



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR - LABOMAR**  
**CURSO DE OCEANOGRAFIA**

**FIAMMA EUGÊNIA LEMOS ABREU**

**ANALISE ESPAÇO-TEMPORAL DO IMPOSEX NO MOLUSCO GASTRÓPODE**  
***Stramonita haemastoma* NA ÁREA SOB INFLUÊNCIA DO PORTO DO MUCURIBE,**  
**FORTALEZA, CEARÁ**

**FORTALEZA**

**2013**

FIAMMA EUGÊNIA LEMOS ABREU

ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DO IMPOSEX NO GASTRÓPODE *Stramonita  
haemastoma* NA ÁREA SOB INFLUÊNCIA DO PORTO DO MUCURIBE, FORTALEZA,  
CEARÁ

Monografia apresentada ao Curso de graduação em Oceanografia do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR) da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do Título de Bacharel em Oceanografia.

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

Co-orientador: Msc. Carlos Augusto Oliveira de Meireles

FORTALEZA

2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Rui Simões de Menezes

---

A145a Abreu, Fiamma Eugênia Lemos.

Análise espaço-temporal do imposex no molusco gastrópode *Stramonita haemastoma* na área sob influência do porto do Mucuripe, Fortaleza, Ceará. / Fiamma Eugênia Lemos Abreu – 2013.  
48 f. : il. color., enc. ; 30 cm.

Monografia (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Curso de Oceanografia, Fortaleza, 2013.

Orientação: Profa. Dra. Cristina de Almeida Rocha-Barreira.

Co-Orientação: Prof. Msc. Carlos Augusto Oliveira Meireles

1. Imposex. 2. Tributilestanho. 3. *Stramonita haemastoma*. I. Título.

FIAMMA EUGÊNIA LEMOS ABREU

ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DO IMPOSEX NO GASTRÓPODE *Stramonita*  
*haemastoma* NA ÁREA SOB INFLUÊNCIA DO PORTO DO MUCURIBE, FORTALEZA,  
CEARÁ

Monografia apresentada ao Curso de graduação em Oceanografia do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR) da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do Título de Bacharel em Oceanografia.

Aprovada em \_\_/\_\_/\_\_\_\_\_.

BANCA EXAMINADORA

---

Msc. Carlos Augusto Oliveira de Meireles (Co-orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dra. Helena Matthews-Cascon  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Msc. Liana Rodrigues Queiroz  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Aos meus pais, Felipe e Auxiliadora.

## AGRADECIMENTOS

A Deus por ser a força constante em mim, pela sabedoria, discernimento e por todas as pessoas que ele colocou na minha vida;

À professora Cristina Almeida Rocha-Barreira, por acreditar e confiar em mim, obrigada pelos quatro anos de orientação, seus ensinamentos irão me guiar por todo meu caminho;

Ao Ítalo Braga de Castro, que tanto me incentivou e me ajudou a construir meu trabalho, muito obrigada por todos os esclarecimentos e apoio nos momentos mais complicados;

Ao Carlos Augusto de Oliveira Meireles, obrigada pela disposição em coletar e analisar meus bichinhos até tarde da noite, obrigada pelas ideias geradas entre as nossas conversas;

Às professoras, Sandra Tédde e Kamila Vieira pela ajuda na redação científica e na estatística do meu trabalho

Ao Gleidson Gastão pelo apoio e ajuda na confecção de mapas e nos embarques que realizei;

Aos companheiros de laboratório, coleta e aventuras, Ismália Dias, Magalline Girão, Allan Santos, Jadson Pinto, Lucas Antunes, Liana Queiroz, Aline Ferreira, Wilson Franklin e Cristiane Xerez obrigada pelos risos e incentivos;

Às minhas irmãs caçadeiras, Maria Cibele e Raquel Almeida, por todos os momentos de alegrias, risadas e desabafos, vou sempre guardar nossa amizade;

Às minhas companheiras desde o terceiro ano do ensino médio, Crislane Barbosa e Jéssika Tavares pelas noites de filmes e conversas, por me apoiarem e não me abandonarem em nenhum momento;

À minha amiga-irmã, Ariadny Menezes, que nunca me deixou abalar pelos meus obstáculos, me acompanhou e esteve sempre comigo quando mais precisava, obrigada por acreditar em mim e no meu sonho;

Aos meus pais, Felipe Jorge e Maria Auxiliadora, por todo amor, dedicação, educação e confiança, obrigada por aguentarem meus estresses e medos e principalmente por deixarem seguir meu sonho de torna-se oceanógrafa;

Ao projeto de Impacto da utilização de tintas anti-incrustantes nos principais terminais portuários brasileiros (AIBRASIL) pela concessão de dados para construção deste trabalho.

“Dai-me Senhor, a perseverança das ondas do mar, que fazem de cada recuo um ponto de partida para um novo avanço.”  
(Cecília Meireles)

## RESUMO

Compostos organoestânicos como o Tributilestanho (TBT) e o Trifenilestanho (TPT), foram usados amplamente em tintas anti-incrustantes para navios e outras embarcações a fim de evitar o crescimento de algas, cracas e outros organismos que se fixam nos cascos das embarcações. Contudo, esses compostos podem bioacumular em moluscos gastrópodes e ocasionar o fenômeno imposex que se caracteriza pelo surgimento de estruturas masculinas como pênis e vaso deferente nas fêmeas. Devido à elevada toxicidade dos compostos organoestânicos, em 2003, começou o processo de banimento internacional desses compostos e, em setembro de 2008, seu uso em tintas anti-incrustantes foi definitivamente proibido. A fim de verificar a ocorrência de variação temporal e espacial nos níveis de imposex após o banimento mundial, foram analisados indivíduos da espécie *Stramonita haemastoma* provenientes de 13 pontos da área sob influência do porto do Mucuripe, nos anos de 2004/2005, 2010/2011 e 2013. A quantificação do imposex foi feita através dos índices RPLI (*relative penis length index*), VDSI (*vas deferent sequence index*) e FPL (*female penis length*). Foram encontrados oito pontos com níveis reduzidos atendendo a proibição mundial de TBT em tintas anti-incrustantes. No entanto, observou-se também três pontos com maiores contaminações em 2013, provavelmente, devido às dragagens ou às novas entradas de contaminantes. Dentre eles está a praia de Sabiaguaba que mostra o aumento espacial de imposex no litoral de Fortaleza. Assim, é vista a necessidade do contínuo monitoramento da área sob influência do porto Mucuripe para observar mudanças temporais e espaciais do imposex, bem como verificar a eficácia da proibição mundial do uso de compostos organoestânicos em tintas anti-incrustantes.

Palavras-chaves: Tributilestanho (TBT). Monitoramento do imposex.

## ABSTRACT

Organotin compounds such as Tributyltin (TBT) and Triphenyltin (TPT), have been widely used as antifouling paints in ships and other vessels to avoid the growth of algae, barnacles and other organisms that fix in the hulls of ships. However, these compounds can bioaccumulate to in gastropod molluscs and cause imposex phenomenon which is characterized by the appearance of male structures as penis and vas deferens in females. Due to the high toxicity of organotin compounds, in 2003, began the process of international ban these compounds and, in September 2008, its use in antifouling paints was definitely forbidden. In order to verify the occurrence of temporal and spatial variation in levels of imposex after the global ban, individuals of the species *Stramonita haemastoma* were analyzed in 13 points from the area under the influence of the harbor of Fortaleza, in the years 2004/2005, 2010/2011 and 2013. Quantification was performed using the imposex indices RPLI (*relative penis length index*), VDSI (*vas deferent sequence index*) and FPL (*female penis length*). Eight points were found with reduced levels supporting the worldwide ban of TBT in antifouling paints. However, there are also three points with higher contamination in 2013, probably due to dredging or the new input of contaminants. Among them is the beach Sabiaguaba showing increased spatial imposex in coastal of Fortaleza. Thus, is need the continuous monitoring of the area under the influence of the harbor Mucuripe for to observe temporal and spatial changes of imposex and verify the effectiveness of the worldwide ban on the use of organotin compounds as anti-fouling paints.

Keywords: Tributyltin (TBT), monitoring of imposex, spacio-temporal

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Espécimes de <i>Stramonita haemastoma</i> .....	15
Figura 2: Imagem aérea do Terminal Portuário do Mucuripe.....	19
Figura 3 - Mapa de localização dos pontos de coleta em 2013 .....	22
Figura 4 - Etapas iniciais dos procedimentos laboratoriais .....	23
Figura 5 - Partes moles da <i>Stramonita haemastoma</i> evidenciando o receptáculo seminal e as gônadas .....	24
Figura 6 - Incidência de imposex em <i>Stramonita haemastoma</i> encontrados na coleta de 2013 no litoral de Fortaleza .....	27
Figura 7 - Gráfico comparativo da porcentagem de imposex em <i>Stramonita haemastoma</i> , entre os pontos, nos anos 2004, 2010 e 2013 .....	29
Figura 8 - Gráfico de comparação dos tamanhos de conchas de <i>Stramonita haemastoma</i> , entre os pontos, nos anos 2004, 2010 e 2013. ....	30
Figura 9 - Gráfico de correlação significativa entre concha e pênis de machos e fêmeas de <i>Stramonita haemastoma</i> coletada nos anos 2004/2005, 2010/2011 e 2013.. ....	31
Figura 10 - Gráfico de comparação entre os anos 2004, 2010 e 2013 do <i>Vas Deferent Sequence Index</i> (VDSI) em <i>Stramonita haemastoma</i> no litoral de Fortaleza entre os anos 2004, 2010 e 2013. ....	32
Figura 11 - Gráfico de comparação entre os de anos 2004, 2010 e 2013 do <i>Relative Penis Length Index</i> (RPLI) em <i>Stramonita haemastoma</i> no litoral de Fortaleza entre os anos 2004, 2010 e 2013. ....	33
Figura 12 - Comparações dos resultados dos índices VDSI e RPLI em <i>Stramonita haemastoma</i> encontrados nos anos de 2004/2005, 2010/2011 e 2013 dispostos no mapa do litoral de Fortaleza.....	36

## LISTA DE TABELA

Tabela 1 - Pontos amostrados na região metropolitana de Fortaleza com o respectivo número (N) amostral.....	21
Tabela 2 - Escala de VDSI feita por Fernandez <i>et al</i> , (2002) mas adaptada de Gibbs <i>et al</i> . (1987) para a espécie <i>Stramonita haemastoma</i> . ....	25
Tabela 3 - Resultados dos índices FPL, RPLI normatizados e do VDSI encontrados na coleta de <i>Stramonita haemastoma</i> no litoral de Fortaleza em 2013.....	28
Tabela 4 - Comparação dos índices RPLI e VDSI em <i>Stramonita haemastoma</i> no litoral de Fortaleza entre os anos 2004/2005, 2010/2011 e 2013.....	34

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	13
2 OBJETIVOS: .....	18
2.1 Objetivo geral .....	18
2.2 Objetivos específicos .....	18
3 MATERIAIS E MÉTODO .....	19
3.1 Área de estudo: .....	19
3.2 Procedimentos Laboratoriais .....	23
3.2.1 <i>Manejo dos animais</i> .....	23
3.2.2 <i>Análise do Imposex</i> .....	23
3.3 Análise Estatística .....	25
4. RESULTADOS .....	27
5. DISCUSSÃO .....	37
6. CONCLUSÃO .....	42
REFERÊNCIAS .....	43

## 1 INTRODUÇÃO

Compostos organoestânicos são caracterizados pela presença de uma ou mais ligações estanho-carbono. Geralmente são de origem antropogênica, exceto os metilestânicos que são produzidos por biometilação (FENT 1996; GODOI; FAVORET; SANTIAGO-SILVA, 2003).

