



Universidade Federal de Pernambuco
Centro de Ciências Biológicas
Departamento de Zoologia
Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal

Uso de Unidade Artificial de Substrato na avaliação do efeito de tapetes de cianobactérias
sobre a comunidade de meiofauna e Copepoda Harpacticoida em áreas estuarinas

Ana Bolena Harten Pinto Costa

Recife
2015

Ana Bolena Harten Pinto Costa

Uso de Unidade Artificial de Substrato na avaliação do efeito de tapetes de cianobactérias sobre a comunidade de meiofauna e Copepoda Harpacticoida em áreas estuarinas

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos

Catálogo na Fonte:
Bibliotecário Bruno Márcio Gouveia, CRB-4/1788

Costa, Ana Bolena Harten Pinto

Uso de unidade artificial de substrato na avaliação do efeito de tapetes de cianobactérias sobre a comunidade de meiofauna e Copepoda Harpacticoida em áreas estuarinas / Ana Bolena Harten Pinto Costa. – Recife: O Autor, 2015.

65 f.: il.

Orientador: Paulo Jorge Pereira dos Santos

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, 2015.

Inclui referências

1. Bentos 2. Cianobactéria 3. Estuários I. Santos, Paulo Jorge Pereira dos (orient.) II. Título.

593

CDD (22.ed.)

UFPE/CCB-2015-243

Ana Bolena Harten Pinto Costa

Uso de Unidade Artificial de Substrato na avaliação do efeito de tapetes de cianobactérias sobre a comunidade de meiofauna e Copepoda Harpacticoida em áreas estuarinas.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Aprovada em 23 de fevereiro de 2015

Banca examinadora

Professores titulares:

Prof. Dr. André Morgado Esteves (membro interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Paula Braga Gomes (membro interno)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Tatiana Fabrício Maria (membro externo)
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

Professores suplentes:

Prof. Dr. José Roberto Botelho de Souza (membro interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Mônica Lúcia Botter Carvalho (membro externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Agradecimentos

Agradeço a todos os integrantes do LabDin pela ajuda nas coletas e desenvolvimento do trabalho (tanto pela ajuda intelectual como pela ajuda manual, nas triagens e identificações).

Agradeço a Paulo Santos, pela orientação e ajuda nas coletas e análises.

Agradeço aos integrantes da banca examinadora, por aceitarem ler este trabalho e pelas dicas que provavelmente darão para melhorar este trabalho.

Agradeço ao CNPq pelo auxílio financeiro durante o curso.

Resumo

Os estuários estão sujeitos a vários tipos de impactos antropogênicos, como o despejo de nutrientes que estimulam o crescimento excessivo de algas. Além disso, esses ambientes são caracterizados pela elevada variabilidade natural dos fatores físico-químicos, o que torna seus organismos tolerantes ou resilientes a maiores faixas de variação destes fatores. Dessa forma, ao se avaliar a qualidade do ambiente estuarino, torna-se difícil distinguir o impacto antrópico do estresse natural, já que a resposta ecológica é semelhante. Uma alternativa proposta para contornar essa dificuldade é o uso de Unidades Artificiais de Substrato (UAS). Neste estudo, a aplicabilidade de uma UAS enquanto estimadora adequada da composição da comunidade de meiofauna e da diversidade de Copepoda Harpacticoida foi testada através da comparação com substratos naturais (sedimento e pneumatóforos) em duas áreas estuarinas (Maracaípe e Canal de Santa Cruz). Além disso, também foi estudado o efeito de uma cobertura de cianobactérias sobre a meiofauna. Para o primeiro experimento, as UAS (50 cm² de grama sintética) foram deixadas em campo para colonização pela meiofauna e retiradas após 14 dias, juntamente com amostras do sedimento e pneumatóforos (cinco réplicas de cada). Para o segundo experimento, as UAS foram submetidas em laboratório à colonização por cianobactérias durante 4 dias, e posteriormente deixadas em campo por 14 dias, para colonização pela meiofauna, juntamente com UAS sem cianobactérias. Os resultados do primeiro experimento mostraram que as UAS apresentaram alta similaridade e baixa variação (desvio padrão) quando comparadas com os substratos naturais na análise da associação de Copepoda Harpacticoida. Nas UAS do Canal de Santa Cruz, a meiofauna foi semelhante ao sedimento e a associação de Copepoda foi semelhante ao sedimento e ao pneumatóforo. Em Maracaípe a UAS foi diferente de ambos os substratos naturais. Os resultados do segundo experimento mostraram que os tratamentos com e sem cianobactérias foram significativamente diferentes apenas em Maracaípe com relação à meiofauna total. No Canal de Santa Cruz os resultados obtidos sugerem que a meiofauna está adaptada às condições de enriquecimento orgânico devido ao histórico de eutrofização e, desta forma, a adição das cianobactérias não determinou um efeito sobre a meiofauna local. A estrutura da associação de Copepoda Harpacticoida não sofreu impacto da presença do tapete de cianobactérias.

Palavras-chave: Meiobentos. Copepoda. Substrato Artificial. Estuários. Eutrofização. Cianobactérias.

Abstract

Estuaries are subjected to a variety of anthropogenic impacts, like nutrient discharges that stimulate excessive algae growth. Furthermore, these environments are characterized by strong natural variability of physico-chemical factors, and organisms are thus tolerant or resilient to this variability. When evaluating the estuarine environmental quality, distinguishing anthropogenic impact from natural stress becomes difficult, since the ecological responses are similar. An alternative proposal to solve this problem is using Artificial Substrate Units (ASU). In this study, the applicability of an ASU as an appropriate estimator of the meiofauna assemblage's composition and of the diversity of Copepoda Harpacticoida was tested by comparing it to natural substrates (sediment and pneumatophores) in two estuarine areas (Maracaípe and Santa Cruz Channel). Moreover, the effect of a cyanobacterial cover on meiofauna was studied too. During the first experiment ASUs (each one composed of a 50cm² of artificial turf) were left in the field for meiofaunal colonization and collected after 14 days together with sediment and pneumatophores samples (five replicates each). For the second experiment ASUs were subjected to cyanobacterial colonization in laboratory, during 4 days, and then left in the field for 14 days for meiofaunal colonization, together with ASUs without cyanobacterial cover. The results from the first experiment showed that ASUs presented high similarity and low variation (standard deviation) of Copepoda Harpacticoida assemblage when compared to natural substrates. In the Santa Cruz Channel the meiofauna from ASUs was similar to that from sediment and the Copepoda assemblage from ASUs did not differ from the other substrates. In Maracaípe ASUs assemblages were different from both natural substrates. Results from the second experiment showed significant differences between treatments with and without cyanobacterial cover only in relation to total meiofauna in Maracaípe. In Santa Cruz Channel the addition of the cyanobacterial cover did not determined any effect of meiofauna, suggesting that the community is adapted to the organic enrichment conditions due to eutrophication history. The structure of Copepoda Harpacticoida assemblage was not impacted by the presence of cyanobacterial mat.

Key-words: Meiobentos. Copepoda. Artificial Substrates. Estuaries. Eutrophication. Cyanobacteria.

Lista de Figuras

Capítulo 1

- Figura 1: Localização das áreas de estudo na costa de Pernambuco, Brasil. Os pontos de coleta são indicados por X..... 17
- Figura 2: Unidade Artificial de Substrato após montagem em campo. Obs.: em todas as análises foi utilizada apenas uma réplica de cada ponto. (Fotos da autora) 18
- Figura 3: Densidade relativa dos principais grupos da meiofauna encontrados em cada substrato no estuário do rio Maracaípe e no Canal de Santa Cruz. S: Sedimento; P: Pneumatóforo; UAS: Unidade Artificial de Substrato (grama sintética). 22
- Figura 4: Densidade média (\pm desvio padrão) da (A) Meiofauna total; (B) Nematoda; (C) Copepoda; (D) Nauplius, e (E) Polychaeta em cada substrato no estuário do rio Maracaípe e no Canal de Santa Cruz. S: Sedimento; P: Pneumatóforo; UAS: Unidade Artificial de Substrato (grama sintética). Notar as diferentes escalas no eixo y. 22
- Figura 5: Ordenação MDS para a estrutura da comunidade de meiofauna no sedimento (círculos), no pneumatóforo (cruzes) e na Unidade Artificial de Substrato (quadrados) em Maracaípe (símbolos cinza) e no Canal de Santa Cruz (símbolos preto). 24
- Figura 6: Variação média (\pm desvio padrão) dos índices ecológicos de A: Riqueza (S); B: Diversidade de Shannon (H'); e C: Equitabilidade de Pielou (J') em cada substrato em Maracaípe e no Canal de Santa Cruz. S: Sedimento; P: Pneumatóforo; UAS: Unidade Artificial de Substrato (grama sintética). 27
- Figura 7: Ordenação MDS para a associação de Copepoda Harpacticoida no sedimento (círculos), no pneumatóforo (cruzes) e na Unidade Artificial de Substrato (quadrados) em Maracaípe (símbolos cinza) e no Canal de Santa Cruz (símbolos preto). 29

Capítulo 2

- Figura 1: Localização das áreas de estudo na costa de Pernambuco, Brasil. Os pontos de coleta são indicados por X..... 36
- Figura 2: Unidades Artificiais de Substrato (UAS). A: Tapete de cianobactérias desenvolvidos sobre as UAS após 4 dias em laboratório; B: UAS com e sem cianobactérias dispostos em campo. (Fotos da autora). 37

Figura 3: Densidade média (\pm desvio padrão) da (A) Meiofauna total; (B) Nematoda; (C) Copepoda; (D) Nauplius; (E) Polychaeta; (F) Turbellaria; (G) Kinorhyncha; (H) Ostracoda; (I) Larva de Insecta, e (J) Oligochaeta nos tratamentos sem e com tapete de cianobactérias no estuário do rio Maracaípe e no Canal de Santa Cruz. Notar as diferentes escalas no eixo y.	42
Figura 4: Ordenação MDS para a estrutura da comunidade de meiofauna no tratamento com alga (símbolos preenchidos) e sem alga (símbolos vazios) em Maracaípe (círculos) e no Canal de Santa Cruz (quadrados).	43
Figura 5: Variação média (\pm desvio padrão) dos índices ecológicos de A: Riqueza (S); B: Diversidade de Shannon (H'); e C: Equitabilidade de Pielou (J') nos tratamentos sem e com tapete de cianobactérias no estuário do rio Maracaípe e no Canal de Santa Cruz.	45
Figura 6: Ordenação MDS para a estrutura da associação de Copepoda Harpacticoida no tratamento com alga (símbolos preenchidos) e sem alga (símbolos vazios) em Maracaípe (círculos) e no Canal de Santa Cruz (quadrados).	46

Lista de Tabelas

Capítulo 1

- Tabela 1: Parâmetros ambientais mensurados em Maracaípe e no Canal de Santa Cruz. Valores médios \pm desvio padrão.21
- Tabela 2: Resultados da ANOVA 2-fatores (Área: Maracaípe e Canal de Santa Cruz; e Substrato: Sedimento, Pneumatóforo e Unidade Artificial de Substrato) para meiofauna total e os principais grupos com diferenças significativas. Valores significativos em negrito.23
- Tabela 3: Comparação a posteriori da PERMANOVA para a comunidade de meiofauna entre os substratos em Maracaípe e no Canal de Santa Cruz. Valores significativos destacados. Sed: sedimento; Pne: pneumatóforo e UAS: Unidade Artificial de Substrato (grama sintética).24
- Tabela 4: Lista de espécies de Copepoda Harpacticoida identificadas no sedimento, nos pneumatóforos e nas Unidades Artificiais de Substrato (grama sintética) no estuário do rio Maracaípe e no Canal de Santa Cruz.26
- Tabela 5: Resultados da ANOVA (dois fatores) para as espécies mais frequentes de Copepoda Harpacticoida encontradas. Valores significativos em negrito.28

Capítulo 2

- Tabela 1: Parâmetros ambientais mensurados em Maracaípe e no Canal de Santa Cruz. Valores médios \pm desvio padrão. Sed: sedimento retido. UAS: Unidade Artificial de Substrato (grama sintética).40
- Tabela 2: Lista de espécies de Copepoda Harpacticoida identificadas nos tratamentos sem e com tapete de cianobactérias no estuário do rio Maracaípe e no Canal de Santa Cruz.44

Sumário

1. Introdução Geral.....	11
2. Capítulo 1	14
2.1. Introdução	14
2.2. Material e Métodos	16
2.3. Resultados.....	20
2.4. Discussão	29
3. Capítulo 2.....	33
3.1. Introdução	33
3.2. Material e Métodos	35
3.3. Resultados.....	40
3.4. Discussão	46
4. Referências.....	51
4.1. Introdução Geral	51
4.2. Capítulo 1.....	55
4.3. Capítulo 2.....	59

1. Introdução Geral

Os estuários são ecossistemas que possuem grande importância ecológica e econômica, uma vez que muitas espécies de peixes e crustáceos com alto valor comercial os utilizam como berçário, área de desova ou como rota do rio para o oceano, ou vice versa (Little, 2000).

