto histórico de intensa contaminação por organoestânicos na costa de Fortaleza e Região Metropolitana do Ceará. Entretanto, ainda é possível observar que mesmo este impacto não apresentando o mesmo nível de intensidade já observado na região (AZEVEDO, 2011; ABREU, 2013; PEREIRA, 2022), algumas populações ainda parecem ser influenciadas pela presença deste contaminante.

Áreas com maior intensidade de contaminação segundo o histórico de monitoramento possuem populações que se caracterizaram como adultas devido aos dados de comprimento e largura obtidos e aspecto “envelhecido” de conchas dos organismos amostrados. Este cenário também foi encontrado por Erdelez et al. (2017), ao monitorar populações de *Hexaplex trunculus* na costa Adriática. A espécie apresentou altos índices de imposex na região e organismos juvenis não foram amostrados, indicando problemas no recrutamento. Esses autores relacionaram o estado das populações à persistência da contaminação.

Para este estudo, três estações apresentaram populações em situação crítica (Poço da Draga, Praia do Meireles e Praia Mansa), e uma estação onde a espécie é considerada extinta por não ser mais capturável para amostragem (Praia da Barra). As quatro estações possuem a característica em comum de serem áreas de intenso tráfego de embarcações. Em Poço da Draga está localizada a Indústria Naval do Ceará/INACE e em Praia Mansa o Porto do Mucuripe, áreas onde há transporte e manutenção de embarcações de médio a grande porte. Já em Praia do Meireles e Praia da Barra, há um intenso fluxo de embarcações de pequeno porte voltadas para pesca artesanal e lazer.

Santos e Maia (2023) em um estudo de percepção ambiental sobre o uso presente de tintas antiincrustantes à base de compostos orgânicos, entrevistaram pescadores artesanais atuantes na Praia de Pedra Rachada (Paracuru/CE) e identificaram a existência de uma prática de mistura das tintas antiincrustantes com biocidas, inseticidas de ação ampla, para aumentar a eficácia e duração da barreira antiincrustantes, uma vez que o processo de manutenção das embarcações costuma ter um custo elevado.

Esses compostos adicionados são comercializados legalmente, facilitando a aquisição, e seu principal composto químico é a cipermetrina, substância do grupo dos piretróides, e

possui classificação toxicológica nível II (produto muito perigoso), enquadrando-se na terceira geração de biocidas para tintas antiincrustantes, que pertence a diferentes grupos químicos que abrangem compostos orgânicos e organometálicos (SANTOS E MAIA, 2023).

A persistência e as variações nos índices de imposex em fêmeas de *S. brasiliensis* pode estar relacionada a essa prática, especialmente em áreas onde uma grande quantidade de indivíduos apresenta o desenvolvimento da síndrome. Santos e Maia (2023) encontraram na Praia de Pedra Rachada, fêmeas com estágio IV de imposex que, de acordo com a escala de VSDI adaptada por Fernandez (2002) caracteriza-se com fêmeas apresentando pênis com mais de 2mm e vaso deferente completamente formado. Para este estudo que monitorou uma população no mesmo local, todas as fêmeas com imposex apresentaram somente o estágio I de desenvolvimento.

Os efeitos dessa persistência da contaminação podem estar relacionados à estrutura populacional da espécie encontrada na área, caracterizada por poucos indivíduos, muitos deles adultos. Entretanto, a população nessa estação parece apresentar mais sinais de recuperação do que outras em estações mais afetadas com a síndrome.

Durante a amostragem, foi observada uma maior quantidade de organismos em áreas de substrato artificial (pilares de ponte). Essas estruturas podem ter um efeito positivo no processo de recuperação da espécie, como foi observado para *Nucella lapillus* por Bray et al. (2012). Neste estudo esse autor observou a recolonização da espécie em uma área onde a mesma foi considerada extinta a partir da ocupação da espécie em substratos artificiais.

Em Pedra Rachada, essas estruturas parecem atuar como facilitadoras para a manutenção da espécie uma vez que apresentaram maior disponibilidade de alimento, a espécie *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828), preferência alimentar da espécie (ROCHA-BARREIRA et al., 2004).

De maneira geral, a diferença entre abundância de indivíduos por estação indica ocorrer relação positiva entre o grau e a intensidade do imposex e o tráfego de barcos registrado nesses locais (EL AYARI et al., 2018). Entretanto, respostas à nível de indivíduo ao contaminante não podem ser vistas como o único fator determinante da estrutura populacional da espécie e sim como um agregador prejudicial à saúde das populações.