A utilização de compostos orgânicos de estanho (COE) é feita principalmente na estabilização do policloreto de polivinila (PVC), catalisação de silicones, fungicidas e pesticidas (FENT, 1996). A partir da década de 1950, foi observada a eficácia desses compostos como biocidas no combate às algas, cracas, moluscos, fungos e ácaros e como agentes anti-incrustantes para a indústria naval (ALMEIDA; DIAMANTINO; DE SOUSA, 2007; DAFFORN; LEWIS; JOHNSTON, 2011).

As tintas anti-incrustantes evitam a fixação de organismos em cascos de navios e em estruturas *off-shore* como dutos e gaiolas de aquicultura. Nas embarcações, elas evitam a introdução de espécies exóticas ou gastos extras com a manutenção de navio, pois as espécies incrustadas provocam um maior atrito com a água, forçam os motores e aumentam o consumo de combustível (ABBOUTT *et al.* 2000; YEBRA; KIIL; DAM-JOHASEN, 2004).

A composição química das tintas anti-incrustantes foi aperfeiçoada ao longo dos anos. As chamadas tintas anti-incrustantes de primeira geração usavam apenas óxidos de zinco ou cobre como biocidas dos organismos (ALMEIDA *et al.* 2007). A segunda geração dessas tintas utilizavam compostos organoestânicos (por exemplo, o tributilestanho) ligados quimicamente à matriz da tinta (OMAE, 2003). E as tintas de terceira geração, comercializadas a partir da década de 1980, são produzidas com biocidas de vários grupos químicos, como o diuron (composto orgânico não metálico) e o óxido cuproso (composto metálico) (YEBRA, 2004).

As tintas anti-incrustantes à base de Tributilestanho (TBT) eram, até pouco tempo, as mais usadas no mundo (FENT, 1996; CHOI, 2009). Até a década de 1990, estimava-se que 70% dos navios comerciais eram protegidos por tintas à base de TBT, pois estas apresentavam maior eficiência e maior durabilidade em cascos de navios (EVANS; BIRCHENOUGH; BRANCATO, 2000; ALMEIDA; DIAMANTINO; DE SOUSA, 2004). Até 2003, a produção mundial de TBT chegava a 35.000 toneladas por ano (GODOI, 2003).

O princípio ativo das tintas anti-incrustantes é constituído por compostos como o Tributilestanho (TBT) ou o Trifenilestanho (TPT), que possuem grande atividade biológica. A toxicidade destes compostos está relacionada com o número de ligações carbono-estanho presentes no composto, sendo mais tóxicos aqueles com três dessas ligações. No ambiente marinho, o TBT e TPT sofrem degradações de natureza física, química e biológica, o que afeta suas concentrações na coluna d'água e no sedimento (QUEIROZ, 2007).

Após a liberação, a partir de estruturas com tintas anti-incrustantes, o TBT é rapidamente adsorvido ao material particulado que precipita durante o processo de sedimentação. Esse composto possui alta persistência em ambientes anóxicos e pode ficar acumulado por vários anos (FENT, 2004; UNGER; MACINTYRE; HUGGETT, 1998). No entanto, quando liberados para a coluna d'água (por exemplo, em procedimentos de dragagem e pesca de arrasto), esses compostos orgânicos tornam-se biodisponíveis para os organismos (FENT, 2004).

Os biocidas, como TBT e TPT, quando lançados na água, são lentamente degradados pelo ambiente e podem sofrer biomagnificação na cadeia trófica (COELHO; BEBIANNO; LANGSTON, 2002). Eles também podem provocar efeitos toxicológicos em espécies não alvo, ou seja, afetar aquelas espécies que não pertencem à comunidade incrustante (DAVIES; MYCKIE, 1987).

São conhecidos os efeitos de compostos orgânicos, como TBT, em diversos organismos marinhos. A divisão celular de algas e a reprodução de fitoplâncton e zooplâncton são prejudicadas por esse contaminante (GRACELI *et al.*, 2013). Golfinhos podem ser usados como sentinelas de contaminação por compostos orgânicoestânicos, pois as concentrações de estanho no ambiente são refletidas nas células hepáticas desses organismos (DORNELES *et al.* 2008).

O consumo de crustáceos, peixes e ostras contaminados podem trazer riscos à saúde humana, pois esses organismos podem conter níveis de tóxicos de compostos organoestânicos que podem ser transferidos na cadeia trófica (CAO *et al.*, 2009; GRACELI *et al.*, 2013).

Os efeitos da contaminação por TBT ou TPT sobre gastrópodes marinhos é bem discutido na literatura (GIBBS; BRYAN, 1986; HORIGUCHI *et al.*, 1997; CASTRO *et al.*, 2007a; CASTRO *et al.*, 2012a). A alteração apresentada por esses animais é conhecida como imposex o qual é caracterizado como a superimposição de características masculinas tais como pênis e vaso deferente em fêmeas (SMITH, 1971).

O mecanismo de ação do TBT para induzir o imposex não foi esclarecido por completo, contudo há hipóteses de mecanismos que podem ser capazes de induzir esse efeito (SOUSA *et al.*, 2010). Primeiro, Fèral e LeGall, (1983) mostraram que o fator morfogenético do pênis (FMP), um hormônio neuro peptídeo, é responsável pela diferenciação masculina em moluscos. Depois, Oberdorster e McClellan-Green (2000; 2002) observaram que o TBT tem um sítio de ligação com os glânglios que liberam o FMP e que, por sua vez, permite o crescimento inicial de órgãos sexuais acessórios como pênis e vaso deferente.

No mesmo período, surgiam os estudos sobre a aromatase P450. Sponner *et al* (1991) propuseram que o aumento de níveis de testosterona em fêmeas imposexadas seria devido ao TBT que inibe o citocromo P450, assim não haveria conversão do hormônio androgênico (testosterona) em estradiol (hormônio sexual feminino).

Nishikawa *et al.* (2004) sugeriram que o TBT pode imitar o ligante natural do receptor retinóide X (RXR) causando o desenvolvimento significativo de imposex em fêmeas de gastrópodes. Esta hipótese tem sido evidenciada por vários autores (CASTRO, 2007B; SOUSA *et al.* 2010; HORIGUCHI, 2010). Contudo, ainda faltam dados experimentais para testarem as hipóteses e elucidar o mecanismo de ação do TBT (NISHIKAWA *et al.* 2004).

De qualquer modo, sabe-se que o TBT afeta a capacidade reprodutiva das fêmeas. A esterilidade, o declínio populacional e redução na taxa de fecundidade de gastrópodes foram relacionados com os níveis altos de contaminação desse composto (OEHLMAN, 1996; AVERBUJ e PENCHASZADEH, 2010).

Em diversas regiões do mundo, organismos da família Muricidae têm sido usados como bons bioindicadores de contaminação por TBT, pois são sensíveis ao desenvolvimento do imposex (AXIAK *et al.*, 1995; BLACKMORE, 2000; SANTOS *et al.*, 2002; ABIDLI; LAHBIB; EL MENIF, 2011). No Brasil, diversos estudos (CASTRO *et al.* 2000; QUEIROZ, 2007; CASTRO 2004; CASTRO *et al.* 2007a; LIMAVERDE *et al.* 2007; CASTRO 2012a) utilizaram a *Stramonita haemastoma* (Figura 1) como ferramenta de biomonitoramento devido à características como: distribuição e abundância por toda costa brasileira, alta sensibilidade ao TBT e resposta rápida ao imposex (CASTRO, 2012a).

Figura 1 - Espécimes de *Stramonita haemastoma*



Fonte: o autor, 2013

Diante dos efeitos toxicológicos dos compostos orgânicos como TBT e TPT, entre as décadas de 1980 e 1990, surgiram as primeiras intervenções para o controle desses produtos nas tintas anti-incrustantes das embarcações (WAITE *et al.* 1991; ALZIEU, 2000).

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 Anti-incrustante da IMO propôs o banimento mundial desse composto em tintas anti-incrustantes (SONAK *et al.* 2009).

Em 2003, a IMO iniciou o banimento de TBT com a proibição de pinturas novas nas embarcações. E apenas em 2008, entrou em vigor decretos para o banimento total desse composto que incluía também a remoção de pinturas antigas de embarcações que continham tintas anti-incrustantes à base de TBT (SONAK *et al.* 2009)

Essa convenção ganhou força com a ratificação do documento feita por diversos países que concordaram em proibir a entrada, em seus portos, de embarcação que contenham tal composto em seus cascos (IMO, 2008). Assim, a proibição mundial do

uso de compostos organoestânicos em tintas anti-incrustantes entrou em vigor somente em setembro de 2008.

No Brasil, foram criadas legislações que atendessem as exigências da IMO, visto a necessidade de prevenir efeitos danosos ao meio ambiente marinho e à saúde humana. Em 2005, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) atualizou a resolução 357 e incluiu níveis máximos permitidos de tributilestano (TBT) em águas doces, salobras e salinas (CONAMA, 2005). Em 2012 a resolução 454 foi atualizada também e regulamentou o TBT em sedimentos de materiais dragados (CONAMA, 2012).

Em 2007, uma Normativa de Autoridade Marítima (NORMAN) banuiu a utilização de sistemas anti-incrustantes à base de compostos orgânicos de estanho em navios de grande porte e determinou medidas de aplicação e fiscalização em portos brasileiros (NORMAN, 2007).

Após o banimento mundial do TBT em tintas anti-incrustantes em cascos de navios, algumas áreas mostraram a recuperação de população de moluscos (SOUSA *et al.*, 2009; CHOI *et al.*, 2013). No entanto, ainda existem regiões sob influências de portos ou marinas que apresentam altos níveis de TBT e imposex (KIM *et al.*, 2011; CASTRO 2012b).

A costa sul americana tem-se mostrado amplamente afetada por compostos orgânicos de estanho (CASTRO; PERINA; FILLMAN, 2012). Por isso, são necessários estudos de monitoramento que mostre o estado do imposex e análises de tendência temporal e espacial que mostre se a proibição do uso do TBT foi efetiva nessa região.

## **2 OBJETIVOS:**

### **2.1 Objetivo geral**

Observar a tendência temporal e espacial do imposex em *Stramonita haemastoma* (*Mollusca: Gastropoda*) na área sob influência do Porto do Mucuripe após cinco anos do banimento mundial de compostos organoestânicos em tintas anti-incrustantes.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Determinar os níveis de imposex em *Stramonita haemastoma* na área sob influência do Porto do Mucuripe
- Comparar os níveis de imposex em *Stramonita haemastoma* nos anos de 2004/2005 (antes do banimento), 2010/2011 e 2013 (depois do banimento) na área sob influência do Porto do Mucuripe.

### 3 MATERIAIS E MÉTODO

#### 3.1 Área de estudo

O porto do Mucuripe está localizado no litoral de Fortaleza, Ceará. (Figura 2). Foi construído em 1933 e abrange atualmente uma área de 27 ha e possui, aproximadamente, 1050 m de cais acostável com cinco berços de atracação. As bacias são protegidas das ondulações por um mole de 1.900 m de extensão. Além da influência comercial na região Norte/Nordeste do Brasil, o porto possui localização privilegiada pela proximidade com mercados americanos e europeus (CIA DOCAS DO CEARÁ, 2013).

Figura 2: Imagem área do Terminal Portuário do Mucuripe



Foto: Gentil Barreira Fonte: Cia Docas do Ceará, 2013

Em outubro de 2010, iniciou-se uma obra de dragagem para aumentar a bacia de evolução do porto, passando a profundidade do calado, de 10,5 para 14 m, e para o alargamento do canal de acesso, de 150 para 160 m. Essas mudanças no porto possibilitam o recebimento dos navios de grande porte aumentando a capacidade operacional em 30%. No ano de 2012, já sob estas novas condições, o porto do Mucuripe movimentou aproximadamente quatro milhões de toneladas de mercadorias importadas e exportadas (CIA DOCAS DO CEARÁ, 2013).

A costa do Ceará sofre influência do ramo noroeste da corrente norte do Brasil que corre paralela a costa e seria co-responsável pelas correntes litorâneas em direção noroeste., contudo a corrente longitudinal ocorre no sentido Leste-Oeste, sendo derivada principalmente da ação de ventos alísios e da incidência de ondas na linha de costa (MORAIS *et al.* 2009).