Estes ecossistemas são definidos como corpos d'água costeiros, parcialmente fechados, onde a água doce do continente e a água salgada do oceano se misturam (Neto *et al.*, 2004). Além disso, são físico-quimicamente mais variáveis do que qualquer outro sistema aquático (Elliott & Whitfield, 2011) devido à elevada variabilidade da salinidade, influenciada pelas marés, clima, hidrodinâmica e fatores geográficos (Giere, 2009). Essa grande variabilidade natural dos estuários faz com que seus organismos sejam tolerantes a maiores faixas de variação e capazes de se recuperar dessas oscilações (Elliott & Whitfield, 2011). Dessa forma, ao se avaliar a qualidade do ambiente estuarino, torna-se difícil distinguir o estresse natural do causado pela ação antrópica, já que a resposta ecológica dos organismos a ambos seria bastante semelhante (Elliot & Quintino, 2007). Esta dificuldade é reconhecida na literatura e denominada Paradoxo da Qualidade Estuarina (Dauvin, 2007).

As áreas estuarinas estão associadas com locais densamente povoados e são, conseqüentemente, susceptíveis a diversos tipos de impactos de origem antrópica. Em áreas industrializadas e urbanizadas do mundo inteiro, os estuários recebem grandes quantidades de nutrientes através de águas residuais, esgotos domésticos e industriais (Kennish, 1992), e da agricultura (Gray, 2002). O aumento no nível desses nutrientes e da matéria orgânica dissolvida e particulada pode alterar a estrutura das comunidades bentônicas (Kennish, 1998).

Essa alta carga de nutrientes também estimula o crescimento excessivo de algas, causando desoxigenação da água pela atividade microbiana (Hogarth, 1999) e a ocorrência de *blooms* de algas, como a maré vermelha (Little, 2000). Nas últimas décadas, várias regiões costeiras do mundo têm apresentado um aumento na incidência desses *blooms*, que se tornam prejudiciais por produzirem algum tipo de toxina ou devido a sua grande biomassa que pode se depositar sobre habitats (como o sedimento) afetando a co-existência de outros organismos (Anderson *et al.*, 2002; Bolam *et al.*, 2000; Cardoso *et al.*, 2004; García & Johnstone, 2006; Norkko & Bonsdorff, 1996; Pittman & Pittman, 2005; Thiel & Watling, 1998) e alterando a dinâmica da teia alimentar do ecossistema (Anderson *et al.*, 2002).

A formação de tapetes de cianobactérias em áreas eutrofizadas, especialmente em regiões tropicais e subtropicais, vem se tornando um problema nos últimos anos (e.g. Stielow

& Ballantine 2003; Albert *et al.*, 2003) que impacta substancialmente a saúde humana e o meio ambiente (Osborne *et al.*, 2001; Osborne *et al.*, 2007) e já possui registro para áreas de manguezal no litoral de Pernambuco (Santos *et al.*, 2009).

A avaliação de impactos antrópicos nas comunidades naturais, como os decorrentes da formação de tapetes de cianobactérias, pode ser complicada devido à grande variação na estrutura das comunidades em função da heterogeneidade dos habitats (Underwood & Chapman, 1996). Um dos pontos principais ou dificuldades na avaliação de impactos ambientais é como separar ou isolar as mudanças nas associações de organismos que são causadas pela perturbação antropogênica daquelas que decorrem de variações naturais no espaço ou ao longo do tempo (Bishop, 2005). Nos ambientes bentônicos é claramente importante o efeito de variações das características do substrato na estruturação das associações (e.g. Snelgrove & Butman, 1994; Underwood & Chapman, 2006) o que determina a necessidade de um elevado número de réplicas (ou esforço amostral) para detectar mudanças causadas por perturbações antropogênicas.

Substratos artificiais vêm sendo utilizados há mais de 30 anos (e.g. Schoener, 1974) em estudos ecológicos e Unidades Artificiais de Substrato (UAS) vem sendo recentemente utilizadas para avaliar padrões biogeográficos (Goban & Warwick, 2006), determinar o efeito de gradientes ambientais na estrutura das associações (Rule & Smith, 2007; Nagelkerken & Faunce, 2008), para analisar como variações na estrutura do habitat afetam a diversidade (Matias *et al.*, 2010), para avaliar processos de recrutamento e/ou colonização (Watson & Barnes, 2004; Gwyther & Fairweather, 2005; Fonsêca-Genevois *et al.*, 2006) e para avaliações experimentais dos efeitos de borda e fragmentação do habitat (Warry *et al.*, 2009) e de seu tamanho ou isolamento (Russell *et al.*, 2005) em ambientes marinhos.

Além dos usos citados acima, as UAS vêm sendo recomendadas como solução potencial para contornar o efeito das variações naturais nas características do substrato em estudos de avaliação da qualidade ambiental (ex. Mirto & Danovaro, 2004; Bishop, 2005; De Troch *et al.*, 2005; Rule & Smith, 2007) reduzindo a heterogeneidade entre réplicas e com isso reduzindo o esforço necessário para detecção dos impactos.

Dentre as comunidades bentônicas sujeitas aos impactos da formação dos tapetes de cianobactérias destacam-se a macro e meiofauna, diferenciadas em função de seus tamanhos. A meiofauna é reconhecida como um grupo de metazoários bentônicos que passam por uma peneira com malha de 500µm e ficam retidos em uma de 63 ou 45µm (Giere, 2009). Nos sedimentos estuarinos a meiofauna desempenha um papel importante no fluxo de energia dos sistemas bentônicos, servindo de alimento para uma grande variedade de predadores,

facilitando a biomineralização de matéria orgânica e a regeneração de nutrientes (Coull, 1999). Devido a seu pequeno tamanho, grande abundância e riqueza de espécies, distribuição ubíqua, curto tempo de geração e desenvolvimento bêntico direto, a meiofauna pode ser utilizada como indicador biológico de perturbação ambiental de origem antrópica (Kennedy & Jacoby, 1999), além de possibilitar a detecção de impactos mais rapidamente do que organismos da macrofauna (Giere, 2009).

Dentre os grupos da meiofauna, Copepoda Harpacticoida é regularmente o segundo táxon mais abundante em sedimentos estuarinos (Huys, 1996; Giere, 2009). Harpacticoida é uma das nove Ordens da Subclasse Copepoda, sendo constituída por pequenos animais que variam de 0,2 a 2,5 mm de comprimento (Boxshall & Halsey, 2004). Segundo Wells (2007) até outubro de 2006 foram registradas aproximadamente 4.300 espécies de Harpacticoida, em 589 gêneros e 56 famílias. Os estuários são ambientes severos, com fortes gradientes de salinidade e temperatura e complexos fluxos de maré. Dessa forma, além das famílias especializadas ao ambiente estuarino é provável que muitas famílias tanto de água doce como marinhas sejam encontradas em amostras estuarinas (Boxshall & Halsey, 2004).

Estrutura da Dissertação

Esta dissertação foi dividida em dois capítulos: no primeiro é estudada a aplicabilidade de uma Unidade Artificial de Substrato (UAS) como estimadora adequada da estrutura da comunidade da meiofauna e da diversidade de Copepoda Harpacticoida através da comparação com dois substratos naturais. O segundo capítulo, desenvolvido em duas áreas estuarinas (Maracaípe e Canal de Santa Cruz), tem o objetivo de avaliar se a comunidade de meiofauna e a riqueza e abundância de Copepoda Harpacticoida são sensíveis à presença da cobertura de cianobactérias e se isto depende do histórico de eutrofização do ambiente.

2. Capítulo 1

Unidades Artificiais de Substrato enquanto representações da estrutura da comunidade de meiofauna em substrato natural e seu uso na avaliação de impacto antrópico em estuários

2.1. Introdução

Os estuários possuem grande importância ecológica e econômica, uma vez que muitas espécies de peixes e invertebrados com alto valor comercial os utilizam como berçário, área de desova ou como rota entre o rio e oceano (Little, 2000) e provêm diversos benefícios sociais para a população (Elliott & Whitfield, 2011). Esses ecossistemas apresentam elevada produtividade e recebem grandes quantidades de nutrientes e matéria orgânica a partir dos rios, do mar e também de resíduos antropogênicos, sendo uma importante fonte de material orgânico para as zonas costeiras adjacentes (Elliott & Whitfield, 2011).

Os estuários são caracterizados pela elevada variabilidade da salinidade, influenciada pelas marés, clima, hidrodinâmica e fatores geográficos (Giere, 2009) que faz com que esses ecossistemas sejam físico-quimicamente mais variáveis do que qualquer outro sistema aquático (Elliott & Whitfield, 2011). Essa grande variabilidade natural dos estuários faz com que seus organismos sejam tolerantes a maiores faixas de variação físico-química e sejam capazes de se recuperar dessas oscilações (Elliott & Whitfield, 2011). Dessa forma, ao se avaliar a qualidade do ambiente estuarino, torna-se difícil distinguir o estresse natural do causado pela ação antrópica, já que a resposta ecológica dos organismos a ambos seria bastante semelhante (Elliot & Quintino, 2007). Esta dificuldade é reconhecida na literatura e denominada Paradoxo da Qualidade Estuarina (Dauvin, 2007).

Entre os organismos capazes de habitar o sedimento estuarino está a meiofauna, representada por metazoários bentônicos que passam por uma peneira com malha de 500 μ m e ficam retidos em uma de 63 ou 45 μ m (Giere, 2009). A meiofauna desempenha um papel fundamental no fluxo de energia desses sistemas, servindo de alimento para uma grande variedade de predadores, facilitando a biomineralização de matéria orgânica e a regeneração de nutrientes (Coull, 1999). Além disso, apresenta uma alta tolerância não apenas à variação de salinidade, mas também à variação de temperatura e suprimento de oxigênio (Giere, 2009). A sua distribuição espacial é bastante heterogênea, com a formação de ‘manchas’ determinadas pela variação das condições ambientais, principalmente pelo regime de maré, salinidade e pelas características do sedimento (Giere, 2009) assim como fatores ambientais, tais como granulometria, concentração de nutrientes e conteúdo de matéria orgânica, que

podem interagir e prevalecer sobre os efeitos da salinidade (Alves *et al.*, 2009). Outros fatores que podem afetar na distribuição da meiofauna incluem a disponibilidade de oxigênio (Giere, 2009) e de alimento no sedimento (Blanchard, 1990; Santos *et al.*, 1995; Giere, 2009), assim como a eutrofização e demais formas de poluição (Giere, 2009), embora nenhuma das variáveis sozinha possa explicar completamente essa distribuição (Snelgrove & Butman, 1994). Além disso, a composição da meiofauna em diferentes substratos (e.g. pneumatóforos e sedimento) pode ser diferente em um mesmo ambiente (Gwyther, 2000).

Devido a seu pequeno tamanho, grande abundância e riqueza de espécies, distribuição ubíqua, curto tempo de geração e desenvolvimento bêntico direto, a meiofauna pode ser utilizada como indicador biológico de perturbação ambiental de origem antrópica (Kennedy & Jacoby, 1999), além de possibilitar a detecção de impactos mais rapidamente do que organismos da macrofauna (Giere, 2009). Entretanto, devido às dificuldades descritas acima (distribuição em manchas e o Paradoxo da Qualidade Estuarina) é necessário um elevado esforço amostral para a detecção de impactos.