Em Sabiaguaba e Caça e Pesca, estações onde também ocorre fluxo de embarcações e os níveis de imosex indicam uma elevação na ocorrência da síndrome, porém as populações dessas estações diferem-se de outras impactadas ao apresentarem abundância de organismos, em diferentes classes de tamanho. Rámon e Amor (2001) encontraram resultados semelhantes para populações de *Bolinus brandaris* na região do Mediterrâneo. Durante o monitoramento, foram observadas populações bem distribuídas ao longo da área de estudo e, apesar de terem observado fêmeas com a síndrome, a contaminação residual não aparentou estar refletindo sobre a estrutura das populações.

Evans (1996) monitorando o estado de populações de *Nucella lapillus* observou em seus resultados que populações com baixos níveis de contaminação não conseguiram se recuperar principalmente pelas condições do ambiente, onde a espécie possuía poucos recursos capazes de sustentar um aumento populacional.

Rilov et al. (2001) também considerou que baixa biomassa alimentar e disponibilidade limitada de presas registradas poderiam reduzir localmente a taxa de crescimento de *S. haemastoma floridana* na costa de Israel. No presente estudo esse também parece ser o que acontece em Praia Formosa e Cofeco onde a população encontrada apresentava poucos organismos, muito em decorrência da ausência de recurso alimentar.

Nas estações onde as populações apresentaram poucos indivíduos, em geral com ausência de juvenis, foi observado que os adultos remanescentes apresentaram comprimentos de concha de tamanho muito superior à média geral para a espécie, considerando todas as populações amostradas na costa cearense. Esse aumento de comprimento pode estar relacionado ao declínio das populações, onde a diminuição de organismos reflete em uma diminuição da competição e amplia a oferta de recursos (HO E LEUNG, 2017). Butler (1985) observou que, em condições de laboratório com abundância de alimentos, indivíduos de *Thais haemastoma floridana* tiveram seu crescimento acelerado e chegaram a medir 55mm de comprimento.

A estação Praia da Barra foi a única estação amostral onde não foi possível realizar a amostragem por ausência de organismos capturáveis. Nesta estação foram observadas diversas conchas vazias de *S. brasiliensis* indicando a presença da espécie em outro momento, sendo esta já encontrada em monitoramentos anteriores (CASTRO, 2005; AZEVEDO, 2011; ABREU, 2013; PEREIRA, 2022).

Para essa estação, localizada em ambiente estuarino, próximo à foz do Rio Ceará três hipóteses podem explicar a ausência de indivíduos no local de amostragem: (1) A utilização recorrente de biocidas contendo organoestânicos aumentou consideravelmente o nível de imposex em fêmeas da espécie e causou interferências no ciclo da vida da mesma, que não conseguiu se renovar no ambiente. Santos e Maia (2023) identificaram que áreas de rios são preferíveis no ato de manutenção de embarcações de pequeno porte, o que reforça a possibilidade desta estação ser um foco de despejo de organoestânicos. (2) As características físicas do ambiente. *S. brasiliensis* possui preferência por ambientes rochosos, abrigando-se em fendas de recifes e beachrocks (RILOV et al., 2001). Essa estação possui pouco espaço favorável para a espécie, com estruturas artificiais (pilares de pontes) sendo o local considerado mais próximo de sua preferência de substrato. Logo, a espécie pode estar habitando esses espaços, concentrando-se em áreas das pilastras na margem oposta ao local de amostragem, onde a captura já não é mais possível.

Para o estudo, a observação da capacidade de reprodução dos organismos ao longo da estação se deu pela visualização de massas de cápsulas. Segundo D'Asaro (1966), a identificação do grau de desenvolvimento dos embriões está relacionada com a coloração. Segundo este autor as cápsulas recentes apresentam uma coloração branca cremosa, que são alteradas para uma tonalidade arroxeadada após algumas semanas de desenvolvimento e cápsulas de coloração púrpura escuro apresentam embriões mortos. Em todas as estações onde cápsulas foram visualizadas, foram encontradas cápsulas em todos os estágios de coloração.

*S. brasiliensis* possui maturação gonadal entre os meses e maio-junho até outubro (EL AYARI et al., 2015) A não observação de massas de cápsulas em todas as estações pode estar relacionada ao momento em que as amostragens foram realizadas, uma vez que aconteceram ao longo de todo o ano de 2023.