Estas ondas, por sua vez, possuem fortes componentes de leste com direções nos quadrante leste-nordeste e leste-sudeste. Durante o ano, a predominância é ondas do tipo *sea*, porém entre os meses de dezembro e abril, ocorre frequentemente ondas do tipo *swell* devido à turbulências no Atlântico Norte (MORAIS *et al.* 2009).

Um estudo prévio entre os meses de outubro e fevereiro de 2004 e 2005 realizou um levantamento completo do estado do imponsex nas áreas sob influência de terminais portuários em toda a costa do nordeste brasileiro (CASTRO 2007a). Durante os meses de novembro e fevereiro de 2010 e 2011, Azevedo (2011) reavaliou o litoral de Fortaleza.

Assim, no presente estudo foram utilizados os pontos amostrais baseados nos trabalhos citados acima, tendo sido acrescentado um ponto a mais na malha amostral, o que totalizou 13 pontos de coleta na área sob influência do terminal portuário do Mucuripe (tabela 1).

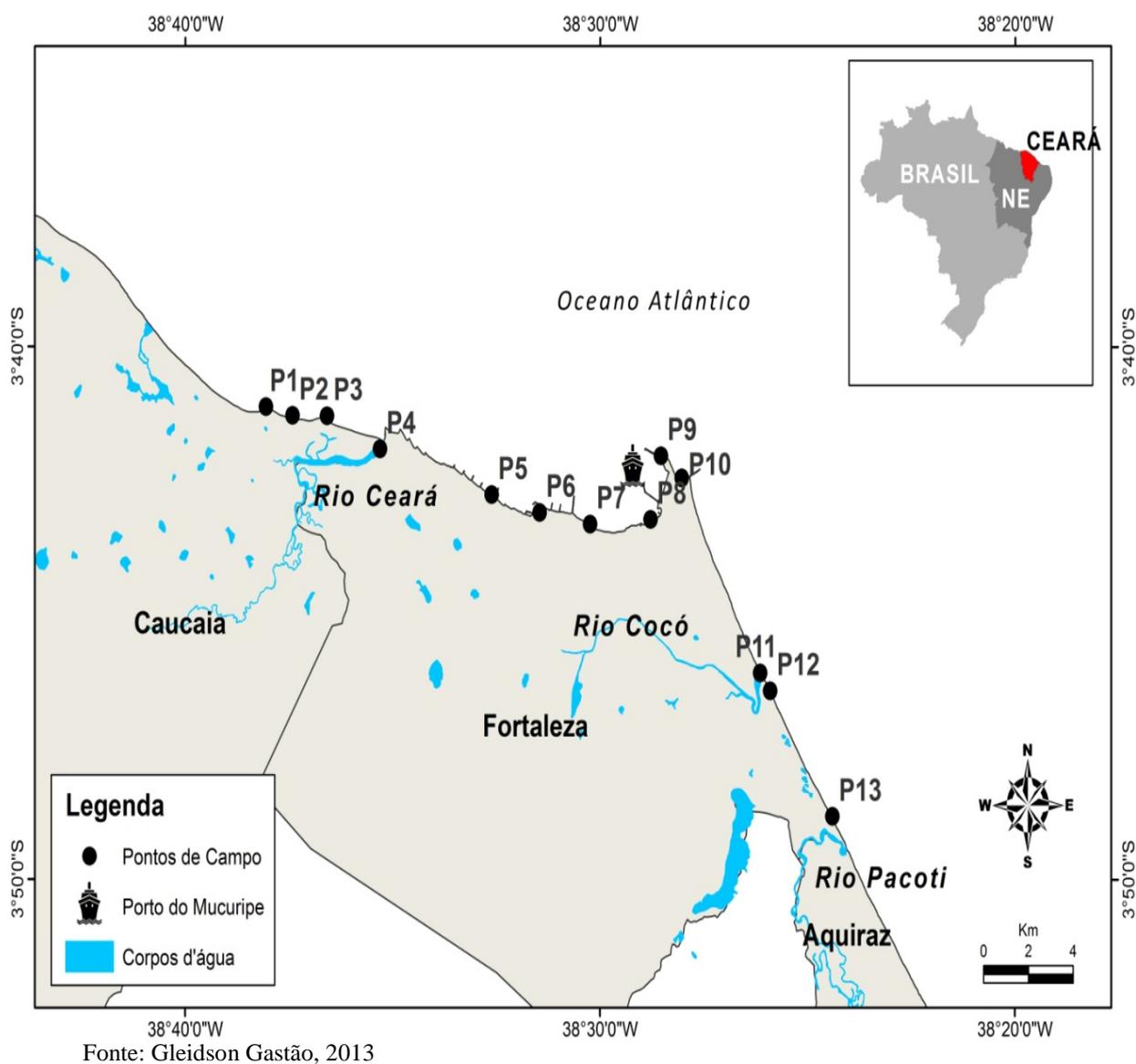
Tabela 1- Pontos amostrados na região metropolitana de Fortaleza com o respectivo número (N) amostral

Estação	Local	Longitude	Latitude	N amostral
P1	Praia do Pacheco	38°37' 45'' W	03°41' 09'' S	30
P2	Praia de Iparana	38°37' 03'' W	03°41' 13'' S	30
P3	Praia de Dois Coqueiros	38°36' 45'' W	03°41' 21'' S	30
P4	Praia da Barra	38°35' 15'' W	03°41' 54'' S	30
P5	Praia Formosa	38°32' 40'' W	03°42' 53'' S	30
P6	Poço da Draga	38°31' 02'' W	03°43' 06'' S	30
P7	Praia do Ideal	38°30' 07'' W	03°35' 56'' S	30
P8	Praia do Meireles*	38°28'30'' W	03°28'29'' S	29
P9	Praia Mansa*	38°28' 34'' W	03°42' 12'' S	20
P10	Praia do Titã	38° 28' 02'' W	03°42' 28'' S	30
P11	Caça e Pesca	38° 26' 18'' W	03°45' 54'' S	30
P12	Sabiaguaba	38° 25' 54'' W	03°46' 27'' S	30
P13	Cofeco	38°25'54.97" W	3°46'29.74" S	30

\*Pontos de amostragem mais próximos do porto do Mucuripe

Tal como nos estudos anteriores, a escolha dos pontos de amostragem foi de acordo com a presença de ambientes consolidados (recifes de arenito), moluscos muricídeos do gênero *Stramonita* e com as correntes costeiras predominantes na região (Figura 3).

Figura 3 - Mapa de localização dos pontos de coleta em 2013



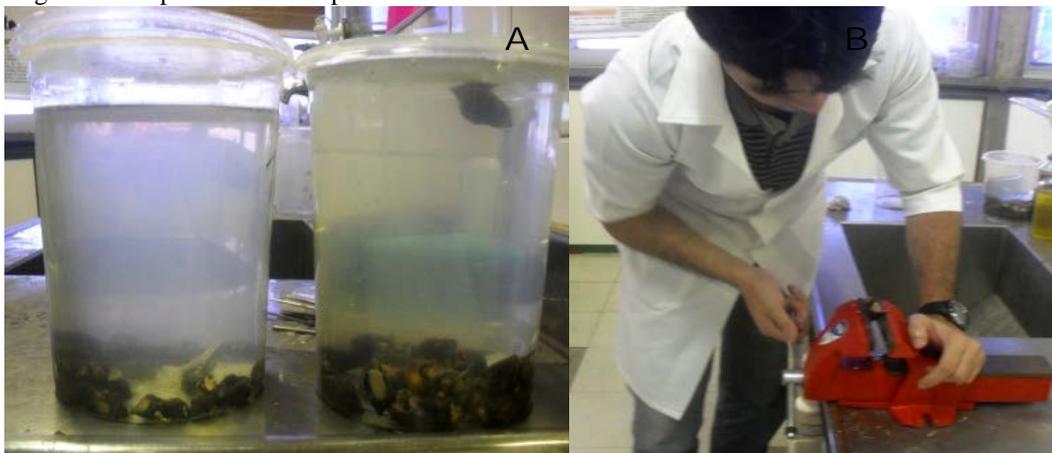
Entre os meses de março e abril de 2013 foram coletados manualmente 30 espécimes, sempre que possível, de *Stramonita haemastoma* em cada ponto amostral. Em seguida, os animais eram transportados para o Laboratório de Zoobentos no Instituto de Ciências do Mar – Labomar.

## 3.2 Procedimentos Laboratoriais

### 3.2.1 Manejo dos animais

Após a coleta, os organismos foram anestesiados por imersão em uma solução de  $MgCl_2$  (3,5%), por duas horas, para relaxamento do corpo. Posteriormente, mediu-se o comprimento de cada indivíduo (da ponta da espira até a extremidade do canal sifonal) com um paquímetro de precisão 0,05mm. A concha foi retirada, em seguida, com auxílio de um torno de bancada (figura 4).

Figura 4 - Etapas iniciais dos procedimentos laboratoriais



a) organismos sendo anestesiados em solução  $MgCl_2$  (3,5%), b) retirada da concha com a utilização de um torno de banca.

Fonte : o autor, 2013

### 3.2.2 Análise do *Imposex*

A diferenciação sexual foi feita através da observação da glândula armazenadora de esperma (receptáculo seminal) e da glândula da cápsula que estão presentes nas fêmeas. A coloração das gônadas dos animais também foi utilizada para a diferenciação (figura 5). Os comprimentos dos pênis em machos e em fêmeas (quando presente) foram medidos com papel milimetrado com auxílio de um microscópio estereoscópico. Consideraram-se fêmeas imposexadas quando estas apresentavam o pênis ou uma papila (assume-se a papila como pênis de 0,1mm).

Figura 5 - Partes moles da *Stramonita haemastoma* evidenciando o receptáculo seminal e as gônadas



Legenda – RS: receptáculo seminal; GN: gônada  
 Fonte: Adaptado de Azevedo (2010).

Os níveis de imposex foram obtidos a partir do uso de escalas de *Relative Penis Length Index* (RPLI), *Vas Deferent Sequence Index* (VDSI) e o *Female Penis Length Index* (FPL).

O RPLI (equação 1) foi desenvolvido por GIBBS *et al.* (1987) e adaptado por TAN (1997) e consiste na relação entre as medidas dos comprimentos médios dos pênis dos machos e das fêmeas afetadas; é mais usado em ambientes de menor contaminação. O FPL (equação 2) foi proposto por Stroben, Oehlmann e Fioroni (1992) para mensurar o tamanho médio dos pênis de fêmeas imposexadas.

Esses índices podem ser influenciados pelo tamanho das conchas dos organismos (GALANTE-OLIVEIRA, 2010a). Por isso, a avaliação do imposex neste trabalho foi feita com os índices normatizados. A influência da medida da concha é verificada através da correlação entre conchas e pênis de machos e fêmeas e da variação das conchas nos anos de 2004/2005, 2010/2011 e 2013.

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

$$FPL = \frac{\text{comprimento dos pênis das fêmeas}}{\text{Tamanho das conchas das fêmeas}} \quad (2)$$

O VDSI, inicialmente proposto por GIBBS *et al.* (1987) para a espécie *Nucella lapillus*, é uma escala composta por seis estágios que mostra a sequência de desenvolvimento de imposex baseado na formação do pênis e vaso deferente de cada fêmea. Contudo, essa escala foi adaptada para diversas espécies, pois em alguns casos, o início do imposex se dava pelo surgimento do pênis e não pelo vaso deferente.

Fernandez *et al* (2002) propuseram uma adaptação da escala de VDSI (tabela 2) para *Stramonita haemastoma* fundamentada no tamanho do pênis e quando possível na observação do desenvolvimento do vaso deferente devido ao fato da difícil visualização do vaso deferente dessa espécie.