Uma alternativa proposta para contornar a dificuldade na detecção de impacto antrópico em ambientes com alta variabilidade natural é o uso de Unidades Artificiais de Substrato (UAS). Estas ferramentas oferecem microhabitats padronizados em diferentes pontos dentro de uma escala espacial (Bishop, 2005) de forma que qualquer diferença encontrada não seja atribuída às características do habitat (Chapman & Underwood, 2008). Vários autores têm estudado comunidades bentônicas em ambientes marinhos e estuarinos através do uso de substratos artificiais (Atilla & Fleeger, 2000; Atilla *et al.*, 2003; Mirto & Danovaro, 2004; Atilla *et al.*, 2005; Bishop, 2005; Rule & Smith, 2005; Russel *et al.*, 2005; Rule & Smith, 2007; Chapman & Underwood, 2008), mas poucos consideraram especificamente a meiofauna estuarina (e.g. Atilla & Fleeger, 2000; Atilla *et al.*, 2003; Atilla *et al.*, 2005).

Alguns dos substratos artificiais já utilizados para o estudo das comunidades estuarinas incluem placas de Hester-Dendy (Atilla & Fleeger, 2000), esponjas de linha de nylon (Atilla & Fleeger, 2000; Atilla *et al.*, 2003) e escovas de limpeza de garrafa (Atilla & Fleeger, 2000; Atilla *et al.*, 2005), não ocorrendo uma padronização com relação ao tipo de substrato artificial adotado; além disso nenhum dos estudos citados compara estatisticamente os substratos artificiais com os naturais. Dessa forma, o presente estudo teve como principal objetivo testar o uso de um substrato artificial (UAS) como estimador adequado ou representação da estrutura da comunidade da meiofauna e da diversidade de Copepoda Harpacticoida (um dos grupos mais abundantes da meiofauna, de acordo com Huys, 1996 e Giere, 2009) em áreas estuarinas submetidas a diferentes tipos de distúrbios antrópicos através da comparação da

UAS com dois tipos de substratos naturais (sedimento e pneumatóforos). A hipótese testada foi a de que após 14 dias as associações de meiofauna e Copepoda Harpacticoida não diferiram entre a UAS e o substrato natural adjacente. Os dados obtidos foram ainda utilizados para testar de forma preliminar o uso das UAS, comparativamente ao substrato natural, para discriminar entre habitats com diferentes níveis de impacto antrópico.

2.2. Material e Métodos

Área de estudo e Desenho amostral

O estudo foi realizado no período de 1-16 de fevereiro de 2014 em duas planícies lamosas (Figura 1) localizadas na costa do estado de Pernambuco (Brasil), que estão sujeitas a diferentes tipos/intensidades de distúrbios antrópicos.

O estuário do rio Maracáipe ($8^{\circ}32'21.42''$ S e $35^{\circ}00'21.72''$ W) está situado no município de Ipojuca, litoral sul do estado. Essa região apresenta uma vegetação de mangue bem preservada e distante de centros urbanos (Araújo-Castro *et al.*, 2009) e o principal impacto ocorrente descrito é o turismo (CPRH, 2006).

O Complexo Estuarino do Canal de Santa Cruz ($7^{\circ}46'11.04''$ S e $34^{\circ}52'55.56''$ W) está situado no município de Itapissuma, litoral norte do estado. Essa região está exposta a vários tipos de pressões, como a poluição industrial, descarga de efluentes domésticos, expansão urbana e a pesca e, além disso, existe um histórico de despejo de mercúrio, agravado pela descarga de resíduos de cloro e ácidos provenientes de usinas de cana de açúcar (Medeiros *et al.*, 2001).

A escolha do substrato artificial e do tempo para colonização pela meiofauna foram definidos através de um experimento piloto. Nesse estudo foram testados três tipos de substratos artificiais (esponja de nylon de banho, escova de limpeza de garrafas e grama sintética) quanto à similaridade com o substrato natural. Os substratos foram deixados em campo e retirados após 5, 9, 14 e 19 dias de colonização. Após uma análise preliminar foi escolhida a grama sintética como o substrato artificial que melhor representou o substrato natural e 14 dias como um tempo suficiente para a estabilização da associação de meiofauna.

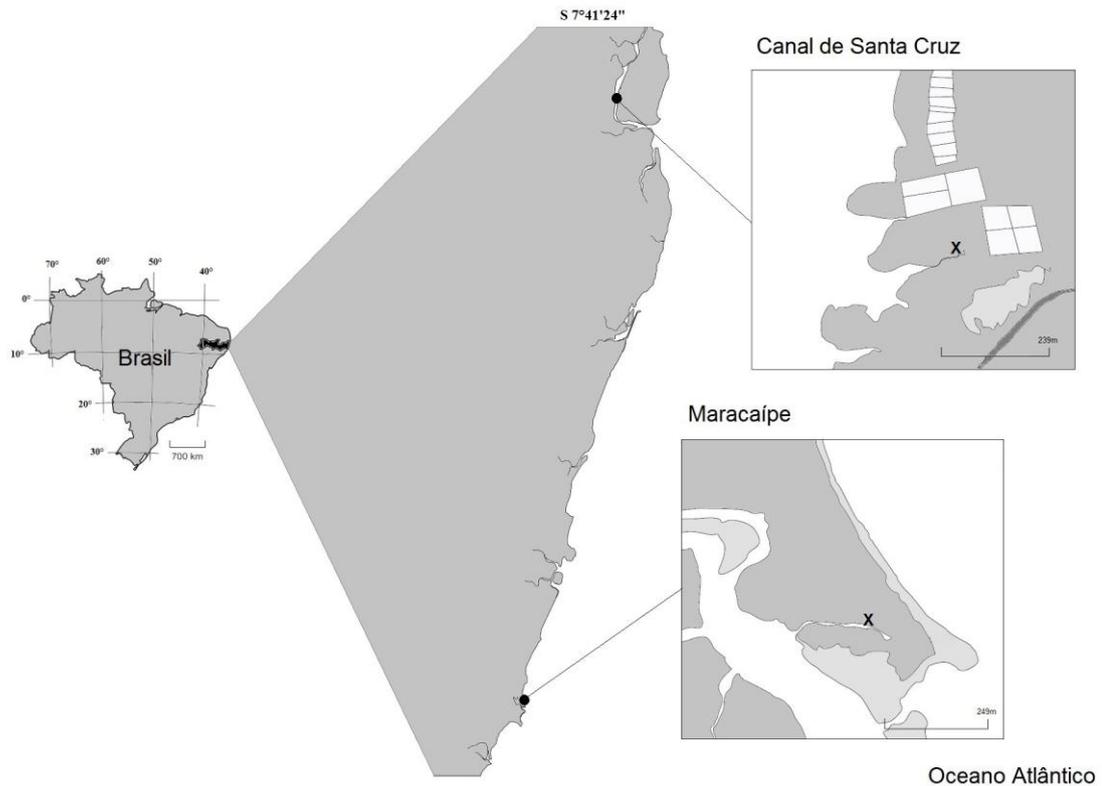


Figura 1: Localização das áreas de estudo na costa de Pernambuco, Brasil. Os pontos de coleta são indicados por X.

Desta forma, em cada uma das áreas estuarinas foram utilizadas cinco unidades de grama sintética (cada unidade com área total de 50cm²) como UAS. As UAS foram presas em uma corda de nylon (Figura 2) e fixadas entre as raízes e pneumatóforos das árvores de mangue de forma a ficar completamente paralela ao sedimento (abaixo da copa das árvores) e não se movimentar com a subida da maré. As UAS foram distribuídas em cinco pontos aleatórios em cada área estuarina e deixadas para colonização pela meiofauna.



Figura 2: Unidade Artificial de Substrato após montagem em campo. Obs.: em todas as análises foi utilizada apenas uma réplica de cada ponto. (Fotos da autora)

Coleta e processamento das amostras de meiofauna

A coleta das UAS foi realizada após 14 dias em campo. Em cada ponto onde foi retirada uma UAS também foi coletada uma amostra do sedimento adjacente (área do corer: 2cm²). No caso das UAS serem colonizadas por organismos da epifauna e, desta forma, não apresentar semelhança com o sedimento, também foi coletado um pneumatóforo em cada ponto. Foram coletadas cinco réplicas de cada substrato, tanto em Maracaípe como no Canal de Santa Cruz, fixadas em laboratório em formol 4%. Antes da fixação das amostras de UAS foi feita a pesagem do material coletado, para estimar o peso do sedimento retido sobre cada UAS.

A extração da meiofauna retida na grama sintética foi realizada através de lavagens sucessivas com água corrente sobre duas peneiras com diferentes aberturas: em cima uma peneira com abertura de malha de 500µm (para remoção da macrofauna) e embaixo uma com abertura de 45µm (para retenção da meiofauna). A lavagem da UAS ocorreu até que não houvesse sedimento sobre a mesma. O mesmo processo foi realizado para as amostras do sedimento natural. A extração da meiofauna dos pneumatóforos foi realizada de forma semelhante ao descrito em Gwyther & Fairweather (2002), onde cada pneumatóforo foi colocado com um pouco de água filtrada dentro de um pote plástico e agitado manualmente. O processo foi repetido até que todo o sedimento retido ao redor do pneumatóforo se soltasse, sendo posteriormente filtrado através das peneiras já descritas.

Após a lavagem as amostras foram elutriadas manualmente para separar a meiofauna do sedimento grosso retido e coradas com Rosa Bengala. O comprimento dos pneumatóforos foi medido com uma régua e o volume foi estimado através do deslocamento de água em uma proveta com 50ml.

Todos os grandes grupos da meiofauna foram contados, considerando-se Copepoda e Nauplius como grupos ecológicos diferentes, e os 30 primeiros indivíduos adultos de Copepoda foram retirados de quatro réplicas de cada substrato para identificação ao menor nível taxonômico possível. A identificação dos Copepoda Harpacticoida foi baseada nas chaves de Huys (1996), Boxshall & Halsey (2004) e Wells (2007).

Caracterização do ambiente

Para caracterização das condições ambientais de cada área estuarina, foram mensurados (em cada ponto de coleta da UAS) os seguintes parâmetros: temperatura, potencial de oxi-redução (Eh), oxigênio dissolvido, salinidade intersticial, percentual de silte-argila e de matéria orgânica e pigmentos do microfitobentos.

A temperatura, o oxigênio dissolvido na água e o Eh foram mensurados em campo com um oxímetro e um pHmetro. A salinidade intersticial foi analisada em laboratório com um refratômetro manual. O percentual de finos foi mensurado seguindo-se parcialmente a metodologia de Suguio (1973), através do peneiramento úmido da amostra em uma peneira com 63µm de abertura de malha, e da diferença entre o peso seco antes e depois do peneiramento. A análise da matéria orgânica foi realizada através da diferença entre o peso seco e o peso seco livre de cinzas (Wetzel & Likens, 1990). A concentração dos pigmentos do microfitobentos (clorofila-*a* e feopigmentos) foi determinada através de um espectrofotômetro, conforme metodologia adaptada de Colijn & Dijkema (1981), e das equações de Lorenzen (1967).

Análise dos dados

Neste trabalho, a abundância da meiofauna foi transformada em densidade/10cm² de forma a padronizar a área dos substratos em uma mesma escala.

Com relação às análises univariadas foi realizada a ANOVA-2 fatores (Área e Substrato) para a meiofauna total e para os grupos mais abundantes. Os dados foram transformados em raiz quadrada ou $\log(x+1)$ sempre que as variâncias não foram homocedásticas (testada através do teste de Cochran). Em casos de diferenças significativas foi aplicado o teste *a posteriori* Fisher LSD.

As análises multivariadas envolveram o uso da ordenação MDS, para representar graficamente a estrutura da comunidade, e da PERMANOVA (9999 permutações quando disponíveis) para verificar a existência de diferenças significativas entre as áreas (fator Área) e entre os substratos (fator Substrato) ou interação significativa entre os dois fatores.