O tamanho das cápsulas foi consideravelmente maior em áreas onde os organismos apresentaram maiores comprimentos de concha. Butler (1985) observou que o tamanho da cápsula é determinado pelo tamanho da fêmea. As áreas onde os maiores comprimentos de concha foram observados também foram as áreas com os maiores percentuais de imposex. Axiak et al., (1985) encontrou relações positivas entre o tamanho de *H. trunculus* e os níveis de imposex, com indivíduos sendo maiores quando os níveis são mais altos. Essas relações também parecem se aplicar às populações de *S. brasiliensis* monitoradas.

A contaminação por compostos organoestânicos em fêmeas de gastrópodes pode levar à esterilidade completa seguida de mortalidade dos indivíduos, uma vez que o TBT atua como um inibidor do complexo enzimático Citocromo p-450, provocando desregulação endócrina das espécies afetadas (DEPLEDGE E BILLINGHURST, 1999). Para a espécie no presente estudo, porém, observou-se que, embora afetadas pelo contaminante, as fêmeas não chegaram a desenvolver os estágios mais extremos de imposex que culminariam na incapacidade de reprodução. Essa observação é reforçada pela visualização de cápsulas em duas das estações consideradas críticas (Praia do Meireles e Praia Mansa).

Para explicar a ausência de juvenis nessas áreas mais afetadas, duas hipóteses são consideradas: (1) *S. brasiliensis* possui um ciclo de vida larval relativamente longo, com as larvas habitando a coluna d'água por até duas semanas (BUTLER, 1985). Logo, as larvas produzidas em uma estação são na verdade transportadas seguindo o sentido Leste-Oeste da Corrente Norte do Brasil e assentam em outras áreas, sendo integradas à outras populações. Sendo essas três estações áreas mais isoladas devido à presença de espigões que buscam conter e desviar o fluxo da maré, o aporte larval vindo de áreas à leste da região portuária pode ser comprometido. (2) A contaminação residual pode ser a causa da mortalidade de larvas de *S. brasiliensis* nessas áreas. Alguns efeitos no comportamento de natação (por exemplo, comportamento de natação incomum ou baixa atividade de natação) e movimento irregular dos cílios devido à atrofia do véu palatino em comparação com o controle, bem como remoção das larvas da concha, foram observados mesmo em concentrações mais baixas de TBT e TPT (HORIGUCHI, 1998).

Estes efeitos tóxicos no comportamento, desenvolvimento e crescimento larval podem provocar o fracasso tanto no sucesso alimentar como na evitação dos predadores das larvas, levando a uma maior percentagem de perda da população larval. Assim, estes efeitos tóxicos no comportamento e desenvolvimento larval, bem como a toxicidade letal, podem influenciar negativamente o recrutamento de gastrópodes (HORIGUCHI, 1998). Entretanto, estudos mais aprofundados sobre a dispersão larval e a conectividade genética entre as populações da área são necessários.

Em estudos sobre o desenvolvimento de *Thais haemastoma floridana*, Butler (1985) aspectos do crescimento dessa espécie descreveu que uma idade de maturação entre 8 e meses de idade, com a espécie apresentando comprimentos entre 10 e 18 mm quando monitorada em condições de laboratório. Para *S. brasiliensis*, os resultados encontrados para o cálculo do L50,

indicam um tamanho de maturação variando entre 15,4 e 26,6 mm de acordo com as estações. Em três estações os dados obtidos para L50 não são válidos estatisticamente uma vez que organismos juvenis não foram amostrados (Poço da Draga, Praia do Meireles e Praia Mansa). Com exceção da estação de Pedra Rachada, que apresentou um tamanho de maturação médio de 26,6 mm, todas as demais áreas apresentaram resultados similares para o cálculo deste índice.

Em populações onde foi possível observar abundância de indivíduos em diferentes classes de tamanho, chamam a atenção às condições do meio. Áreas de substrato bem consolidado que permitem abrigos contra exposição ao sol em excesso e abundância de recurso alimentar. *S. brasiliensis* possui preferências alimentares que indicam uma tendência da espécie ao consumo de *C. rhizophorae* (ROCHA-BARREIRA, 2004), sendo essa abundante em todas as estações onde *S. brasiliensis* aparenta estar bem recuperada.