Tabela 2 - Escala de VDSI feita por Fernandez *et al*, (2002) mas adaptada de Gibbs *et al.* (1987) para a espécie *Stramonita haemastoma*.

ESTAGIO	CARACTERISTICAS OBSERVADAS
0	Fêmea normal
I	Início de formação do pênis (geralmente uma pequena papila) Início de formação do vaso deferente
II	Pênis formado com tamanho inferior a 2mm
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

Fonte: o autor, 2013

### 3.3 Análise Estatística

A normalidade e a homogeneidade dos dados foram verificadas usando o teste de Kolmogorov-Sminov e de Levene, respectivamente. Os resultados dos testes mostraram que os dados eram homogêneos e não apresentaram a distribuição normal. Assim, foram feitos testes não paramétricos.

Em cada ponto, foi feito o teste de Kruskal Wallis para saber se havia ou não diferença significativa nos tamanhos das conchas entre as campanhas de 2004/2005, 2010/2011 e 2013. Para observar a correlação das conchas e dos pênis, em cada ponto, foi realizada uma regressão linear. E quando mostrado a variação no tamanho das

conchas e a correlação das mesmas com o tamanho do pênis faz-se necessário a normatização dos índices (RPLI e FPL).

O índice VDSI foi analisado com o teste de Kruskal Wallis para observar a redução entre as campanhas de 2004/2005, 2010/2011 e 2013.

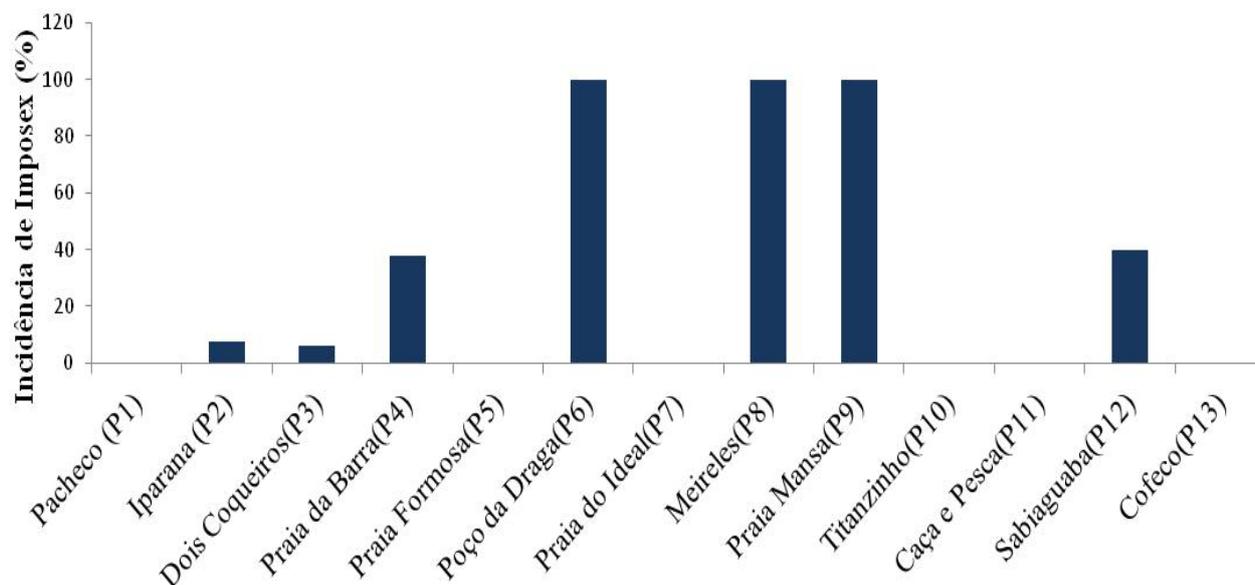
Toda a estatística foi feita no software SPSS 17.0 com nível de significância de 0,05.

#### 4. RESULTADOS

Foram analisados 379 exemplares de *Stramonita haemastoma* provenientes dos 13 pontos da área sob influência do porto do Mucuripe , sendo 49,34% machos e 50,66% fêmeas (tabela 3).

Foi verificada a existência de 100% de fêmeas imposexadas em três destes pontos, e não foi evidenciado imposex em seis destes pontos (Figura 6).

Figura 6 - Incidência de imposex em *Stramonita haemastoma* encontrados na coleta de 2013 no litoral de Fortaleza



Fonte: o autor, 2013

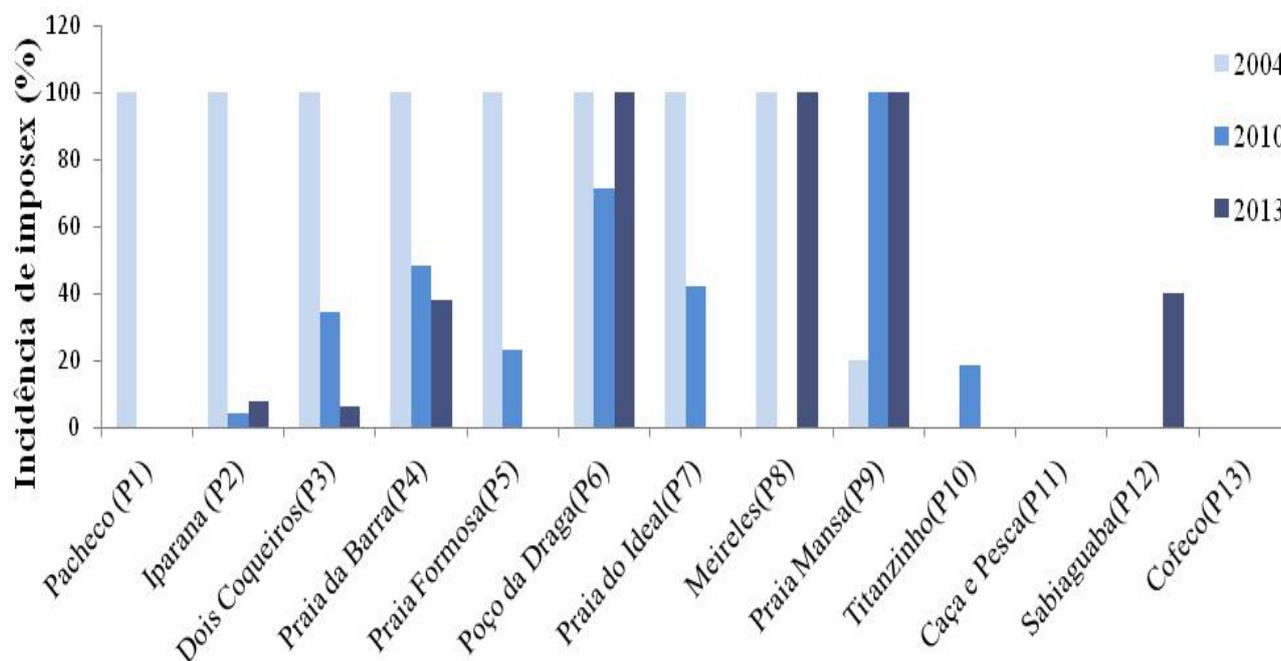
Tabela 3 - Resultados dos índices FPL, RPLI normatizados e do VDSI encontrados na coleta de *Stramonita haemastoma* no litoral de Fortaleza em 2013.

	<b>Machos / Fêmeas</b>	<b>% imposex</b>	<b>FPL normatizado (média ± desvio padrão)</b>	<b>RPLI normatizado (média)</b>	<b>VDSI (média ± desvio padrão) intervalos</b>
<b>Pacheco (P1)</b>	11/19	0	0	0	0 ± 0
<b>Iparana (P2)</b>	17/13	7,6	0,00032 ± 0,0011	0,068	0,07 ± 0,28 I
<b>Dois Coqueiros (P3)</b>	14/16	6,25	0,00019 ± 0,00078	0,054	0,062 ± 0,25 I
<b>Praia da Barra (P4)</b>	17/13	38,40	0,042 ± 0,67	9,62	0,69 ± 0,96 I-II
<b>Praia Formosa (P5)</b>	12/18	0	0 ± 0	0	0 ± 0
<b>Poço da draga (P6)</b>	15/15	100	1,93 ± 0,028	19,33	1,93 ± 0,25 I-II
<b>Praia do Ideal (P7)</b>	18/12	0	0 ± 0	0	0 ± 0
<b>Praia do Meireles (P8)</b>	18/11	100	0,025 ± 0,11	67,82	3,73 ± 0,90 II-III-IV-V
<b>Praia mansa (P9)</b>	10/10	100	0,065 ± 0,027	12,18	2 ± 0,47 I-II
<b>Titanzinho (P10)</b>	10/20	0	0 ± 0	0	0 ± 0
<b>Caça e Pesca (P11)</b>	17/13	0	0 ± 0	0	0 ± 0
<b>Sabiaguaba (P12)</b>	10/20	40	0,033 ± 0,10	5,68	0,55 ± 0,82 I
<b>Cofeco (P13)</b>	18/12	0	0 ± 0	0	0 ± 0

Fonte: o autor, 2013

Comparando os dados obtidos neste estudo com aqueles encontrados por Castro (2007) e Azevedo (2011), houve diminuição da incidência de imposex em dois pontos (P2 e P3) e um aumento na praia da Sabiaguaba (de 0 para 40%), além de uma elevação leve na praia de Iparana (de 4,34 para 7,6%) (Figura 7).

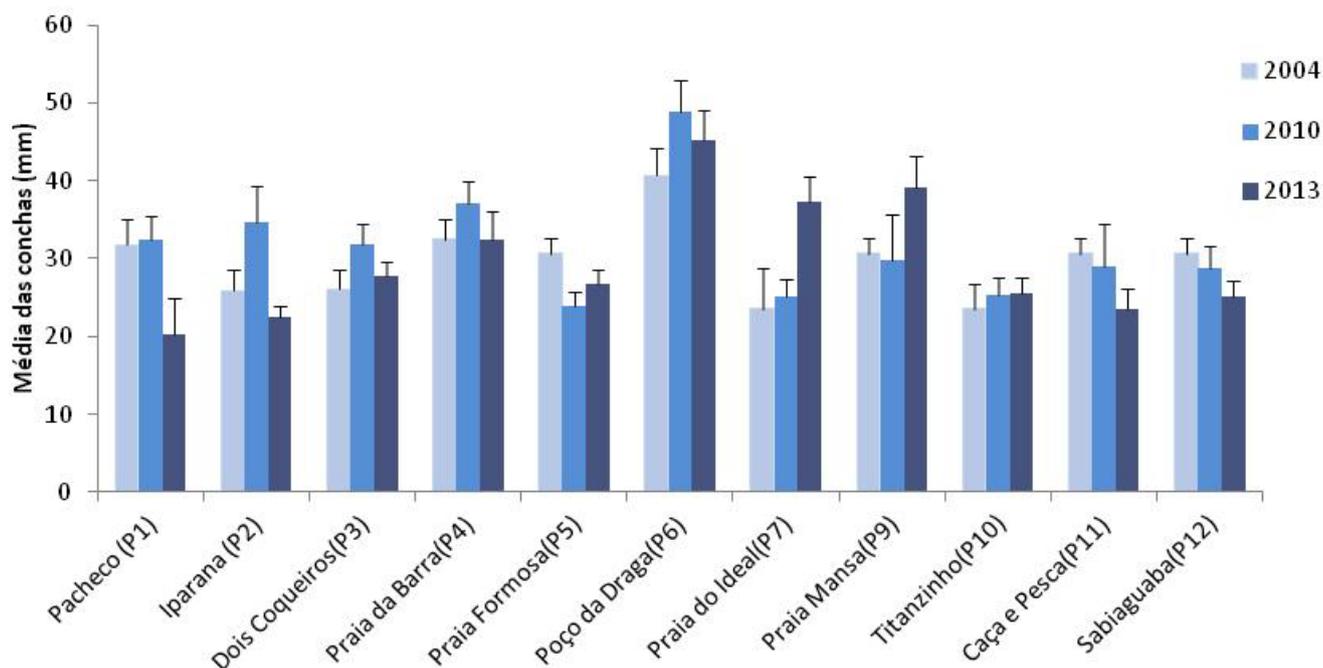
Figura 7 - Gráfico comparativo da porcentagem de imposex em *Stramonita haemastoma*, entre os pontos, nos anos 2004, 2010 e 2013



Fonte: Adaptado de Azevedo (2010)

Os índices RPLI, FPL foram normatizados devido à diferença significativa ( $p < 0,05$ ) do tamanho das conchas em todos os pontos amostrados. As conchas apresentaram variações no tamanho da concha quando comparados com os tamanhos de conchas encontrados em 2004/2005, 2010/2011 e 2013. Exceto os pontos P6, P7, P8 e P9, todos os pontos mostraram-se medidas menores em 2013 (Figura 8).