Comparações *a posteriori* (a versão multivariada do *t* estatístico) foram feitas em caso de diferenças significativas. Para essas análises os dados foram previamente transformados em $\log(x+1)$ e foi utilizado o índice de similaridade de Bray-Curtis. A análise da matriz de similaridade foi ainda utilizada para determinar o percentual de similaridade entre os substratos.

Para as espécies de Copepoda Harpacticoida, também foi realizada a ANOVA-2 fatores (para as espécies mais frequentes e para os índices ecológicos) e foram feitas ordenação MDS, PERMANOVA e análise da matriz de similaridade, sendo adicionada a variável *dummy* antes do cálculo do índice de Bray-Curtis (o uso dessa variável ocorreu porque algumas amostras de sedimento apresentaram poucos indivíduos de Copepoda adultos, e estes apresentavam muitas vezes malformações, o que impossibilitou a identificação). Além disso, índices ecológicos de riqueza (S), equitabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon (H') também foram obtidos.

Todas as ANOVAs e os testes *a posteriori* Fisher LSD foram realizados com o software Statistica^{®7}. As análises multivariadas e a obtenção dos índices ecológicos (riqueza, equitabilidade e diversidade) foram realizados com o PRIMER^{® 6} + PERMANOVA.

Em todas as análises estatísticas foi adotado o nível de significância $p < 0,05$.

2.3. Resultados

Caracterização do ambiente

O Canal de Santa Cruz apresentou maiores valores de Eh, de pigmentos do microfitobentos (clorofila-*a* e feopigmentos), de percentual de silte-argila e de matéria orgânica do que Maracaípe. Além disso, nesta área as UAS apresentaram maior quantidade de sedimento retido e os pneumatóforos apresentaram uma área maior. As médias dos parâmetros ambientais analisados são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1: Parâmetros ambientais mensurados em Maracáipe e no Canal de Santa Cruz. Valores médios \pm desvio padrão.

Parâmetro (\pm DP)	Maracáipe	Canal de Santa Cruz
Temperatura ($^{\circ}$ C)	33,1 (\pm 2,4)	29,9 (\pm 0,8)
Eh (mV)	-15,46 (\pm 11,59)	25,24 (\pm 9,40)
O ₂ dissolvido (mg/L)	2,86 (\pm 0,46)	2,70 (\pm 1,51)
Salinidade intersticial	38,5 (\pm 3,0)	34,6 (\pm 1,5)
Clorofila- <i>a</i> (μ g/cm ²)	2,48 (\pm 1,09)	6,53 (\pm 2,08)
Feopigmentos (μ g/cm ²)	0,82 (\pm 0,99)	12,70 (\pm 9,23)
Silta-argila (%)	8,11 (\pm 1,89)	67,48 (\pm 11,70)
Matéria Orgânica (%)	3,38 (\pm 0,83)	24,03 (\pm 6,36)
Sedimento UAS (g)	43,08 (\pm 10,01)	60,76 (\pm 54,16)
Pneumatóforo (cm ²)	18,65 (\pm 5,66)	23,87 (\pm 5,19)

Meiofauna

A meiofauna esteve representada por 15 grupos, sendo dominada por Nematoda (80,3%), Copepoda (6,6%), Nauplius de Copepoda (5,7% - sendo adotado em todo o texto em diante apenas o termo Nauplius) e Polychaeta (3%), que juntos representaram 95,6% do total de indivíduos das amostras.

Em Maracáipe foram encontrados 08 grupos no pneumatóforo, 11 no sedimento e 12 na UAS. O grupo Nematoda apresentou a maior densidade relativa no sedimento e a menor na UAS (Figura 3). O padrão inverso ocorreu para Nauplius, Copepoda e Polychaeta que obtiveram as maiores densidades relativas na UAS e as menores no sedimento. O grande percentual de ‘Outros’ nas amostras de sedimento esteve relacionado à contribuição do táxon Oligochaeta (3,5%) e na UAS pelos Turbellaria (3,5%).

No Canal de Santa Cruz foram encontrados 10 grupos em ambos os substratos pneumatóforo e UAS e 11 grupos no sedimento. Assim como em Maracáipe, Nematoda apresentou maior densidade relativa no sedimento (Figura 3), porém menor no pneumatóforo. Nauplius foi mais abundante na UAS, enquanto Copepoda e Polychaeta foram mais representativos no pneumatóforo.

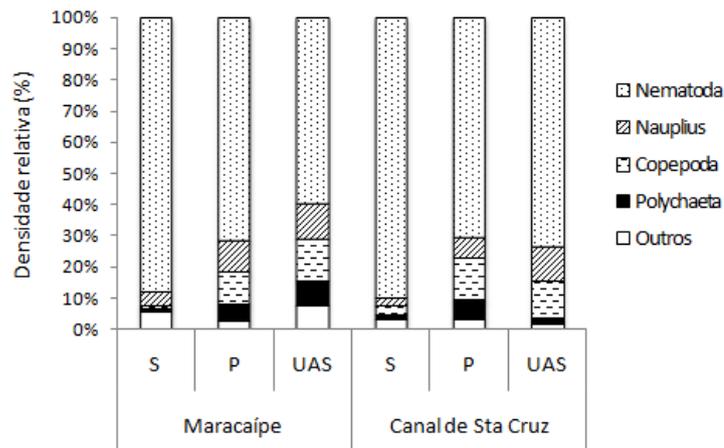


Figura 3: Densidade relativa dos principais grupos da meiofauna encontrados em cada substrato no estuário do rio Maracaípe e no Canal de Santa Cruz. S: Sedimento; P: Pneumatóforo; UAS: Unidade Artificial de Substrato (grama sintética).

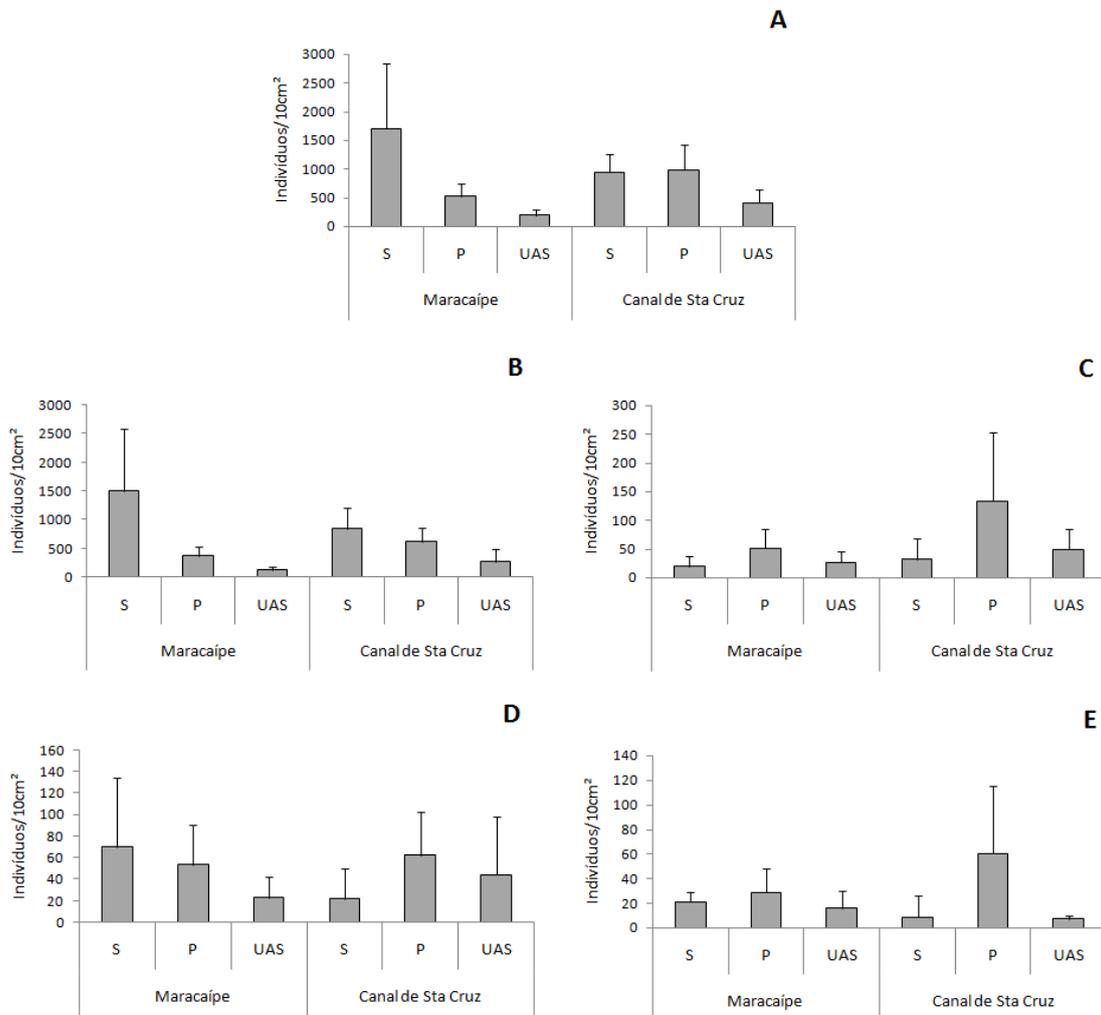


Figura 4: Densidade média (\pm desvio padrão) da (A) Meiofauna total; (B) Nematoda; (C) Copepoda; (D) Nauplius, e (E) Polychaeta em cada substrato no estuário do rio Maracaípe e no Canal de Santa Cruz. S: Sedimento; P: Pneumatóforo; UAS: Unidade Artificial de Substrato (grama sintética). Notar as diferentes escalas no eixo y.

De forma geral, a UAS apresentou a menor densidade da meiofauna total e os menores desvios padrão nas duas áreas (Figura 4A), enquanto o sedimento apresentou elevadas densidades da meiofauna total e um elevado desvio padrão, principalmente em Maracaípe.

Os resultados da ANOVA 2-fatores indicaram diferenças significativas para o fator substrato e para a interação área x substrato para a meiofauna total, assim como para Nematoda e Polychaeta, e para o fator substrato para o táxon Copepoda (Tabela 2). Os resultados do teste *a posteriori* indicaram que, em Maracaípe a densidade total da meiofauna foi significativamente maior no sedimento do que nos outros dois tipos de substrato ($p < 0,001$), enquanto no Canal de Santa Cruz a UAS apresentou densidade total da meiofauna significativamente menor do que nos substratos naturais ($p \leq 0,02$). O mesmo padrão ocorreu para Nematoda (Figura 4B): em Maracaípe a densidade desse grupo no sedimento foi significativamente maior do que nos outros substratos ($p < 0,001$), enquanto no Canal de Santa Cruz a densidade desse grupo na UAS foi significativamente menor do que nos substratos naturais ($p \leq 0,03$). O grupo Polychaeta apresentou densidade significativamente maior no pneumatóforo do que nos outros substratos no Canal de Santa Cruz ($p \leq 0,01$) (Figura 4E). Para Copepoda diferenças significativas foram encontradas entre o pneumatóforo e os demais substratos ($p \leq 0,02$) (Figura 4C).

Tabela 2: Resultados da ANOVA 2-fatores (Área: Maracaípe e Canal de Santa Cruz; e Substrato: Sedimento, Pneumatóforo e Unidade Artificial de Substrato) para meiofauna total e os principais grupos com diferenças significativas. Valores significativos em negrito.

ANOVA 2-fatores							
	DF	Meiofauna			Nematoda		
		MS	F	<i>p</i>	MS	F	<i>p</i>
Área	1	18,50	0,36	0,551	15,96	0,33	0,567
Substrato	2	851,73	16,75	0,000	948,13	19,91	0,000
ÁrXSub	2	225,55	4,43	0,022	183,62	3,85	0,035
Erro	24	50,83			47,60		
	DF	Copepoda			Polychaeta		
		MS	F	<i>p</i>	MS	F	<i>p</i>
Área	1	38,20	4,20	0,051	0,55	3,26	0,083
Substrato	2	51,71	5,69	0,009	1,07	6,28	0,006
ÁrXSub	2	4,87	0,53	0,591	0,70	4,09	0,029
Erro	24	9,08			0,17		

A ordenação MDS representou a matriz de similaridade entre as amostras de cada substrato, evidenciando nas duas áreas um maior agrupamento das réplicas de pneumatóforo e uma distribuição mais heterogênea das amostras de sedimento (Figura 5).