Evans et al. (1996) observou com *N. lapillus* uma relação entre as condições do meio e a recuperação da espécie, ainda que haja uma redução expressiva nos índices de contaminação. Birchenough et al. (2002), observou que a recuperação de *N. lapillus* na costa da Inglaterra sofreu restrições uma vez que a disponibilidade de recurso não indicava ser o suficiente para sustentar o crescimento populacional da espécie. Para o presente estudo, sugere-se que a disponibilidade de alimento seja o fator restritivo no crescimento populacional de *S. brasiliensis* em áreas onde os índices de imposex diminuíram consideravelmente ou zeraram.

## 5.6 CONCLUSÕES

O presente estudo observou populações em diferentes contextos de contaminação por compostos organoestânicos ao longo da costa de Fortaleza e Região Metropolitana, no estado do Ceará, NE do Brasil. Para obtenção de um panorama das estruturas populacionais e observação da capacidade de recuperação da espécie foram observados aspectos ecológicos dessas populações, bem como dos ambientes nos quais elas estiveram inseridas e ecotoxicológicos, a partir do monitoramento biológico dos níveis de contaminação à nível de indivíduo.

As populações de *S. brasiliensis* aparentam estarem recuperadas em áreas onde o histórico de contaminação comprovou redução significativa dos níveis de organoestânicos no ambiente. Tratando-se de um composto que interfere diretamente em etapas do ciclo de vida da espécie, a redução da presença no ambiente marinho é essencial para a saúde desses organismos e, em consequência, dos ecossistemas nas quais estão inseridos.

A presença de populações que indicaram uma tendência ao declínio chama a atenção para a necessidade de reforço na fiscalização do uso de compostos orgânicos à base de estanho, tendo em vista que essa espécie atua como predadora de topo e reguladora de outras espécies, incluindo espécies invasoras. O desaparecimento dessas populações infere um desequilíbrio no sistema ecológico desses ecossistemas e fragiliza-o para a entrada de espécies oportunistas.

Entender o estado dessas populações e obter informações sobre a espécie e a saúde dos ecossistemas onde ocorrem é de suma importância para o desenvolvimento de estratégias de resgate de populações em áreas críticas, como estudos de reintrodução. Essas estratégias, somadas à um reforço na legislação fiscalizadora e incentivo na conscientização de grupos relacionados a esses ambientes (como comunidades tradicionais ligadas à pesca artesanal, comumente afetadas por impactos no ambiente marinho costeiro) corroboram para a preservação de ambientes marinhos costeiros.

## 5.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, F. E. L. Análise espaço-temporal do imposex no gastrópode *Stramonita haemastoma* na área sob influência do Porto do Mucuripe, Fortaleza, Ceará. 2013.
- AZEVEDO, D. B. Imposex em *Stramonita haemastoma* (Mollusca: Gastropoda): reavaliação na zona metropolitana de Fortaleza e indução em condições de laboratório. 2011.
- AXIAK, Victor et al. Imposex in *Hexaplex trunculus* (Gastropoda: Muricidae): first results from biomonitoring of tributyltin contamination in the Mediterranean. *Marine Biology*, v. 121, p. 685-691, 1995.
- FRANÇA, Millena Araujo et al. Imposex and ecological quality status in *Stramonita brasiliensis* (Claremount & Reid, 2011): a temporal (2007 to 2018) and spatial evaluation on the southeastern coast of Brazil. *Journal of Sea Research*, v. 174, p. 102080, 2021.
- BARNTHOUSE, Lawrence W. Quantifying population recovery rates for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, v. 23, n. 2, p. 500-508, 2004.
- BIRCHENOUGH, A. C. et al. Re-colonisation and recovery of populations of dogwhelks *Nucella lapillus* (L.) on shores formerly subject to severe TBT contamination. *Marine Pollution Bulletin*, v. 44, n. 7, p. 652-659, 2002
- BUTLER, P. A. Synoptic review of the literature on the southern oyster drill *Thais haemastoma floridana*. 1985.
- BRAY, Simon et al. The regional recovery of *Nucella lapillus* populations from marine pollution, facilitated by man-made structures. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 92, n. 7, p. 1585-1594, 2012.
- CASTRO, Í. B.; CASCON, H. M.; FERNANDEZ, M. A. S. Imposex em *Thais haemastoma* (Linnaeus, 1767) (Mollusca: Gastropoda) uma indicação da contaminação por organoestânicos na costa do município de Fortaleza–Ceará–Brasil. 2000.
- CASTRO, Italo Braga de. Estudo do imposex em muricídeos do gênero *Stramonita* (Mollusca: Gastropoda) no Nordeste do Brasil. 2005.