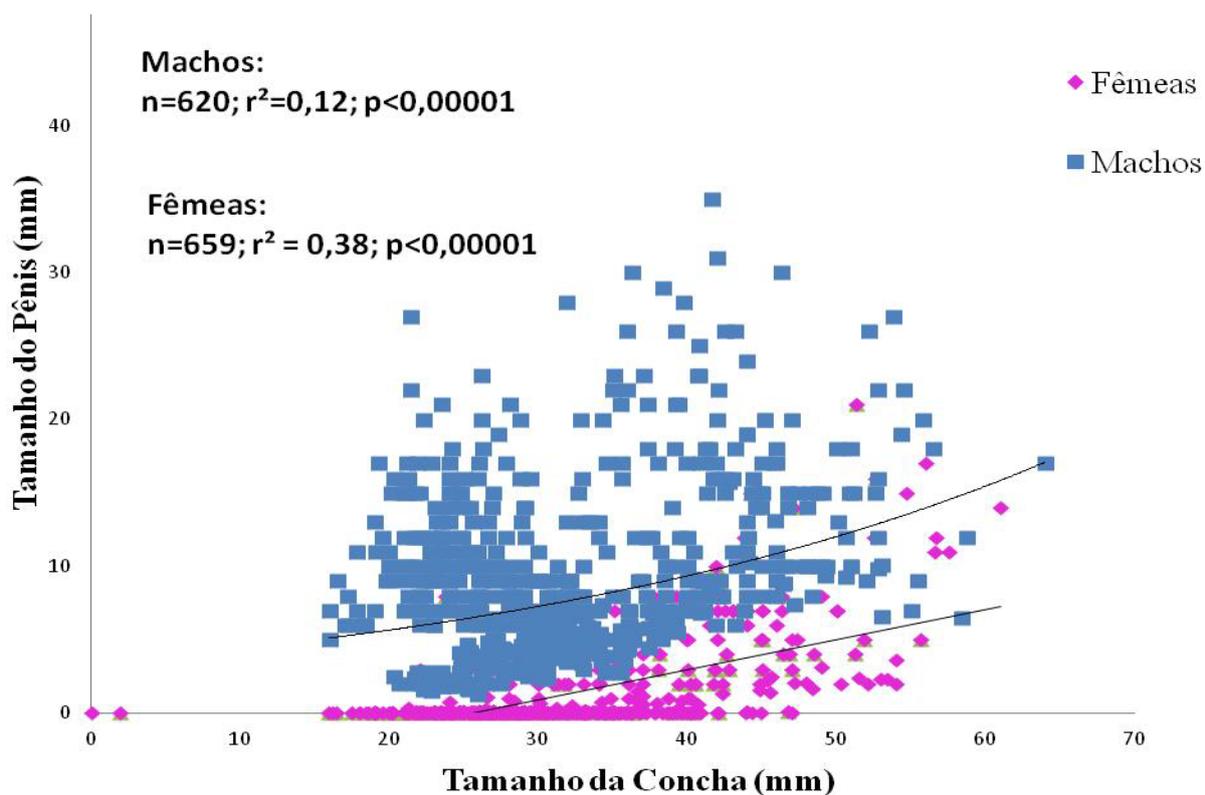
Figura 8 - Gráfico de comparação dos tamanhos de conchas de *Stramonita haemastoma*, entre os pontos, nos anos 2004, 2010 e 2013.



Fonte: o autor, 2013.

Considerando os três anos de observação, foram utilizadas medidas de 620 indivíduos machos e 659 fêmeas para a correlação entre os tamanhos de conchas e pênis de machos e fêmeas imposexadas (Figura 9). Apesar da baixa correlação devido à influência da contaminação do TBT em machos e fêmeas que pode subestimar os dados, a regressão linear foi significativa ( $p < 0,05$ ) e mostrou que o tamanho do pênis é afetado pelo tamanho da concha do organismo.

Figura 9 - Gráfico de correlação significativa entre concha e pênis de machos e fêmeas de *Stramonita haemastoma* coletada nos anos 2004/2005, 2010/2011 e 2013..



Fonte: o autor, 2013

Foram comparados 11 pontos coincidentes entre os anos 2004/2005, 2010/2011 e 2013 estudados (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P9, P10, P11 e P12). Desta comparação, verificou-se que no P8 (praia do Meireles) não foram encontrados espécimes de *Stramonita haemastoma* somente na amostragem de 2010/2011.

Em 2004/2005, este ponto apresentou os maiores índices (VDSI, RPLI). Na presente amostragem, observou-se um aumento no RPLI (de 47,64 para 67,83) e uma diminuição de VDSI (de 4,2 para 3,73). A ausência de *Stramonita haemastoma* na amostragem de 2010/2011 pode ter ocorrido em função de uma redução na abundância populacional na área, tornando-se mais difícil a sua captura considerando o esforço amostral utilizado. A captura em 2013 pode ser atribuída tanto a uma provável recuperação da população, através da recolonização da área, ou devido ao maior esforço amostral empregado.

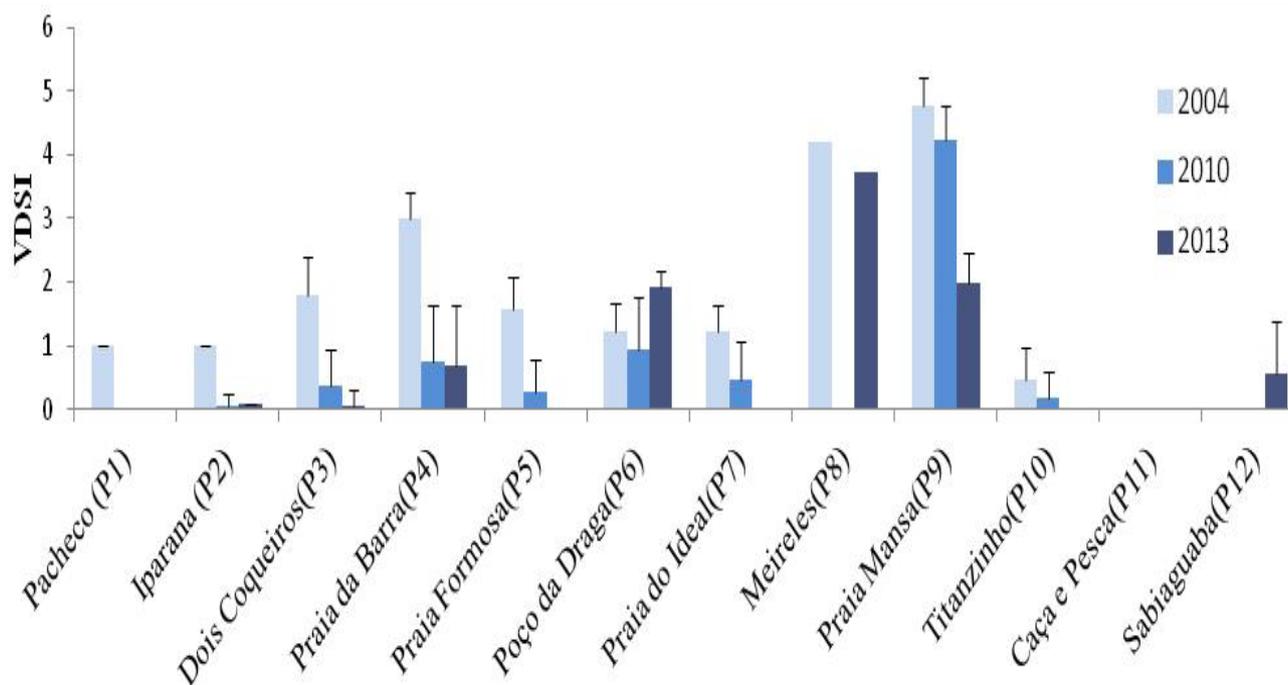
Castro *et al.* (2007a) não utilizaram o índice FPL, assim a comparação desse índice foi feita apenas com a campanha de 2010. Foram encontrados valores baixos (menor que 0,1) para o FPL normalizado de todos os pontos, exceto em P6. A praia do Meireles (P8) mostrou 0,25 para este índice.

Os índices de imposex VDSI e RPLI apresentaram redução em sete pontos quando comparados entre os anos 2004/2005, 2010/2011 e 2013 (figura 10 e 11, respectivamente).

Poço da draga (P6) e Sabiaguaba (P12) tiveram os dois índices mais elevados em 2013 do que nos anos anteriores, enquanto a praia da Barra (P4) teve apenas o RPLI de 2013 maior que aquele encontrado em 2010 (tabela 4).

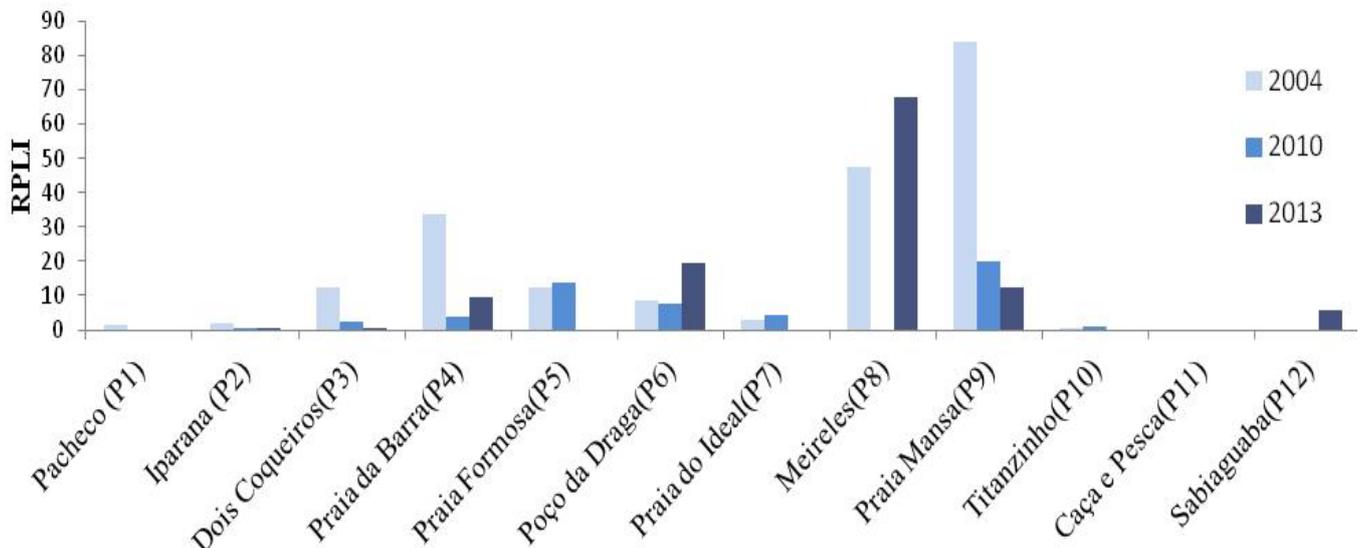
O teste de Kruskal-Wallis mostrou diferença significativa para ambos os índices em todos os pontos, exceto no Caça e pesca (P11) que não apresentou indícios de imposex em nenhum dos anos estudados.