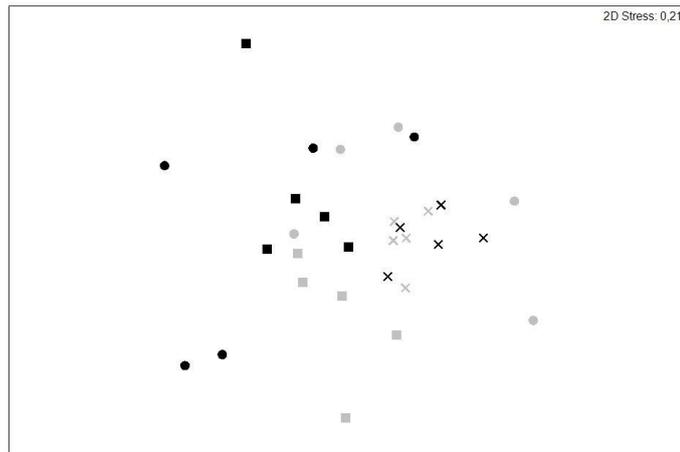


Figura 5: Ordenação MDS para a estrutura da comunidade de meiofauna no sedimento (círculos), no pneumatóforo (cruzes) e na Unidade Artificial de Substrato (quadrados) em Maracáipe (símbolos cinza) e no Canal de Santa Cruz (símbolos preto).

A PERMANOVA mostrou diferenças significativas para o fator área (pseudo-F= 2,73; $p= 0,008$), para o fator substrato (pseudo-F= 4,86; $p < 0,001$) e para a interação entre estes fatores (pseudo-F= 1,88; $p= 0,040$). A comparação *a posteriori* entre os substratos dentro de cada área mostrou diferenças significativas em todos os substratos, exceto entre sedimento e UAS no Canal de Santa Cruz (Tabela 3). A comparação *a posteriori* entre as áreas para cada substrato mostrou que as amostras de sedimento e pneumatóforos não apresentaram diferenças entre Maracáipe e Canal de Santa Cruz, ao contrário do que ocorreu com as UAS ($t= 1,70$; $p= 0,007$).

Tabela 3: Comparação a posteriori da PERMANOVA para a comunidade de meiofauna entre os substratos em Maracáipe e no Canal de Santa Cruz. Valores significativos destacados. Sed: sedimento; Pne: pneumatóforo e UAS: Unidade Artificial de Substrato (grama sintética).

	Maracáipe		Canal de Santa Cruz	
	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
UAS X Sed	1,87	0,008	1,31	0,156
UAS X Pne	2,21	0,006	2,35	0,010
Sed X Pne	1,78	0,008	1,84	0,014

A análise da matriz de similaridade corroborou a tendência observada no MDS. O pneumatóforo foi o substrato com maior similaridade entre réplicas, tanto em Maracáipe quanto no Canal de Santa Cruz (87,95% e 82,44%, respectivamente), seguido pela UAS

(76,84% e 75,7%, respectivamente). O sedimento foi o substrato que apresentou os menores valores, com 70,59% de similaridade entre as réplicas em Maracaípe e 64,77% no Canal de Santa Cruz.

Copepoda Harpacticoida

Um total de 421 indivíduos foi identificado ao menor nível taxonômico possível, resultando no registro de 13 famílias, 24 gêneros e 43 espécies (Tabela 4). Dentre as espécies encontradas, 14 ocorreram nas duas áreas, 16 foram exclusivas de Maracaípe e 13 exclusivas do Canal de Santa Cruz. Analisando-se apenas os substratos independentemente da área, foram encontradas 31 espécies no pneumatóforo (21 exclusivas desse substrato), 18 na UAS (8 exclusivas) e 7 no sedimento (3 exclusivas). Apenas 11 espécies ocorreram em mais de um substrato.

A riqueza de espécies e a diversidade de Shannon apresentaram distribuição similar, sendo mais elevados no pneumatóforo e menores no sedimento, nas duas áreas (Figura 6). A equitabilidade foi próxima de 1 em todos os substratos e áreas, com exceção do sedimento em Maracaípe, onde foi bastante reduzida.

Os resultados da ANOVA indicaram que a riqueza variou significativamente entre os substratos ($F= 52,29$; $p < 0,001$), sendo todos os substratos diferentes entre si ($p < 0,001$ para todas as diferenças). A diversidade variou significativamente entre os substratos ($F= 53,38$; $p < 0,001$) e apresentou interação significativa entre os fatores área x substrato ($F= 3,94$; $p= 0,038$). A equitabilidade variou significativamente entre as áreas ($F= 8,20$; $p= 0,010$), entre os substratos ($F= 7,28$; $p= 0,005$) e também apresentou interação significativa entre estes fatores ($F= 7,65$; $p= 0,004$). Os resultados do teste *a posteriori* (Fisher LSD) para interações significativas indicaram que, com relação à diversidade, o sedimento foi significativamente diferente dos outros dois substratos em Maracaípe ($p \leq 0$) e no Canal de Santa Cruz ($p < 0,01$), onde também houve diferença significativa entre pneumatóforo e UAS ($p \leq 0,03$). Com relação à equitabilidade, as diferenças foram significativas apenas em Maracaípe, sendo o sedimento diferente de ambos os substratos pneumatóforo e UAS ($p < 0,001$).

Tabela 4: Lista de espécies de Copepoda Harpacticoida identificadas no sedimento, nos pneumatóforos e nas Unidades Artificiais de Substrato (grama sintética) no estuário do rio Maracaípe e no Canal de Santa Cruz.

Ordem Harpacticoida Sars, 1903		Maracaípe			Canal de Santa Cruz		
		UAS	Sed	Pne	UAS	Sed	Pne
	Espécies						
Família Ameiridae	<i>Ameira</i> sp1				+		+
Boeck, 1865	<i>Ameira</i> sp2				+		
	Ameiridae sp1			+			
	Ameiridae sp2	+					
	<i>Nitocra</i> sp1			+			
	<i>Nitocra</i> sp2				+		+
	<i>Nitocra</i> sp3	+					
	<i>Nitocra</i> sp4	+		+	+		+
	<i>Parevansula</i> sp			+			
	<i>Psyllocamptus</i> (<i>Langpsyllocamptus</i>) sp						+
	<i>Psyllocamptus</i> (<i>Psyllocamptus</i>) sp		+	+			+
Família	Canthocamptidae sp1			+			
Canthocamptidae	Canthocamptidae sp2			+			
Brady, 1880	<i>Mesochra</i> aff.						+
	<i>Lilljeborgii</i>						
	<i>Mesochra</i> sp.nov			+			+
	<i>Moraria</i> sp			+			
	<i>Nannomesochra</i> sp.			+			
Família Cletodidae	<i>Enhydrosoma</i> sp	+	+		+	+	
T. Scott, 1905							
Família	<i>Diarthrodes</i> sp	+			+	+	
Dactylopusiidae							
Lang, 1936							
Família	<i>Leptocaris</i> spp			+			+
Darcythompsoniidae							
Lang, 1936							
Família	<i>Ectinosoma</i> spp	+		+	+	+	+
Ectinosomatidae							
Sars, 1903							
Família Laophontidae	<i>Laophonte cornuta</i>			+	+		+
T. Scott, 1905	Philippi, 1840						
	Laophontidae sp						+
	<i>Paralaophonte</i> sp						+
	<i>Quinquelaophonte</i> sp			+			+
Família Longipediidae	<i>Longipedia</i> sp					+	
Boeck, 1865							
Família Metidae	<i>Metis</i> sp			+			+
Boeck, 1873							
Família Miraciidae	<i>Cladorostrata</i> sp						+
Dana, 1846	<i>Delavalia</i> sp	+					
	<i>Paramphiascella</i> sp	+					
	<i>Robertsonia</i> sp1	+	+	+	+	+	
	<i>Robertsonia</i> sp2			+	+		
	<i>Robertsonia</i> sp3			+			
	<i>Robertsonia</i> sp4			+			+

	<i>Robertsonia</i> sp5	+		
	<i>Schizopera</i> sp1	+		
	<i>Schizopera</i> sp2	+	+	+
	<i>Schizopera</i> sp3			+
	<i>Schizoperoides</i> sp		+	
Família	<i>Kliopsyllus</i> sp.		+	
Paramesochridae				
Lang, 1944				
Família	<i>Phyllopodopsyllus</i> sp		+	+
Tetragonicipitidae	Tetragonicipitidae sp			+
Lang, 1944				
Família Thalestridae	Thalestridae sp			+
Sars, 1905				

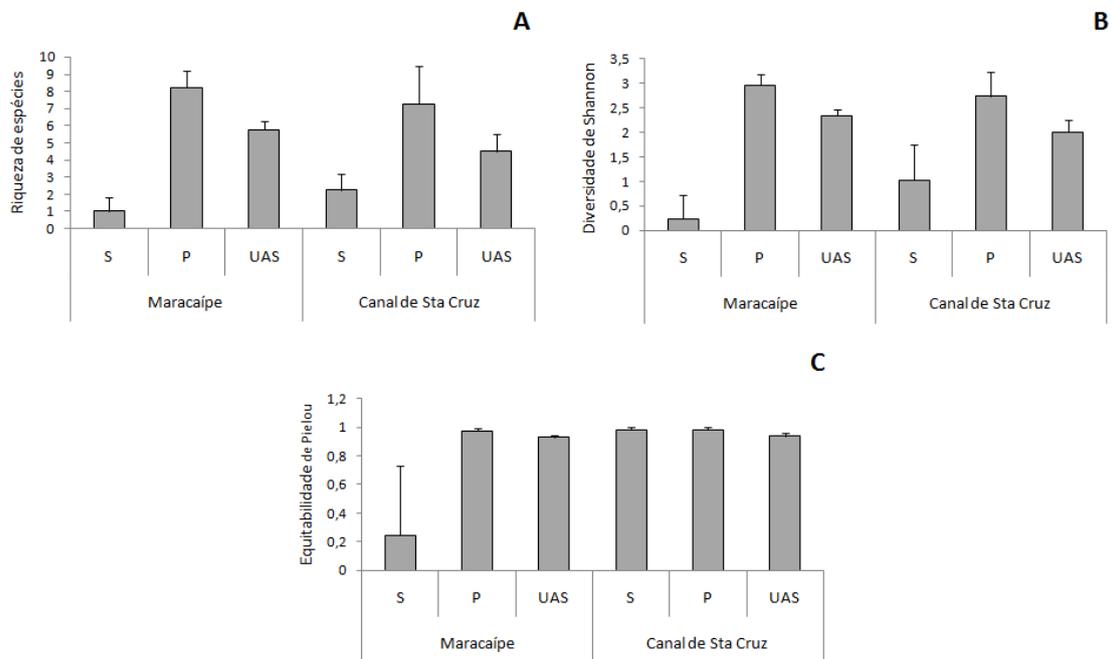


Figura 6: Variação média (\pm desvio padrão) dos índices ecológicos de A: Riqueza (S); B: Diversidade de Shannon (H'); e C: Equitabilidade de Pielou (J') em cada substrato em Maracaípe e no Canal de Santa Cruz. S: Sedimento; P: Pneumatóforo; UAS: Unidade Artificial de Substrato (grama sintética).

As espécies *Ectinosoma* spp., *Enhydrosoma* sp., *Robertsonia* sp.4, *Robertsonia* sp.1, *Laophonte cornuta*, *Phyllopodopsyllus* sp., *Leptocaris* spp. e *Diarthrodes* sp. foram as mais freqüentes e estiveram entre as mais abundantes. Apenas três destas espécies foram exclusivas de um único substrato: *Robertsonia* sp.4 e *Leptocaris* spp. ocorreram apenas no pneumatóforo e *Diarthrodes* sp. apenas na UAS.