D'ASARO, Charles N. The egg capsules, embryogenesis, and early organogenesis of a common oyster predator, *Thais haemastoma floridana* (Gastropoda: Prosobranchia). Bulletin of Marine Science, v. 16, n. 4, p. 884-914, 1966.

DEPLEDGE, M. H.; BILLINGHURST, Z. Ecological significance of endocrine disruption in marine invertebrates. Marine Pollution Bulletin, v. 39, n. 1-12, p. 32-38, 1999.

EL AYARI, Tahani; LAHBIB, Youssef; EL MENIF, Najoua Trigui. Associated fauna and effects of epibiotic barnacles on the relative growth and reproductive indices of *Stramonita haemastoma* (Gastropoda: Muricidae). Scientia Marina, v. 79, n. 2, p. 222-232, 2015.

EL AYARI, Tahani; BIERNE, Nicolas; EL MENIF, Najoua Trigui. Imposex incidence in *Stramonita haemastoma* (Gastropoda: Muricidae) from the Mediterranean and Atlantic coast after Tributyltin global ban. Journal of sea research, v. 134, p. 10-15, 2018.

ERDELEZ, Anita et al. Ecological quality status of the Adriatic coastal waters evaluated by the organotin pollution biomonitoring. Marine pollution bulletin, v. 123, n. 1-2, p. 313-323, 2017.

EVANS, S. M.; EVANS, P. M.; LEKSONO, T. Widespread recovery of dogwhelks, *Nucella lapillus* (L.), from tributyltin contamination in the North Sea and Clyde Sea. Marine Pollution Bulletin, v. 32, n. 3, p. 263-269, 1996.

FERNANDEZ. M.A.; LIMAVERDE, A.; CASTRO, I.B.; TERRA, A.C. & WARGENER, A.L.R. (2002) Occurrence of imposex in *Thais haemastoma*: possible evidence of environmental contamination derived from organotin compounds in Rio de Janeiro and Fortaleza, Brazil. Cadernos de Saúde Pública. 18(2): 463-476.

GIBBS, P.E.; BRYAN, G.W.; PASCOE, P.L. & BURT, G. R. (1987) The use of dogwhelk *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. Journal of the Marine Biological Association. U.K. 67: 507 – 523.

HORIGUCHI, T. et al. Acute toxicity of organotin compounds to the larvae of the rock shell, *Thais clavigera*, the disk abalone, *Haliotis discus discus* and the giant abalone, *Haliotis madaka*. Marine Environmental Research, v. 46, n. 1-5, p. 469-473, 1998.

INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ - IPECE. Perfil Básico Municipal: Fortaleza. Fortaleza, 2017. 18 p. Disponível em: <<https://www.ipece.ce.gov.br/>>. Acesso em: 16 jul. 2024.

LEWONTIN, RC. 1969. The meaning of stability. In Diversity and Stability in Ecological Systems. Brookhaven Symposium Biology 22. BNL-50175. Brookhaven National Laboratory, Upton, NY, USA, pp 13–24.

LIMA, Silvio Felipe B. et al. *Stramonita brasiliensis* (Gastropoda: Muricidae) living as inquiline on the shell of *Pugilina tupiniquim* (Gastropoda: Melongenidae). Bulletin of Marine Science, v. 92, n. 3, p. 371-376, 2016.

MAY, RM. 1973. Stability and Complexity in Model Ecosystems. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA.

MEIRELLES, Carlos Augusto Oliveira de; MATTHEWS-CASCON, Helena. Prey preference and predatory behavior of *Aurantilaria aurantiaca* (Mollusca: Gastropoda: Fascioliariidae). 2016.

PECHENIK, Jan A. Ability of some gastropod egg capsules to protect against low-salinity stress. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 63, n. 3, p. 195-208, 1982.

PEREIRA, J. G. Imposex em *Stramonita brasiliensis* (Claremont & D. Reid, 2011) e análise de aspectos populacionais da espécie na área sob influência do porto do mucuripe (Fortaleza, Ceará) após o banimento mundial do TBT. 2022. (não publicado).

RAMÓN, Montserrat; AMOR, María José. Reproductive cycle of *Bolinus brandaris* and penis and genital duct size variations in a population affected by imposex. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 82, n. 3, p. 435-442, 2002.