Figura 10 - Gráfico de comparação entre os anos 2004, 2010 e 2013 do *Vas Deferent Sequence Index* (VDSI) em *Stramonita haemastoma* no litoral de Fortaleza entre os anos 2004, 2010 e 2013.



Fonte: o autor, 2013

Figura 11 - Gráfico de comparação entre os de anos 2004, 2010 e 2013 do *Relative Penis Length Index* (RPLI) em *Stramonita haemastoma* no litoral de Fortaleza entre os anos 2004, 2010 e 2013.



Fonte: o autor, 2013

Tabela 4 - Comparação dos índices RPLI e VDSI em *Stramonita haemastoma* no litoral de Fortaleza entre os anos 2004/2005, 2010/2011 e 2013.

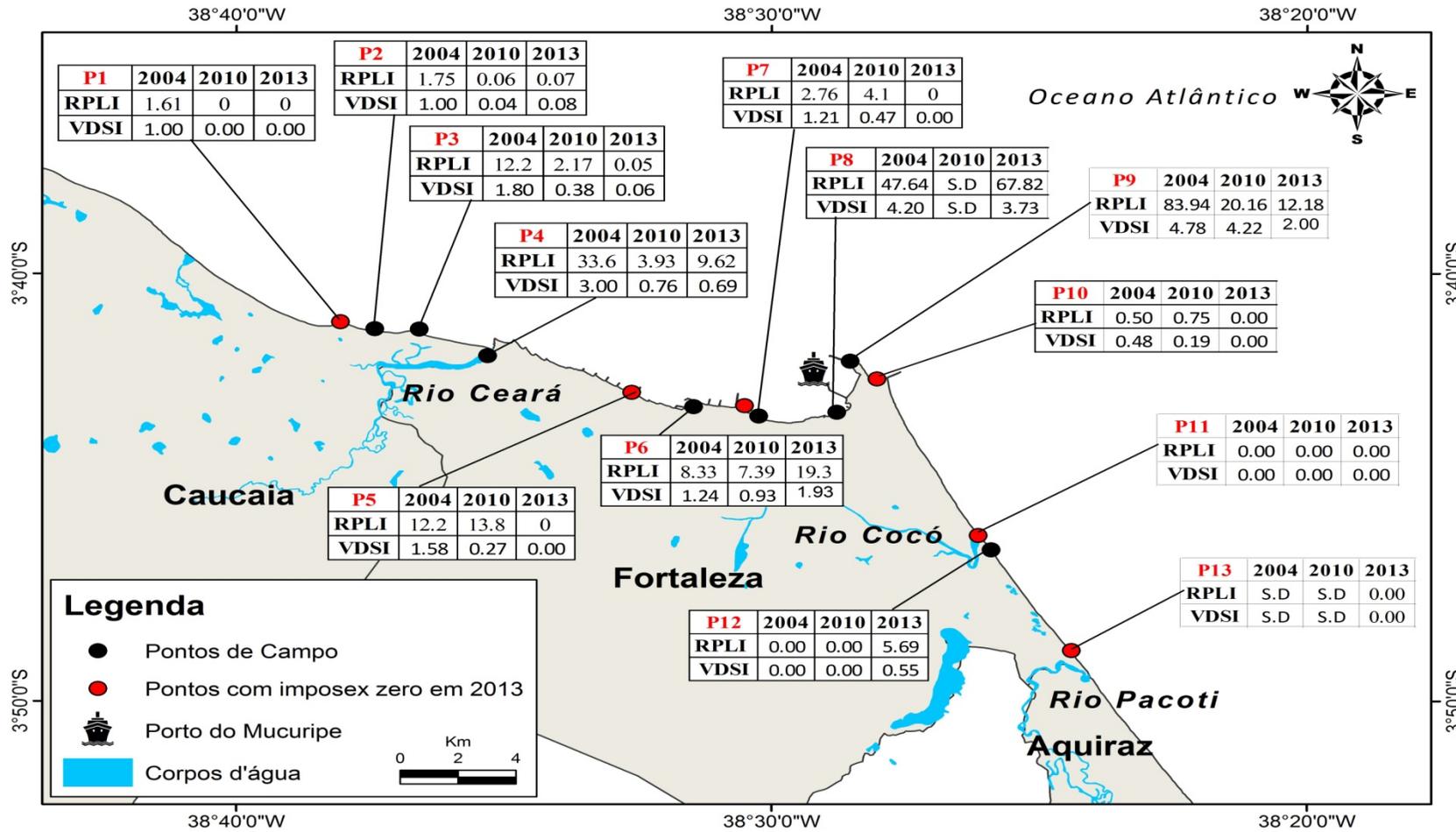
	RPLI normatizado (média)			VDSI (média ± desvio padrão)		
	2004/2005	2010/2005	2013	2004/2005	2010/2011	2013
<b>Pacheco (P1)</b>	1,61	0	0	1 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
<b>Iparana (P2)</b>	1,75	0,06	0,068	0 ± 0	0,04 ± 0,21	0,07 ± 0,28
<b>Dois Coqueiros (P3)</b>	12,16	2,17	0,054	1,8 ± 0,61	0,38 ± 0,56	0,062 ± 0,25
<b>Praia da Barra (P4)</b>	33,59	3,93	9,62	3 ± 0,42	0,75 ± 0,87	0,69 ± 0,96
<b>Praia Formosa (P5)</b>	12,19	13,8	0	1,57 ± 0,50	0,26 ± 0,52	0 ± 0
<b>Poço da draga (P6)</b>	8,33	7,39	19,33	1,23 ± 0,43	0,92 ± 0,82	1,93 ± 0,25
<b>Praia do Ideal (P7)</b>	2,76	4,10	0	1,21 ± 0,42	0,47 ± 0,61	0 ± 0
<b>Praia mansa (P9)</b>	83,94	20,16	67,82	4,77 ± 0,43	4,22 ± 0,54	2 ± 0,47
<b>Titanzinho (P10)</b>	0,50	0,75	12,18	0,48 ± 0,50	0,18 ± 0,39	0 ± 0
<b>Caça e Pesca (P11)</b>	0	0	0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
<b>Sabiaguaba (P12)</b>	0	0	0	0 ± 0	0 ± 0	0,55 ± 0,82

Fonte: o autor, 2013

Comparando os índices entre as três amostragens, é possível encontrar um único ponto que tenha reduzido o VDSI e aumentado o RPLI ao longo dos anos. Esse fato ocorre devido à normatização dos índices, pois o RPLI considera medidas dos pênis de machos e fêmeas enquanto o VDSI trabalha apenas com os dados das fêmeas.

No trabalho de Azevedo (2010), as praias de Iparana e do Titanzinho foram consideradas os limites leste e oeste, respectivamente, para a ocorrência de imposex por influência da contaminação a partir do Porto do Mucuripe. Neste trabalho, o limite leste de ocorrência do imposex na praia de Iparana foi mantido, no entanto, o limite oeste passou a ser a praia de Sabiaguaba que apresentou níveis baixos de imposex em 40% das fêmeas imposexadas (figura 12).

Figura 12 - Comparações dos resultados dos índices VDSI e RPLI em *Stramonita haemastoma* encontrados nos anos de 2004/2005, 2010/2011 e 2013 dispostos no mapa do litoral de Fortaleza



Fonte: Gleidson Gastão, 2013

## 5. DISCUSSÃO

Monitoramentos de imposex que visam analisar o comportamento temporal e espacial desse fenômeno devem considerar alguns fatores que podem interferir na interpretação dos resultados, principalmente quanto aos índices que podem determinar o imposex (RPLI, RPSI e VDSI).

Vasconcelos *et al.* (2011) relataram que as medidas dos pênis dos organismos não tem alta precisão, pois além desse músculo ser passível de contrações, as medidas podem ser influenciadas por fatores como a anestesia e a preservação química nos animais.

Contudo, os principais cuidados devem ser com o período de maturação e reprodução da população. Variações sazonais do tamanho dos pênis foram vistas para populações de *Nucella lapillus* (GALANTE-OLIVEIRA, 2010b), *Thais clavigera* (ZHENGYAN, 2005) e *Bolinus brandaris* (VASCONCELOS, 2011). Este último trabalho mostra que a variação (sazonal) do tamanho dos pênis dos machos está ligada intrinsecamente com os mecanismos de reprodução, contudo as fêmeas apresentam variações aleatórias do tamanho do pênis, pois estes estão ligadas à poluição por TBT e não por desenvolvimento sexual dos organismos.

Assim, os índices RPSI e RPLI podem ser subestimados (aumento do tamanho dos pênis dos machos) quando feitos antes do período de reprodução ou superestimados (redução do tamanho dos pênis dos machos) se forem calculados fora do período reprodutivo. Desse modo, Vasconcelos *et al.* (2011) recomendaram que comparações espaciais e temporais devem ser feitas entre populações que estejam na mesma fase reprodutiva e junto de índices mais robustos e confiáveis como VDSI que indica diretamente a capacidade reprodutiva das fêmeas.

Sabe-se que apesar do RPLI poder equilibrar as medidas de cada amostra e ser menos afetado que o VDSI e o FPL por variações individuais (STROBEN; OEHLMANN; FIORONI, 1992); diferenças significativas dos tamanhos das conchas podem introduzir viés em análises de tendências temporais (GALANTE-OLIVEIRA, 2010a).

Analisando os fatores citados acima, neste trabalho, utilizaram-se os índices considerados mais confiáveis: porcentagem de fêmeas imposexadas, RPLI, VDSI e FPL.

Todas as coletas foram realizadas no período chuvoso, em meses próximos; e considerando que no estado do Ceará não há grandes variações sazonais, estima-se a semelhança sazonal dos dados expostos neste trabalho. A influência do tamanho das conchas foi minimizada através da normatização dos dados.

Ainda com a análise cautelosa dos dados, os resultados mostraram reduções e aumentos significativos ( $p < 0,05$ ) de imposex na área sob influência do porto do Mucuripe, Fortaleza, Ceará. Entre os 11 pontos comparados entre 2004/2005, 2010/2011 e 2013, sete deles reduziram os níveis nos três índices (RPLI, VDSI e FPL). Poço da draga (P6) e Sabiaguaba (P12) aumentaram em todos os índices e a praia da Barra (P4) só teve um leve aumento no RPSI.

A redução dos níveis de imposex na maioria dos pontos mostrou que a proibição do uso de Tribultilestanho (TBT) em tintas anti-incrustantes de embarcações pode ser efetiva em reduzir os níveis de imposex nas regiões afetadas anteriormente por esse fenômeno.

Seis pontos (P1, P5, P7, P9, P11 e P13) apresentaram níveis zero de imposex e dentre eles, os pontos da Praia do Ideal (P7) e Praia do Titã (P9) estão próximos ao porto do Mucuripe. Estes dois pontos situam-se entre dois píeres e estão do lado oeste e leste do porto, respectivamente. Assim, só recebem influência de navios grandes que navegam em mar aberto e de embarcações de passeios, indicando assim a redução da contaminação em grandes portos. Estudos no Brasil (CASTRO; ROSSATO; FILLMANN, 2012) e em Portugal (RATO *et al.* 2009) também verificaram a eficiência das legislações de tintas anti-incrustantes nos seus principais terminais portuários.

Atualmente, na Praia Mansa (P9) está ocorrendo a construção do terminal de Passageiros do porto do Mucuripe e apesar de haver remobilização dos sedimentos devido às obras, os níveis de imposex reduziram; possivelmente pelos baixos níveis de TBT no porto, assim como foi encontrado por Carvalho *et al.* (2009) e Ruiz *et al.* (2008) em outros terminais portuários do mundo.

Valores baixos de RPLI e VDSI foram encontrados para os pontos extremos do lado oeste, Iparana (P2) e Dois Coqueiros (P3) que apresentaram apenas uma fêmea imposexada com papila ( $VDSI < 0,1$ ). Esses dados colaboram com Minchin *et al.* (1997) e Castro, Queiroz e Rocha-Barreira (2007) que mostram redução dos níveis de imposex nos pontos mais distantes da fonte de contaminação.