Os resultados da ANOVA realizada para as espécies são mostrados na Tabela 5. O teste *a posteriori* (Fisher LSD) indicou que a densidade de *Ectinosoma* spp. foi significativamente

maior na UAS do que em ambos os substratos naturais ($p < 0,01$), *Robertsonia* sp.4 foi encontrada apenas nas amostras de pneumatóforo, sendo significativamente diferente da UAS e do sedimento ($p < 0,01$) e a densidade de *Phyllopodopsyllus* sp., que apareceu apenas no Canal de Santa Cruz, foi maior nos pneumatóforos do que na UAS, e não apareceu no sedimento, sendo significativamente diferente destes substratos ($p < 0,01$).

Tabela 5: Resultados da ANOVA (dois fatores) para as espécies mais frequentes de Copepoda Harpacticoida encontradas. Valores significativos em negrito.

Espécie	Área		Substrato		Área x Substrato	
	F	<i>p</i>	F	<i>P</i>	F	<i>p</i>
<i>Ectinosoma</i> spp.	0,00	0,991	8,43	0,002	1,19	0,324
<i>Enhydrosoma</i> sp.	4,23	0,054	3,44	0,054	1,17	0,331
<i>Robertsonia</i> sp.4	3,53	0,076	10,42	0,000	3,53	0,050
<i>Robertsonia</i> sp.1	0,61	0,444	0,99	0,388	0,24	0,781
<i>Laophonte cornuta</i>	0,58	0,453	1,67	0,215	1,78	0,196
<i>Phyllopodopsyllus</i> sp.	8,96	0,007	4,81	0,021	4,81	0,021
<i>Leptocaris</i> spp.	0,24	0,626	2,45	0,113	0,24	0,784
<i>Diarthrodes</i> sp.	4,51	0,047	2,72	0,092	2,31	0,127

O MDS mostrou uma separação evidente entre as réplicas de pneumatóforo e dos demais substratos, embora de forma mais espalhada, e uma maior aproximação das réplicas de UAS, principalmente em Maracaípe (Figura 7). A PERMANOVA confirmou o observado no MDS, com diferenças para o fator área (pseudo-F= 2,63; $p = 0,004$), substrato (pseudo-F= 4,98; $p < 0,001$) e interação significativa entre estes fatores (pseudo-F= 2,04; $p = 0,007$). A comparação *a posteriori* para os substratos em Maracaípe indicou diferenças significativas entre todos os substratos ($p < 0,031$) e no Canal de Santa Cruz apenas entre sedimento e pneumatóforo ($p = 0,025$). Seguindo o mesmo padrão observado para a meiofauna, a comparação *a posteriori* para o mesmo tipo de substrato entre as áreas para a associação de Copepoda indicou diferenças significativas apenas nas UAS ($t = 2,00$; $p = 0,029$), enquanto que sedimento e pneumatóforo não apresentaram diferenças entre as áreas.

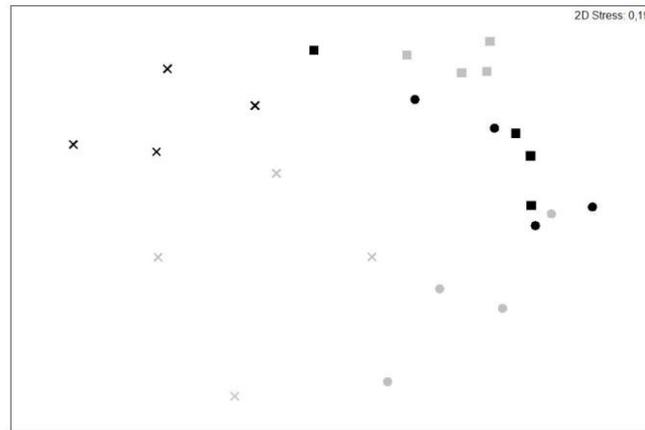


Figura 7: Ordenação MDS para a associação de Copepoda Harpacticoida no sedimento (círculos), no pneumatóforo (cruzes) e na Unidade Artificial de Substrato (quadrados) em Maracaípe (símbolos cinza) e no Canal de Santa Cruz (símbolos preto).

Ao contrário do observado para meiofauna total, a análise da matriz de similaridade para a associação de Copepoda mostrou que a UAS foi o substrato com maior similaridade entre as réplicas, tanto em Maracaípe quanto no Canal de Santa Cruz (55,97% e 37,25%, respectivamente), seguido pelo pneumatóforo (21,21% e 31,55%, respectivamente). O sedimento apresentou apenas 25,78% de similaridade entre as réplicas no Canal de Santa Cruz e, em Maracaípe foram encontradas espécies diferentes em cada réplica, de modo que não houve similaridade entre amostras de sedimento nesta área.

2.4. Discussão

Neste estudo, a aplicabilidade de uma UAS como estimadora/representação adequada da estrutura e composição da comunidade de meiofauna e da diversidade de Copepoda Harpacticoida em substratos naturais foi testada, através da comparação com os substratos sedimento e pneumatóforos. O uso de UAS vem sendo sugerido devido à menor heterogeneidade proporcionada pelo uso de um substrato padronizado. De fato, no presente estudo as réplicas de UAS apresentaram uma alta similaridade com relação à meiofauna total (>75%) e, com relação à composição específica de Copepoda, apesar da similaridade ter sido baixa (apenas 37,25% no Canal de Santa Cruz e 55% em Maracaípe), ela foi mais elevada do que a similaridade entre as réplicas dos substratos naturais. Esse percentual de similaridade refletiu na baixa variação (representada pelo desvio padrão) da densidade observada entre as réplicas.

O pequeno grau de variação entre réplicas também foi observado em diversos estudos com a macrofauna associada a vários tipos de substratos artificiais: fibras de corda (Edgar, 1991), plantas filamentosas artificiais (Edgar & Klumpp, 2003), esponjas de nylon (Smith &

Rule, 2002), sedimento homogeneizado artificialmente (Bishop, 2005). Entretanto, para a meiofauna o grau de variação entre as réplicas foi maior em um substrato artificial (mímicas de fanerógamas marinhas) do que nas próprias fanerógamas (De Troch *et al.*, 2005). E, em estudos sob diferentes escalas espaciais, os índices de diversidade da meiofauna colonizando esponjas de nylon apresentaram variações menores dentro das áreas do que quando comparada com a variação entre as áreas (Gee & Warwick, 1996). Em estudos de recrutamento, também utilizando esponjas de nylon, foi observada uma elevada variação na riqueza e abundância da macrofauna em pequena escala espacial, já em escalas maiores (dezenas e centenas de metros e quilômetros) não foram encontradas diferenças significativas (Rule & Smith, 2005). Os resultados desses estudos sugerem que a redução da variabilidade entre as réplicas depende da escala em que o estudo é realizado, e os resultados do presente estudo sugerem que depende também do nível taxonômico usado, uma vez que a similaridade entre as réplicas foi diferente para meiofauna total e para as espécies de Copepoda.

Em termos de representatividade da meiofauna total, em Maracáipe a UAS não conseguiu representar de forma adequada nenhum dos substratos naturais testados. Nessa área a quantidade de material particulado retida nas UAS foi uniforme em todas as réplicas, de modo que a UAS agiu como um substrato à parte, apresentando uma comunidade diferente da encontrada seja no sedimento seja nos pneumatóforos. A presença de uma meiofauna críptica, que habita normalmente outros tipos de substratos (tais como conchas, folhas caídas, troncos da vegetação), colonizando substratos artificiais já foi sugerida (Atilla & Fleeger, 2000). Outros estudos também sugerem outros substratos como fonte de meiofauna para substratos artificiais (Atilla *et al.*, 2003; Fonsêca-Genevois *et al.*, 2006). No Canal de Santa Cruz, entretanto, a UAS não apresentou diferenças significativas com relação ao sedimento, o que indica que esta foi a principal fonte de meiofauna para a colonização do substrato artificial, assim como encontrado por De Troch *et al.* (2005) em mímicos de fanerógamas marinhas. A alta representatividade do sedimento pela UAS nessa área pode ser justificada pela presença de grande quantidade de material particulado retido no substrato artificial no final do experimento. Esse acúmulo elevado de material particulado na UAS pode ter ocorrido em função das características hidrodinâmicas locais, já que o Canal de Santa Cruz é considerado um ambiente deposicional, com grande quantidade de sedimento fino (Botter-Carvalho, 2007) e/ ou pela atividade bioturbadora promovida por invertebrados, com a presença de tocas de organismos próximas aos pontos em que algumas UAS foram posicionadas.

Os grupos mais abundantes na UAS foram Nematoda, Copepoda e Nauplius, assim como o encontrado em outros estudos sobre a colonização de substratos artificiais pela

meiofauna (Atilla & Fleeger, 2000) e Polychaeta. No presente estudo, apesar de Nematoda ser o táxon dominante em todos os substratos, sua densidade foi consideravelmente menor na UAS. Esse grupo é bastante frequente, em geral dominante nas amostras de meiofauna, ocorrendo em todos os substratos, sedimentos, zonas climáticas e profundidades (Giere, 2009). Contudo, não são bons nadadores (Commito & Tita, 2002) nem colonizadores (Gwyther & Fairweather, 2002; Gwyther & Fairweather, 2005) o que pode explicar sua baixa densidade na UAS. A densidade desse grupo na UAS foi estatisticamente similar à densidade nos pneumatóforos (em Maracaípe), o que sugere que os Nematoda colonizadores deste substrato eram provenientes principalmente da epifauna. Gwyther & Fairweather (2005) observaram que a composição de Nematoda colonizando mímicos de pneumatóforos foi semelhante à composição nos verdadeiros. Dessa forma, um menor refinamento taxonômico para esse grupo é necessário para confirmar a hipótese de espécies da epifauna colonizando a UAS.

Para a densidade de Polychaeta a UAS foi estatisticamente semelhante ao sedimento no Canal de Santa Cruz, e a ambos os substratos naturais em Maracaípe. Uma menor resolução taxonômica também é necessária para explicar este grupo, mas, em geral, as mesmas explicações sobre a quantidade de sedimento retido nas UAS nessa área podem ser dadas. Outros estudos envolvendo substratos artificiais que citam a aparição de Polychaeta não abordam esse grupo como representativo da meiofauna total (Atilla & Fleeger, 2000; Atilla *et al.*, 2005). Ao contrário do encontrado no presente estudo, onde a maior densidade de Polychaeta foi encontrada nos pneumatóforos, Gwyther & Fairweather (2005) encontraram baixa abundância deste grupo em pneumatóforos mímicos e naturais. A comunidade de macrofauna no sedimento do Canal de Santa Cruz é dominada pelo táxon Annelida, particularmente Polychaeta (Valença & Santos, 2013). Nas amostras de meiofauna muitos juvenis da macrofauna, classificados como ‘meiofauna temporária’ podem ser encontrados (Watzin, 1983), e desta forma os pneumatóforos podem ter fornecido um microhabitat adequado para o estabelecimento de larvas de Polychaeta, o que explicaria a maior densidade deste táxon nesse substrato. Da mesma forma, a maior densidade de Copepoda Harpacticoida também foi observada nos pneumatóforos. Em geral, pneumatóforos apresentam uma cobertura de algas epibiontes e cracas que fornecem microhabitats para a meiofauna (Gwyther, 2000; Gwyther & Fairweather, 2002), embora neste experimento não tenha sido analisada a presença desses organismos. Neste estudo, a possível presença de algas nos pneumatóforos pode ter fornecido refúgio contra a dessecação em marés baixas (Gwyther,

2000) para espécies de Copepoda, Polychaeta e Nematoda (embora tenha apresentado maior densidade no sedimento também foi o táxon dominante nas amostras de pneumatóforo).