RILOV, G.; BENAYAHU, Y.; GASITH, A. Low abundance and skewed population structure of the whelk *Stramonita haemastoma* along the Israeli Mediterranean coast. Marine Ecology Progress Series, v. 218, p. 189-202, 2001.

ROCHA-BARREIRA, C.; SANTANA, I. C. H.; FRANKLIN-JUNIOR, W. Predatory behavior of *Thais haemastoma floridana* (Conrad, 1837) (Mollusca) in laboratory. Thalassas, v. 20, n. 2, p. 55-60, 2004.



RODRIGUES, Juliana Andrade Monteiro; SANTOS, Marcos Roberto dos; MAIA, Rafaela Camargo. Estudo do imposex no gastrópode *Stramonita brasiliensis* (CLAREMONT; DG REID, 2011) nos municípios de Acaraú e Itarema, litoral oeste do Ceará, Brasil. 2020.

SANTOS, M. R. dos; MAIA, R. C.. Imposex in *Stramonita brasiliensis* (Mollusca: Gastropoda) in port terminal of ceará: environmental assessment and perception. 2023.

VIANA, José Lucas Martins et al. First evaluation of imposex in *Stramonita brasiliensis* (Claremont and Reid, 2011)(Caenogastropoda: Muricidae) from Brazil's Legal Amazon. *Journal of Sea Research*, v. 174, p. 102064, 2021.

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

De maneira geral, os resultados obtidos ao longo de todo o estudo inferem um padrão no processo de recuperação de populações de gastrópodes marinhos: (1) Há a necessidade primordial do controle e redução do contaminante no ambiente marinho. Algumas espécies apresentam maior grau de sensibilidade à determinados compostos do que outras e as respostas à nível populacional podem variar seguindo essas características. Entretanto a redução na contaminação é fundamental no processo de reorganização e recuperação da dinâmica de uma espécie afetada. (2) As condições naturais do meio precisam ser favoráveis.

Espécies com populações debilitadas apresentam baixa quantidade de indivíduos que terão uma certa demanda de recurso do meio. Uma das características da recuperação é o aumento no recrutamento de indivíduos o que tende a aumentar a abundância da espécie, exigindo também um aumento na demanda de recurso. Espécies com pouca oferta de alimento em um ecossistema enfrentam dificuldades para manter um grau abundante de indivíduos no meio.

Logo, com base nos resultados obtidos no presente estudo que contemplou informações da literatura a respeito da recuperação de populações de gastrópodes afetados por contaminantes ao redor do mundo e incluiu um estudo de caso com a espécie *Stramonita brasiliensis* ao longo da costa de Fortaleza e Região Metropolitana do Ceará, foi possível atestar que as hipóteses propostas para a realização do estudo estão confirmadas.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALZIEU, Claude; HERAL, Maurice. Ecotoxicological effects of organotin compounds on oyster culture. In: Ecotoxicological Testing for the Marine Environment; G. Persoone & al.(Eds.), Ghent & Inst. Mar. Scient. Res., Belgium, v. 2, p. 187-196, 1984.

BANDARA, K. R. V. et al. Modified, optimized method of determination of Tributyltin (TBT) contamination in coastal water, sediment and biota in Sri Lanka. *Marine Pollution Bulletin*, v. 166, p. 112202, 2021.

BEGON, Mike; TOWNSEND, Colin; HARPER, John. *Ecology: From Individuals to Ecosystems*. 4 ed. 2006.

BEYER, J. et al. The ecotoxicology of marine tributyltin (TBT) hotspots: A review. *Marine Environmental Research*, p. 105689, 2022.

BLABER, S. J. M. The occurrence of a penis-like outgrowth behind the right tentacle in spent females of *Nucella lapillus* (L.). *Journal of Molluscan Studies*, v. 39, n. 2-3, p. 231-233, 1970.

CASTRO, I. B. Estudo do Imposex provocado em *Thais haemastoma* (Linnaeus, 1767)(Mollusca: Gastropoda: Thaididae), por Compostos Orgânicos de Estanho em Áreas Portuárias do Estado do Ceará. Monografia graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal do Ceará, para obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas, 2002.

CASTRO, Ítalo Braga de; BRAGA, Anna Rafaela Cavalcante; ROCHA-BARREIRA, Cristina de Almeida. Altos índices de imposex em *Stramonita rustica* (Mollusca: Gastropoda) em áreas portuárias dos estados de Alagoas e Sergipe, Brasil. 2005.