Azevedo (2010) encontrou redução em todos os pontos amostrados neste período, contudo os dados de 2013 mostraram aumentos nos índices VDSI, RPLI e FPL

(comparando com dados de Castro, 2007) no Poço da Draga (P6), na praia do Meireles (P8) e na Sabiaguaba (P12). Nesses pontos houve também a redução do tamanho da concha, ou seja, neste caso, a redução do nível do imposex não foi influenciada pelo tamanho das conchas dos organismos.

Toste *et al.* (2011) e Sousa *et al.* (2009) sugerem que áreas portuárias como o ponto P8, podem sofrer elevações no níveis de contaminação devido à entradas recentes de TBT que podem ser causados por: lançamentos de biocidas através dos cascos de navios pintados antes de 2008, águas contaminadas de estaleiros, uso ilegal de TBT em algumas embarcações, remobilização dos sedimentos ou outras fontes de compostos organoestânicos como pesticidas e desinfetantes industriais.

Castro, Rossato e Fillmann (2012) ressaltam também que apesar da proibição do uso do TBT em embarcações, o Brasil não possui legislações para produção e venda do TBT, o que favorece o contínuo uso desse contaminante nas formulações próprias de cada estaleiro tanto no referido país como em outros lugares da América latina (CASTRO; FILLMANN, 2012).

No ponto Poço da draga (P6) encontra-se a Indústria Naval do Ceará (INACE) que funciona como estaleiro, construindo e reparando embarcações de todo o Brasil. A constante lixiviação de água contaminada e dragagens recentes que remobilizam os contaminantes, podem ser os responsáveis pelo aumento da contaminação por TBT neste ponto.

Kotrikla (2009) aponta os portos e estaleiros como as principais fontes de TBT depois da proibição mundial deste contaminante em embarcações. Guomundsodóttir *et al.* (2011) e Galante-Oliveira (2010a) também mostraram em seus estudos que os maiores níveis de imposex estavam em portos e marinas que possuem atividades de estaleiros (construção e reparação).

O ponto da praia do Meireles (P8) mostrou aumento nos índices de imposex quando comparados com as campanhas de 2004/2005. Contudo, a ausência de indivíduos relatada por Azevedo (2010) pode ter sido ocasionado também por uma alta contaminação de compostos organoestânicos, assim como aconteceu com as populações de *Halotis madaka* (HORIGUCHI *et al.*, 2000) e *Acanthina monodon* (OSÓRIO; HUAQUÍN, 2003).

Este ponto está sob influência direta do porto do Mucuripe e o cais pesqueiro de Fortaleza. Visto a exposição acima, a recente dragagem do porto (ressuspensão dos sedimentos), realizada entre 2010/2011, e as embarcações de pequeno porte ancoradas

(contínuo uso de TBT como biocida anti-incrustante) no ponto P8 são as possíveis fontes de contaminação da área sob influência do porto.

A meia-vida de TBT (tempo para que metade do composto desapareça do ambiente) nos organismos e na água pode levar até dois anos, mas nos sedimentos esse tempo pode chegar, aproximadamente, a 17 anos (CHOI, 2010). Assim, a recuperação dessas áreas contaminadas, ou seja, a redução dos níveis de TBT pode ocorrer lentamente devido à baixa velocidade de degradação do TBT que estaria ligado às entradas recentes ou à remobilização dos sedimentos (SANTOS, 2002).

A fim de verificar essas possibilidades foram feitas coletas de sedimentos na área do porto do Mucuripe que serão discutidas em trabalhos futuros.

Nas campanhas de 2004/2005 e 2010/2011, a praia de Sabiaguaba (P12) não mostrava indícios de imposex. Contudo, em 2013, este ponto estava com índices expressivos desse fenômeno. A incidência de imposex foi de 40% das fêmeas com VDSI médio de 0,55 e RPLI de 5,68.

Esses dados mostram o aumento espacial de ocorrência de imposex na região portuária do Mucuripe. Azevedo (2010) delimita a praia do Titã (P10) como limite leste de imposex, contudo neste estudo, o limite referido é a praia de Sabiaguaba. Amostragens de sedimentos também foram feitas para analisar a presença de TBT nessa área; discussões serão realizadas em trabalhos futuros.

Organismos da praia da Cofeco (P13) foram coletados para verificar se os níveis de contaminação por TBT continuava ao longo do litoral leste do Ceará, contudo não foram registrados nenhum indicio desse fenômeno neste ponto citado.

Sabe-se que o rio Cocó recebe os efluentes de toda região metropolitana de Fortaleza e que possui capacidade de reter sedimentos e contaminantes em suas margens (FREITAS, 2013). Assim, analisando a área de estudo, sugerem-se algumas hipóteses para explicação do surgimento de contaminação da praia da Sabiaguaba (P12) pelo rio Cocó:

1. lançamento anômalo de pesticida e outros compostos agrotóxicos (que contém TPT em sua formulação) em alguma lavoura da região metropolitana que lança seus efluentes no rio Cocó, baseado em Meng; Lin e Liu (2009);
2. a construção da ponte da Sabiaguaba (2002 a 2010) envolveu algum composto organoestânico para evitar organismos incrustantes nas pilastras ou fez um despejo inadequado para o material de construção e sedimentos do local, baseado em Hoch (2001);

3. enfraquecimento das correntes no sentido leste-oeste que permitiu avanço da pluma do rio Cocó levando consigo os contaminantes e podendo deixá-los aprisionados no recife de arenito localizado em sua foz, baseado em Silva *et al.*, (2009).

Portanto, além de novos estudos que testem as hipóteses sugeridas acima, é necessário o acompanhamento dos níveis de imposex e a observação de mudanças que podem ocorrer desse fenômeno ao longo do tempo e do espaço tanto no P12 como nos demais pontos do litoral de Fortaleza.

É vista a necessidade do monitoramento contínuo na área sob influência do porto do Mucuripe para observar variações temporais e espaciais de compostos organoestânicos, tais como tribultilestanho (TBT) e trifenilestanho (TPT), bem como verificar a eficácia da proibição mundial do uso desses contaminantes declarada pela *International Maritime Organization* (IMO) em 2008.

## 6. CONCLUSÃO:

- Comparado com estudos anteriores, houve redução dos níveis de imposex em *Stramonita haemastoma* na maioria dos pontos que estão sob influência do porto do Mucuripe;
- O aumento da contaminação, após cinco anos de banimento mundial do uso de TBT em tintas anti-incrustantes, em pontos na área analisada, provavelmente está relacionado às recentes atividades de dragagens ou, ainda, a presença de embarcações menores, em marinas e estaleiros próximos;
- Houve um aumento espacial da ocorrência do imposex na costa de Fortaleza nos últimos três anos.

## REFERÊNCIAS

- ABBOTT, A. *et al.* Cost–benefit analysis of the use of TBT: the case for a treatment approach. **Science of the total environment**, v. 258, n. 1, p. 5-19, 2000.
- ABIDLI, S.; LAHBIB, Y.; EL MENIF, N. T. Imposex and butyltin concentrations in *Bolinus brandaris* (Gastropoda: Muricidae) from the northern Tunisian coast. **Environmental monitoring and assessment**, v. 177, n. 1-4, p. 375-384. 2011.
- ALMEIDA E.; DIAMANTINO T. C.; DE SOUSA O. Marine paints: The particular case of antifouling paints. **Progress in Organic Coatings**, v. 59, p.2-20. 2007
- ALZIEU, C. Environmental impact of TBT: the French experience. **The Science of the Total Environment**, v. 258, p. 99-102. 2000.
- AVERBUJ, A., PENCHASZADEH, P. E. On the reproductive biology and impact of imposex in a population of *Buccinanops monilifer* from Mar del Plata, Argentina. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 04, p. 729-734. 2010.
- AXIAK, V., *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.
- AZEVEDO, D. B. **Imposex em *Stramonita haemastoma* (mollusca: gastropoda): reavaliação na zona metropolitana de fortaleza e indução em condições de laboratório.** 2010. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.
- BLACKMORE, G. Imposex in *Thais clavigera* (neogastropoda) as an indicator of TBT (tributyltin) bioavailability in coastal waters of Hong Kong. **Journal of Molluscan Studies**, v. 66, n. 1, p. 1-8. 2000.
- CAO, D., *et al.* Organotin pollution in China: an overview of the current state and potential health risk. **Journal of Environmental Management**, 90(Supplement 1), S16-S24. 2009
- CARVALHO, P. N., *et al.* Butyltin levels in several Portuguese coastal areas. **Environmental monitoring and assessment**, v. 159(1-4), p. 183-190. 2009.
- CASTRO IB; ROSATO M; FILLMANN G. Imposex reduction and residual butyltin contamination in southern Brazilian harbors. **Environmental Toxicology Chemistry**, v. 31, p. 947–954. 2012
- CASTRO, Í.B. *et al.* Imposex in Two Muricid Species (Mollusca: Gastropoda) from the Northeastern Brazilian Coast. **Journal of Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 2, n.1, p. 1-11. 2007a

CASTRO, Í. B., *et al.* Transplant bioassay induces different imposex responses in two species of the genus *Stramonita*. **Marine Biology Research**, v. 8, n. 4, p. 397-404. 2012a.

CASTRO, Í. B.; FILLMANN, G. High tributyltin and imposex levels in the commercial muricid *Thais chocolata* from two Peruvian harbor areas. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 31, n. 5, p. 955-960. 2012.

CASTRO, Í. B.; PERINA, F. C.; FILLMANN, G. Organotin contamination in South American coastal areas. **Environmental monitoring and assessment**, v. 184, n. 3, p. 1781-1799. 2012.

CASTRO, I.B.; CASCON, H.M.; FERNANDEZ, M.A. Imposex em *Thais haemastoma* (Linnaeus, 1767) (Mollusca:Gastropoda), uma Indicação da Contaminação por Organoestânicos na Costa do Município de Fortaleza - Ceará - Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 33, p. 51-56. 2000.

CASTRO, Í.B., *et al.* *Thais (Stramonita) rustica* (Lamarck, 1822) (Mollusca: Gastropoda: Thaididae), a potential bioindicator of contamination by organotin Northeast Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**. São Paulo, v. 52, n. 2, p. 51–55. 2004.

CASTRO, I.B.; QUEIROZ, L.R.; ROCHA-BARREIRA, C.A. (2007). Compostos orgânicos de estanho: efeitos sobre a fauna marinha – uma revisão. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 40, n. 1, p. 96–112. 2007

CASTRO, L. F. C., *et al.* Imposex induction is mediated through the Retinoid X Receptor signaling pathway in the neogastropod *Nucella lapillus*. **Aquatic Toxicology**, v. 85, p. 57–66. 2007b.

CHOI M, *et al.* Temporal trend of butyltins in seawater, sediments, and mussels from Busan Harbor of Korea between 2002 and 2007: Tracking the effectiveness of tributyltin regulation. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 58, p. 394–402. 2010

CHOI, M., *et al.* Butyltin contamination in industrialized bays associated with intensive marine activities in Korea. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v.57, v.1, p. 77-85. 2009.

CHOI, M., *et al.* Temporal trends (2004–2009) of imposex in rock shells *Thais clavigera* collected along the Korean coast associated with tributyltin regulation in 2003 and 2008. **Archives of environmental contamination and toxicology**, p. 1-8. 2013

COELHO, M.R.; BEBIANNO, M.J.; LANGSTON, W.J. Routes of TBT uptake in the clam *Ruditapes decussates*: II. Food as vector of TBT uptake. **Marine Environmental Research**, v. 54, p.193 – 207. 2002

COMPANHIA DAS DOCAS DO CEARÁ. **O Porto**. Disponível em: <<http://www.docasdoceara.com.br/o-porto>> Acesso em: Mai 2013.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 18 de Março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasil, Diário Oficial da União. p. 58–63. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf> > Acesso em mai.2013

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 454, de 01 de Novembro de 2012**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Brasil, Diário Oficial da União. p. 66-83 Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>> Acesso em Jun.2013

DAFFORN, K. A.; LEWIS, J. A.; JOHNSTON, E. L. Antifouling strategies: History and regulation, ecological impacts and mitigation. **Marine pollution bulletin**, v. 62, n.3, p. 453 - 465. 2011.