Para Copepoda a UAS também foi estatisticamente semelhante ao sedimento (independentemente das áreas), o que pode estar associado ao fato deste grupo apresentar características morfológicas que lhes permite uma elevada flexibilidade, natação rápida e até mesmo se agarrar às superfícies (Giere, 2009), tornando-os excelentes colonizadores de novos habitats (e.g. Mirto & Danovaro, 2004; Gwyther & Fairweather, 2002; Atilla & Fleeger, 2000). Com relação aos índices ecológicos analisados, a distribuição da meiofauna em *patches* pode explicar a baixa equitabilidade (em Maracaípe) e diversidade (em ambas as áreas) no sedimento e, desta forma, a maior diferença com relação à UAS. A diversidade (apenas em Maracaípe) e a equitabilidade foram semelhantes entre a UAS e o pneumatóforo. Os pneumatóforos apresentaram padrões similares aos esperados para um substrato artificial, promovendo uma maior padronização das características do substrato e, assim, uma maior equitabilidade e diversidade. Entretanto, apesar das análises multivariadas indicarem semelhança entre a UAS e os dois substratos naturais no Canal de Santa Cruz, as análises univariadas para as espécies mais frequentes indicaram semelhança apenas entre UAS e sedimento.

A diferença detectada pela UAS entre as áreas, tanto para a meiofauna total quanto para as espécies de Copepoda Harpacticoida, pode ser atribuída às diferentes fontes de impactos atuantes nas duas áreas de estudo, como descritas na metodologia. O fato de apenas as UAS mostrarem diferenças significativas entre as áreas indica que substratos padronizados conseguem detectar de forma mais eficiente essas diferenças na comunidade. Resultados semelhantes foram obtidos por Barreto (2014): a grama sintética permitiu observar diferenças na comunidade de meiofauna e associação de Copepoda Harpacticoida em diferentes ambientes recifais sob diferentes níveis de pressão antrópica. Neste sentido, os dados obtidos neste estudo, ainda que de forma preliminar, corroboram outros estudos (e.g. Barreto, 2014; Mirto & Danovaro, 2004; Smith & Rule, 2002) que apontam o uso de substratos artificiais como uma ferramenta útil para contornar o efeito das variações naturais sobre as comunidades bentônicas permitindo a detecção de impactos.

3. Capítulo 2

Efeito da cobertura de cianobactérias em Unidade Artificial de Substrato sobre a colonização da meiofauna

3.1. Introdução

A eutrofização é um problema global, sendo considerada como uma das principais formas de distúrbio que ocorrem nos ambientes costeiros (Smith *et al.*, 1999; Meyer-Reil & Köster, 2000; Anderson *et al.*, 2002; Gray *et al.*, 2002). Ela é definida na literatura (e.g. Rosenberg, 1985; Kennish, 1992; Smith *et al.*, 1999; Gray *et al.*, 2002) como o aumento na entrada de nutrientes dentro do sistema e pode ocasionar o crescimento excessivo de algas e plantas. Dessa forma, os três elementos-chave no processo de eutrofização são (1) o aumento no nível de nutrientes que levam à (2) produção de matéria orgânica particulada e dissolvida e (3) a degradação da matéria orgânica que leva a concentrações reduzidas de oxigênio (Gray *et al.*, 2002). O aumento no nível de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, pode ocorrer através de fontes naturais (como a decomposição foliar e a lixiviação de nutrientes de corpos d'água acima) e/ou antropogênicas (crescimento populacional desordenado próximo à zona costeira e a descarga de resíduos da agricultura, industriais e domésticos) (Kennish, 1998; Vasconcelos, 2006).

A eutrofização estimula o crescimento excessivo de algas, ocasionando *blooms* de micro- e macroalgas (Little, 2000). Nas últimas décadas, várias regiões costeiras do mundo têm evidenciado um aumento na incidência desses *blooms* que, além de causar impactos na saúde humana (Hoagland *et al.*, 2014), podem afetar outros organismos, seja através da produção de toxinas ou mesmo pela grande biomassa, que pode se depositar sobre o sedimento, formando densos tapetes de algas (Norkko & Bonsdorff, 1996; Thiel & Watling, 1998; Bolam *et al.*, 2000; Anderson *et al.*, 2002; Cardoso *et al.*, 2004; Pittman & Pittman, 2005; García & Johnstone, 2006; Bohórquez *et al.*, 2013) e alterando a dinâmica da teia alimentar do ecossistema (Anderson *et al.*, 2002).

Muitos estudos sobre os efeitos dos tapetes de macroalgas sobre as comunidades bentônicas já foram realizados (e.g. Norkko & Bonsdorff, 1996; Thiel & Watling, 1998; Bolam *et al.*, 2000; Norkko *et al.*, 2000; Franz & Friedman, 2002; Cardoso *et al.*, 2004; Bohórquez *et al.*, 2013) e os efeitos desses tipos de algas são geralmente similares aos efeitos decorrentes de enriquecimento orgânico (Norkko & Bonsdorff, 1996). Para a macrofauna, espécies com menos mobilidade ou menos tolerantes à hipoxia podem migrar ou morrer (Norkko & Bonsdorff, 1996), enquanto anelídeos da subsuperfície e comedores de depósito,

que são tolerantes ou se beneficiam do enriquecimento orgânico, aumentam em abundância (Thiel & Watling, 1998). A presença de macroalgas verdes pode favorecer a meiofauna, fornecendo matéria orgânica e proteção contra predação e dessecação (Bohórquez *et al.*, 2013). Em geral, muita atenção tem sido dada aos impactos de macroalgas flutuantes sobre o bentos, principalmente sobre a macrofauna. Por outro lado, outro tipo de tapete que vem se desenvolvendo, especialmente em regiões tropicais e subtropicais (e.g. Stielow & Ballantine 2003; Albert *et al.*, 2005) é o formado por microalgas (constituídos por cianobactérias e/ou diatomáceas). Em geral, os efeitos desses tapetes podem ser similares aos de outros tipos de algas, impactando substancialmente a saúde humana e o meio ambiente através da liberação de toxinas (Osborne *et al.*, 2001; Osborne *et al.*, 2007; Arthur, *et al.*, 2008), elevada concentração de biomassa (Stal, 2001), redução da transparência da água e grande flutuação nos níveis de oxigênio (Vasconcelos, 2006), levando em casos extremos à anoxia (Stal, 2001). O estresse oxidativo causado por esses tapetes pode causar reduções significativas na abundância da meiofauna dentro do estrato sedimentar (García & Johnstone, 2006) e reduções na densidade do poliqueta *Laeonereis acuta* também já foram observadas (Da Rosa *et al.*, 2005). Além disso, os tapetes de cianobactérias afetam a dinâmica ambiental, causando, por exemplo, mudanças nas interações predador-presa entre pequenos peixes bentívoros e a meiofauna (Gilby *et al.*, 2011).

Poucos estudos sobre o efeito dos tapetes de cianobactérias sobre os organismos bentônicos foram realizados (Da Rosa *et al.*, 2005; García & Johnstone, 2006; Gérard *et al.*, 2009; Poirier & Cattaneo, 2010). Nas regiões estuarinas, em particular, devido ao estresse natural ao qual esses ecossistemas estão submetidos, torna-se difícil distinguir as variações naturais das comunidades bentônicas, daquelas decorrentes de um impacto (Paradoxo da Qualidade Estuarina) (Dauvin, 2007), como o causado pelos tapetes de cianobactérias. Para contornar tal dificuldade de separar a variação natural da causada pelo impacto no ambiente, uma das ferramentas propostas é o uso de substratos artificiais (Atilla & Fleeger, 2000; Atilla *et al.*, 2003; Mirto & Danovaro, 2004; Atilla *et al.*, 2005; Bishop, 2005; Rule & Smith, 2005; Russel *et al.*, 2005; Rule & Smith, 2007; Chapman & Underwood, 2008), de forma a se obter um habitat (substrato) com características padronizadas.

O presente estudo teve como objetivo avaliar se a comunidade de meiofauna e o grupo Copepoda Harpacticoida, grupo que apresenta alta sensibilidade à entrada de poluentes e à diminuição da concentração de oxigênio (Hicks & Coull, 1983), são afetados pela presença da cobertura de cianobactérias e se tal efeito estaria relacionado ao histórico de eutrofização do ambiente estuarino considerado. Para isso foi testado se as associações de meiofauna e de

Copepoda diferem entre Unidades Artificiais de Substrato (UAS) colonizadas por cianobactérias e UAS não colonizadas nos estuários com e sem histórico de eutrofização.

3.2. Material e Métodos

Área de estudo

O experimento foi realizado em duas planícies estuarinas no estado de Pernambuco – Brasil (Figura 1), uma sem histórico de eutrofização e uma com histórico (considerado através da presença/registro anterior de tapetes de cianobactérias), no período de janeiro-fevereiro de 2014.

O estuário do rio Maracaípe ($8^{\circ}32'21,42''$ S e $35^{\circ}00'21,72''$ W) está localizado em Ipojuca, litoral sul do estado. Esse ambiente apresenta uma vegetação de mangue bem preservada e distante de centros urbanos (Araújo-Castro *et al.*, 2009). No entanto, o desenvolvimento econômico e a expansão urbana da região vêm causando um intenso processo erosivo (Macêdo *et al.*, 2012) e a região do Pontal de Maracaípe, onde deságua o rio, é um dos ambientes mais sensíveis à ação antrópica, representada principalmente pelo turismo, desmatamento e construções indevidas (Macêdo *et al.*, 2010). Até o presente estudo não foram evidenciadas formação de tapetes de alga na região (informações do autor).

O Canal de Santa Cruz ($7^{\circ}46'11,04''$ S e $34^{\circ}52'55,56''$ W) faz parte de um complexo estuarino localizado em Itapissuma, litoral norte. Esse ecossistema está exposto a vários tipos de pressões tais como a poluição industrial, descarga de efluentes domésticos, expansão urbana e pesca (Medeiros *et al.*, 2001; CPRH, 2010) e, embora apresente uma condição de eutrofização, a qualidade ecológica foi avaliada através do Índice Biótico Marinho (AMBI), sendo classificada como pouco perturbada (Valença & Santos, 2012). A presença de tapetes de cianobactérias nessa região já foi registrada anteriormente (Botter-Carvalho, 2007; Santos *et al.*, 2009).

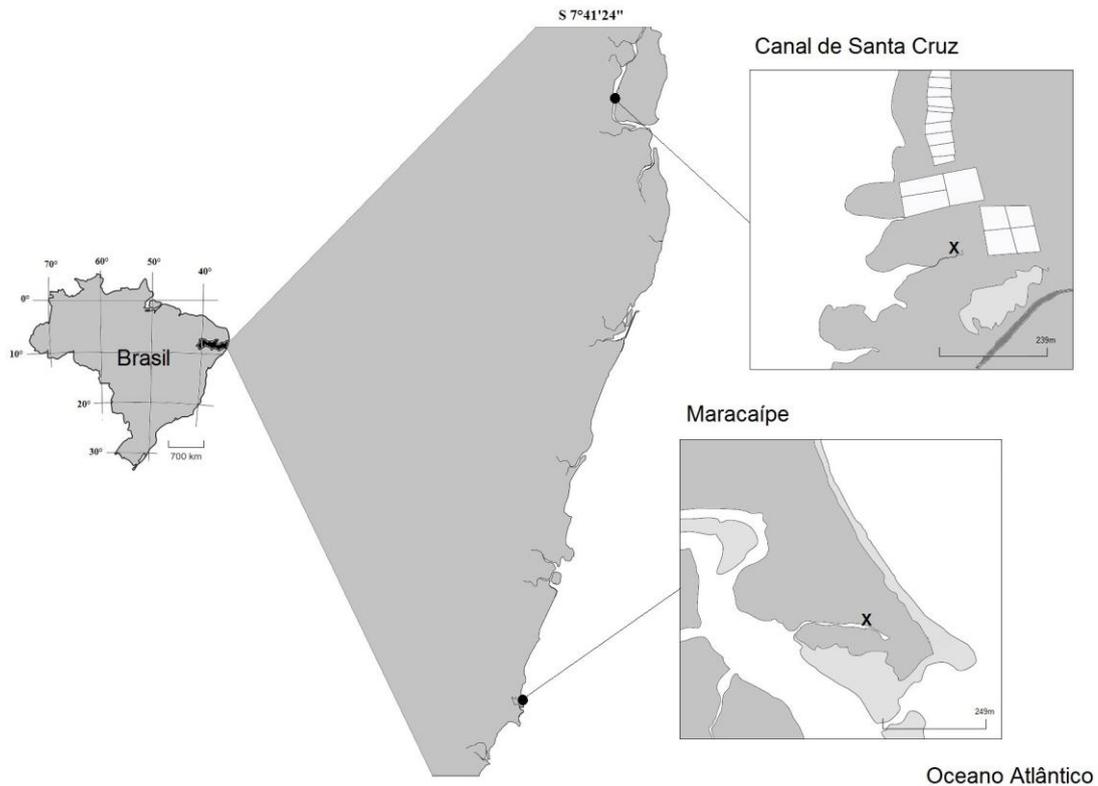


Figura 8: Localização das áreas de estudo na costa de Pernambuco, Brasil. Os pontos de coleta são indicados por X.