CASTRO, Í. B.; RODRIGUES-QUEIROZ, L.; ROCHA-BARREIRA, C. A.. Compostos orgânicos de estanho: efeitos sobre a fauna marinha - Uma revisão. 2007.

CLEMENTS, William H. Integrating effects of contaminants across levels of biological organization: an overview. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, v. 7, p. 113-116, 2000.

D'ASARO, C. N. The egg capsules, embryogenesis, and early organogenesis of a common oyster predator, *Thais haemastoma floridana* (Gastropoda: Prosobranchia). *Bulletin of Marine Science*, v. 16, n. 4, p. 884-914, 1966.

FENT, K. Organotins in municipal wastewater and sewage sludge. *Organotin: Environmental fate and effects*, p. 581-600, 1996.

GIACOLETTI, A. et al. Local consumers are the first line to control biological invasions: a case of study with the whelk *Stramonita haemastoma* (Gastropoda: Muricidae). *Hydrobiologia*, v. 772, p. 117-129, 2016.

HALPERN, Benjamin S. et al. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation biology*, v. 21, n. 5, p. 1301-1315, 2007.

HORIGUCHI, T. (Ed.). *Biological effects by organotins*. Springer, 2016.

LAITANO, María V.; NUNEZ, Jesús D.; CLEDÓN, Maximiliano. Shell alterations in the limpet *Bostrycapulus odites*: A bioindicator of harbour pollution and mine residuals. *Ecological indicators*, v. 34, p. 345-351, 2013.

LAVRADO, H. P. Seleção de presas pelo gastrópodo *Thais haemastoma* (L.) na região de Arraial do Cabo, RJ. 1992. Tese de Doutorado. [sn].

LOTZE, Heike K. et al. Recovery of marine animal populations and ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, v. 26, n. 11, p. 595-605, 2011.

MARINHA DO BRASIL. Diretoria de Portos e Costas. Normas da autoridade marítima para a prevenção da poluição ambiental causada por embarcações e plataformas. 2023. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/sites/default/files/atos-normativos/dpc/normam/normam-401.pdf>. Acesso em 16 de abr de 2024.

OEHLMANN, J.; SCHULTE-OEHLMANN, U. Molluscs as bioindicators. In: *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*. Elsevier, 2003. p. 577-635.

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

PALUMBI, Stephen R.; MCLEOD, Karen L.; GRÜNBAUM, Daniel. Ecosystems in action: lessons from marine ecology about recovery, resistance, and reversibility. *BioScience*, v. 58, n. 1, p. 33-42, 2008.

RILOV, G., BENAYAHU, Y. and GASITH, A., 2001. Low abundance and skewed population structure of the whelk *Stramonita haemastoma* along the Israeli Mediterranean coast. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 218: 189-202.

ROCHA-BARREIRA, C.; SANTANA, I. C. H.; FRANKLIN-JUNIOR, W. Predatory behavior of *Thais haemastoma floridana* (Conrad, 1837) (Mollusca) in laboratory. *Thalassas*, v. 20, n. 2, p. 55-60, 2004.

SONAK, Sangeeta et al. Implications of the ban on organotins for protection of global coastal and marine ecology. *Journal of environmental management*, v. 90, p. S96-S108, 2009.

SMITH, BLAKEMAN S. Sexuality in the American mud snail, *Nassarius obsoletus* Say. *Journal of Molluscan Studies*, v. 39, n. 5, p. 377-378, 1971.

STEBBING, A. R. D. Foreword: Organotins—what help from hindsight. *Organotin—environmental fate and effects*. London: Chapman & Hall. p xii–xxv, 1996.

TOMÉ, J. W.; Gil, G.; BERGONCI, P. E. A.; TARASCONI, J. C. *As conchas das nossas praias*. Porto Alegre, RS: Redes Editora, 2010.

WATANABE, J. T.; YOUNG, C. M. Feeding habits and phenotypic changes in proboscis length in the southern oyster drill, *Stramonita haemastoma* (Gastropoda: Muricidae), on Florida sabellariid worm reefs. *Marine Biology*, v. 148, n. 5, p. 1021-1029, 2006.

WILHELMSSON, Dan et al. Marine pollution. *Managing ocean environments in a changing climate: Sustainability and economic perspectives*, p. 127-169, 2013.