DAVIES, I. M.; MCKIE, J. C. Accumulation of total tin and tributyltin in muscle tissue of farmed Atlantic Salmon. **Marine Pollution Bulletin**, v.18, n.7, p.405 – 407. 1987

EVANS, S. M.; BIRCHENOUGH, A. C.; BRANCATO, M. S. The TBT ban: out of the frying pan into the fire? **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n.3, p. 204-211. 2000.

FENT, K. Ecotoxicological effects at contaminated sites. **Toxicology**, v. 205, n.3, p.223-240. 2004.

FENT, K. Ecotoxicology of organotin compounds. **Critical Reviews in Toxicology**, v. 26, p.1–117. 1996

FÉRAL, C.; S. LE GALL. The influence of a pollutant factor (tributyltin) on the neuroendocrine mechanism responsible for the occurrence of a penis in the females of *Ocenebra erinacea*. In **Molluscan Neuroendocrinology**, ed. by J. Lever and H. H. Boer, Amsterdam, North Holland, p.173–175. 1983.

FERNANDEZ. M.A, *et al* 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**, v. 18, n. 2, p. 463-476. 2002

FREITAS, P.P. **Aspectos hidrodinâmicos do estuário do rio Cocó, Fortaleza, Ceará, Brasil**. 2013. 51 f. Monografia (Graduação em Oceanografia) –, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

GALANTE-OLIVEIRA S; *et al*. *Hydrobia ulvae* imposex levels at Ria de Aveiro (NW Portugal) between 1998 and 2007: A counter-current bioindicator? **Journal Environmental Monitoring**, v. 12, p. 500–507. 2010a

GALANTE-OLIVEIRA, S., *et al.* Factors affecting RPSI in imposex monitoring studies using *Nucella lapillus* (L.) as bioindicator. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 12, n. 5, p. 1055-1063. 2010b

ZHENGYAN, L. Seasonal variation in imposex intensity of *Thais clavigera*. **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**, v. 23, n. 2, p. 163-168. 2005.

GIBBS, P.E.; BRYAN, G.M. Reproductive failure in populations of the dog-whelk *Nucella lapillus*, ceased by imposex induced by tributyltin from antifouling paints. **Journal of the Marine Biological Association U.K.** v. 66, p. 767 – 777. 1986.

GIBBS, P.E., *et al.* The use of dog-whelk *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. **Journal of the Marine Biological Association U K**, v. 67, p. 507–523. 1987

GODOI, A.F.L; FAVORET, R.; SANTIAGO-SILVA, M. Contaminação ambiental por compostos organoestânicos. **Química Nova**, v. 26, n.5, p. 708 – 716. 2003

GRACELI, J. B., *et al.* Organotins: a review of their reproductive toxicity, biochemistry, and environmental fate. **Reproductive Toxicology**, v.36, p.40– 52. 2013

DORNELES, P. R., *et al.* Evaluation of cetacean exposure to organotin compounds in Brazilian waters through hepatic total tin concentrations. **Environmental Pollution**, v. 156, n.3, p.1268-1276. 2008.

GUÐMUNDSDÓTTIR, L. Ó., *et al.* Long-term temporal trends (1992–2008) of imposex status associated with organotin contamination in the dogwhelk *Nucella lapillus* along the Icelandic coast. **Marine pollution bulletin**, v. 63, n. 5, p.500-507. 2011

HOCH, M.. Organotin compounds in the environment—an overview. **Applied geochemistry**, v. 16, n. 7, p. 719-743. 2001

HORIGUCHI, T, *et al.* Ovo-testis and disturbed reproductive cycle in the giant abalone, *Haliotis madaka*, possible linkage with organotin contamination in a site of population decline. **Marine environmental research**, v. 50, n. 1, p. 223-229. 2000

HORIGUCHI, T., *et al.* Imposex in sea snails, caused by organotin (tributyltin and triphenyltin) pollution in Japan: a survey. **Applied Organometallic Chemistry**, v. 11, n. 5, p. 451-455. 1997.

HORIGUCHI, T., *et al.* Time course of expression of the retinoid X receptor gene and induction of imposex in the rock shell, *Thais clavigera*, exposed to triphenyltin chloride. **Analytical Bioanalytical Chemistry**, v. 396, p. 597–607. 2010.

IMO - International Maritime Organization. **International Convention on the Control of Harmful Anti-fouling Systems on Ships**. 2008. Disponível em :< [http://www.imo.org/about/conventions/listofconventions/pages/international-convention-on-the-control-of-harmful-anti-fouling-systems-on-ships-\(afs\).aspx](http://www.imo.org/about/conventions/listofconventions/pages/international-convention-on-the-control-of-harmful-anti-fouling-systems-on-ships-(afs).aspx)> Acesso em: Mai. 2013

KIM, N. S., *et al.* Three decades of TBT contamination in sediments around a large scale shipyard. **Journal of hazardous materials**, v. 192, n. 2, p. 634-642. 2011

KOTRIKLA A. Environmental management aspects for TBT antifouling wastes from the shipyards. **Journal Environmental Management**, v. 90, p. 77–85. 2009

LIMAVERDE, A.M., *et al.* *Stramonita haemastoma* as a bioindicator for organotin contamination in coastal environments. **Marine Environmental Research**, v. 64, p. 384–3. 2007

MATTHIESSEN, P.; GIBBS, P. E. Critical appraisal of the evidence for Tributyltin – mediated endocrine disruption in Mollusks. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 17, n. 1, p. 37 – 43. 1998.

MENG, P. J.; Lin, J.; Liu, L. L. Aquatic organotin pollution in Taiwan. **Journal of Environmental Management**, v. 90, S8-S15. 2009

MINCHIN, D., *et al.* Biological indicators used to map organotin contamination in Cork Harbour, Ireland. **Marine Pollution Bulletin**, v. 32, n. 2, p. 188-195. 1996.

MORAIS, J.O. *et al.* **CEARÁ. Erosão e Progradação do Litoral Brasileiro**. 1ed. Rio de Janeiro: Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2006, v. 1, p. 132-154. 2006.

NISHIKAWA, J., S. *et al.* Involvement of the retinoid X receptor in the development of imposex caused by organotins in gastropods. **Environmental Science Technology**, v. 38, p. 6271–6276. 2004.

NORMAN. Normas da Autoridade Marítima. **Portaria nº 76/DPC, de 30 de julho de 2007**. Aprova as normas da autoridade marítima para o controle de sistemas anti-incrustantes danosos em Embarcações. Brasil, Diário Oficial da União. Disponível em: <<https://www.dpc.mar.mil.br/normam/N23/normam23.pdf>> Acesso em Mai. 2013

OBERDÖRSTER, E.; MCCLELLAN-GREEN P. Mechanisms of imposex induction in the mud snail, *Ilyanassa obsoleta*: TBT as a neurotoxin and aromatase inhibitor. **Marine Environmental Research**, v. 54, p. 715–718. 2002.

OBERDÖRSTER, E.; MCCLELLAN-GREEN P.. The neuropeptide APGWamide induces imposex in the mud snail, *Ilyanassa obsoleta*. **Peptides**, v. 21, p. 1323–1330. 2000.

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

OMAE, I. Organotin antifouling paints and their alternatives. **Applied Organometallic Chemistry**, v. 17, n.2, p. 81-105. 2003

OSORIO, R. C.; HUAQUÍN, L. G. Alteración de la sexualidad de *Acanthina monodon* (Pallas, 1774) (Caenogastropoda: Muricidae) en el litoral de Chile Central, inducida por compuestos organoestañosos. **Ciencia y Tecnología Marina**, v. 26, p. 97-107. 2003.

QUEIROZ, L.R.; CASTRO, Í.B; ROCHA-BARREIRA, C.A. New Imposex Development Index (IDI) for *Stramonita haemastoma* (Mollusca: Muricidae): A Transplantation Experiment in the Brazilian Northeast. **Journal Brazilian Society Ecotoxicology**, v. 2, n. 3, p. 249-256. 2007.

RATO, M., *et al.* Temporal evolution of imposex in *Nassarius reticulatus* (L.) along the Portuguese coast: the efficacy of EC regulation 782/2003. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 11, n.1, p.100-107. 2009.

RUIZ, J. M., *et al.* Decreased TBT pollution and changing bioaccumulation pattern in gastropods imply butyltin desorption from sediments. **Chemosphere**, v. 73, n. 8, p. 1253-1257. 2008

SANTOS, M. M., *et al.* Imposex in *Nucella lapillus*, a bioindicator for TBT contamination: re-survey along the Portuguese coast to monitor the effectiveness of EU regulation. **Journal of Sea Research**, v. 48, n.3, p. 217-223. 2002

SILVA, A. C., *et al.* Estudo Hidrodinâmico, Climático e Bacteriológico Associado às Fontes Pontuais de Poluição ao Longo do Litoral de Fortaleza. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.14, n.2, p. 83-90. 2009

SMITH, B. S. Sexuality in the American mud-snail *Nassarius obsoletus* Say. Proc. Malacol. Soc. London, v. 39, p. 377 – 378. 1971.

SONAK, S., *et al.* Implications of the ban on organotins for protection of global coastal and marine ecology. **Journal of environmental management**, v. 90, p. 96-108. 2009.

SOUSA, A. C., *et al.* Involvement of retinoid X receptor in imposex development in *Nucella lapillus* and *Nassarius reticulatus*—Preliminary results. Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry - **Biological Responses to Contaminants**. Terrapub, Tokyo, Japan, p. 189-196. 2010.

SOUSA, A., *et al.* Imposex and organotin prevalence in a European post-legislative scenario: temporal trends from 2003 to 2008. **Chemosphere**, v. 77, n. 4, p. 566-573. 2009.

SPOONER, N., *et al.* The effect of tributyltin upon steroid titres in the female dogwhelk, *Nucella lapillus*, and the development of imposex. **Marine Environmental Research**, v. 32, p. 37–49. 1991.

STROBEN E; OEHLMANN J; FIORONI P. The morphological expression of imposex in *Hinia reticulata* (Gastropoda, Buccinidae)—A potential indicator of tributyltin pollution. **Marine Biology**, v. 113, p. 625–636. 1992

TAN, K. S. Imposex in three species of thais from singapore, with additional observations on *T. clavigera* (kuster) from japan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 34, n. 7, p. 577 – 581.1997

TOSTE, R., *et al.* Organotin pollution at Arraial do Cabo, Rio de Janeiro State, Brazil: increasing levels after the TBT ban. **Brazilian Journal of Oceanography**, p. 59, n.1, p. 111-117. 2011

UNGER, M. A.; MACINTYRE, W. G.; HUGGETT, R. J. Sorption behavior of tributyltin on estuarine and freshwater sediments. **Environmental toxicology and chemistry**, v.7, n.11, 907-915. 1988.

VASCONCELOS P. *et al.* Size matters: importance of penis length variation on reproduction studies and imposex monitoring in *Bolinus brandaris* (Gastropoda: Muricidae). **Hydrobiologia**, v. 661, p. 363–375. 2011

WAITE, M. E., *et al.* Reductions in TBT concentrations in UK estuaries following legislation in 1986 and 1987. **Marine Environmental Research**, v. 32, n. 1, p. 89-111. 1991

YEBRA D.M.; KIIL S.; DAM-JOHANSEN K. Antifouling technology–past, present and future steps towards efficient and environmentally friendly antifouling coatings. **Progress Organic Coatings**, v.50, p.75–104. 2004.