Coleta e Defaunação da Alga

A Unidade Artificial de Substrato (UAS) utilizada foi a grama sintética (cada unidade com 50cm² de área). Para o estudo do efeito das cianobactérias sobre a meiofauna, algumas UAS foram previamente submetidas à colonização por cianobactérias em laboratório, e posteriormente fixadas em campo para colonização da meiofauna, juntamente com UAS não submetidas à colonização por cianobactérias.

O tapete de cianobactérias foi coletado na Bacia do Pina, Recife – PE. A escolha da área foi feita com base em registros anteriores da presença de tapetes densos na região, onde foi observada uma dominância de cianobactérias filamentosas, principalmente *Geitlerinema amphibium* (C.Agardh ex Gomont) Anagnostidis 1989, *Microcoleus* sp., *Oscillatoria* sp., *Phormidium* sp., *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis et Komarek 1988, *Pseudanabaena catenata* Lauterborn 1915, *Pseudanabaena* sp. e *Trichodesmium erythraeum* Ehrenberg 1830 (identificação realizada por AN Moura).

A coleta do tapete em campo (em área suficiente para cobrir a superfície das UAS) ocorreu em maré 0,4m através da retirada da camada superficial de sedimento (contendo a

camada de alga). Em laboratório, o sedimento abaixo do tapete foi removido e, em seguida, foi realizado o procedimento de defaunação no tapete. A defaunação foi feita através da lavagem do tapete com água filtrada do próprio estuário sobre uma peneira com abertura de malha de 300 μ m, para que os organismos menores fossem eliminados. Depois, o tapete foi submerso por 1 minuto em água doce, para que os organismos restantes sofressem um choque osmótico.

Após a defaunação, o tapete foi colocado em um saco plástico com água filtrada do próprio estuário e agitado para a sua fragmentação. Depois de agitada, a solução foi despejada em cima das UAS (20 réplicas com 50cm² cada), dentro de um aquário com aerador constante. As UAS com cianobactérias foram mantidas em laboratório durante 4 dias sob luz constante para a estabilização do tapete (Figura 2A). Após a retirada das UAS para montagem do experimento em campo, algumas amostras de tapetes formados no aquário foram analisadas, sendo observada ainda a presença de indivíduos dos grupos Nematoda, Copepoda e Nauplius de Copepoda pós-defaunação. Com relação à composição específica dos Copepoda Harpacticoida, todos os indivíduos identificados dessas amostras (n=60) pertenceram ao gênero *Cletocamptus*, que não esteve presente em nenhuma das amostras de UAS com cianobactérias após o período de colonização em campo pela meiofauna. Assim a eventual contaminação das UAS foi desconsiderada nas análises subsequentes.

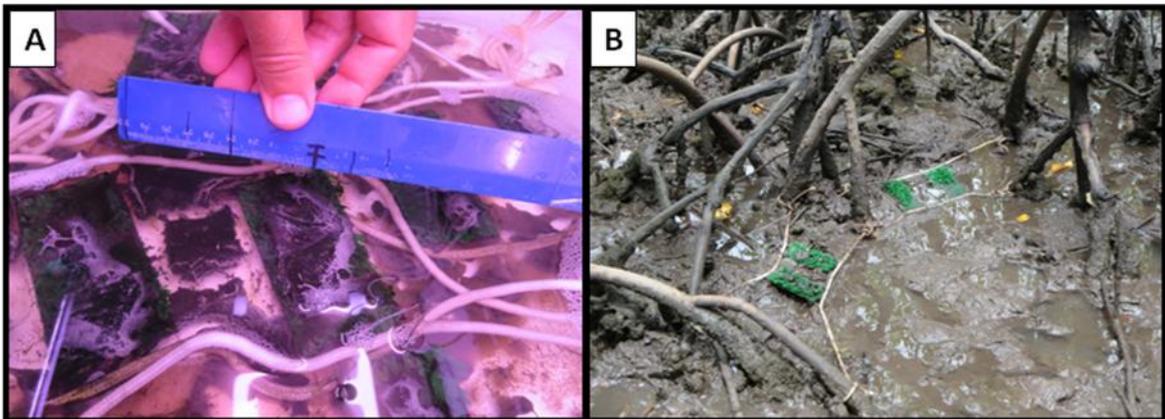


Figura 9: Unidades Artificiais de Substrato (UAS). A: Tapete de cianobactérias desenvolvidos sobre as UAS após 4 dias em laboratório; B: UAS com e sem cianobactérias dispostos em campo. (Fotos da autora)

Montagem em Campo

Após os 4 dias de colonização pelas cianobactérias, as UAS foram levadas para campo, juntamente com UAS não submetidas à colonização.

Em cada área foram escolhidos cinco pontos para a fixação das UAS que foram presas entre as raízes e pneumatóforos das árvores de mangue (Figura 2B), em maré 0,1m em Maracaípe e no Canal de Santa Cruz. Em cada ponto foram colocadas duas pseudo-réplicas de cada tratamento: duas UAS com cobertura de cianobactérias e duas sem cianobactérias (referidas daqui em diante como tratamentos com e sem tapete). Desta forma, foi utilizado um total de 20 UAS em cada estuário.

Em um estudo prévio (piloto) foi avaliado o tempo de colonização da meiofauna, de modo que UAS e sedimento natural não fossem estatisticamente distintos. A partir de 4 dias amostrais (dias 4, 9, 14 e 19) foi verificado que com 14 dias de colonização já não eram encontradas diferenças significativas entre o substrato natural e o artificial. Assim, este foi o período (14 dias) escolhido para a colonização da UAS pela meiofauna em campo.

A coleta foi realizada em maré 0,3m em Maracaípe e no Canal de Santa Cruz. As UAS foram fixadas com formol salino 4% e posteriormente lavadas com água filtrada corrente sobre uma combinação de peneiras com aberturas de malha de 500 μ m e 45 μ m, para separar a macro- e a meiofauna. O material retido na peneira menor foi elutriado manualmente para separar a meiofauna do sedimento e corado com Rosa Bengala.

A meiofauna de todas as amostras foi triada ao nível de grandes grupos taxonômicos, sendo Copepoda e seus Nauplius considerados como grupos ecológicos diferentes. Para Copepoda Harpacticoida foram utilizadas quatro réplicas de cada tratamento (cada uma correspondendo a um ponto de amostragem) em cada área. Os 30 primeiros indivíduos adultos de Harpacticoida de cada réplica foram retirados para identificação ao menor nível taxonômico possível. A identificação dos Copepoda foi baseada nas chaves de Huys (1996), Boxshall & Halsey (2004) e Wells (2007).

Variáveis ambientais

Em campo também foram mensurados, em cada ponto, a temperatura e o potencial de oxi-redução (Eh), utilizando um pHmetro, e a concentração de oxigênio dissolvido, com um oxímetro. Em cada ponto foi coletada uma amostra do sedimento úmido para análise da salinidade intersticial ao chegar ao laboratório com o uso de um refratômetro manual, amostra do sedimento para análise dos percentuais de silte-argila e de matéria orgânica e amostras para análise de pigmentos do microfitobentos.

O percentual de silte-argila foi mensurado seguindo-se parcialmente a metodologia de Suguio (1973), através do peneiramento úmido da amostra em uma peneira com malha de 63 μ m de abertura, e a diferença entre o peso seco antes e depois do peneiramento. A análise

da matéria orgânica foi realizada através da diferença entre o peso seco e o peso seco livre de cinzas (Wetzel & Likens, 1990). A concentração dos pigmentos do microfitobentos (clorofila-*a* e feopigmentos) foi determinada com espectrofotômetro, conforme metodologia adaptada de Colijn & Dijkema (1981) e equações de Lorenzen (1967).

Além desses parâmetros, o sedimento retido nas UAS foi pesado antes da lavagem das mesmas.

Análise dos dados

Meiofauna

Para a análise da estrutura da meiofauna, foi obtida a média das UAS de cada ponto (pseudo-réplicas). Dessa forma, foram contabilizados 5 pontos com tapete e 5 sem tapete, cada um formado pela média de dois valores. A ANOVA foi realizada para verificar a presença de diferenças significativas entre os fatores (área e tratamento com/sem tapete) para os grupos mais representativos da meiofauna, testando-se sempre a homocedasticidade das variáveis (através do teste de Cochran) e transformando os valores na raiz quadrada quando necessário. Em caso de diferenças significativas foi aplicado o teste *a posteriori* Fisher LSD.

Com relação aos testes multivariados para a meiofauna, foi utilizada a ordenação MDS para representar graficamente a estrutura da comunidade e a PERMANOVA (9999 permutações quando disponíveis) para verificar a existência de diferenças entre as áreas ou entre os tratamentos, ambos utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis. Comparações *a posteriori* (a versão multivariada do *t* estatístico) foram feitas quando encontradas diferenças significativas.

Copepoda Harpacticoida

Para as espécies de Copepoda Harpacticoida foram calculados os índices ecológicos de riqueza (S), equitabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon (H') e foi realizada a ANOVA para esses índices e para as espécies que ocorreram com maior frequência. A ordenação MDS também foi realizada para representar a associação de Copepoda, e a PERMANOVA para verificar a existência de diferenças significativas entre as áreas ou entre os tratamentos com/sem tapete ou interação significativa entre estes fatores.

Além disso, para detectar a distribuição não aleatória das espécies (espécies indicadoras) entre áreas e os tratamentos com e sem alga, foi utilizada a análise de espécies indicadoras, desenvolvida por Dufrene e Legendre (1997). O coeficiente IndVal combina tanto a abundância relativa de espécies (especificidade) como a frequência relativa de

ocorrência (fidelidade) num grupo definido de áreas. A significância estatística do valor indicador (IndVal) para as espécies foi avaliada através do teste de Monte Carlo (número de permutações = 1000).

As Análises de Variância (ANOVA) foram realizadas com o software Statistica[®] 7, as análises multivariadas (MDS e PERMANOVA) e os índices ecológicos com o PRIMER[®] 6 + PERMANOVA.

Em todas as análises estatísticas foi adotado o nível de significância $p < 0,05$.

3.3. Resultados

Caracterização do ambiente

Os valores das variáveis ambientais mensuradas estão descritos na Tabela 1. O Canal de Santa Cruz apresentou maiores valores de Eh, pigmentos do microfitobentos, percentual de silte-argila e de matéria orgânica. O sedimento retido nas UAS sem tapete foi, em média, maior no Canal de Santa Cruz, enquanto que as UAS com tapete de Maracaípe reteve quase três vezes mais sedimento.

Tabela 6: Parâmetros ambientais mensurados em Maracaípe e no Canal de Santa Cruz. Valores médios \pm desvio padrão. Sed: sedimento retido. UAS: Unidade Artificial de Substrato (grama sintética).

Parâmetro (\pm DP)	Maracaípe	Canal de Santa Cruz
Temperatura ($^{\circ}$ C)	33,1 (\pm 2,4)	29,9 (\pm 0,8)
Eh (mV)	-15,46 (\pm 11,59)	25,24 (\pm 9,40)
O ₂ dissolvido (mg/L)	2,86 (\pm 0,46)	2,70 (\pm 1,51)
Salinidade intersticial	38,5 (\pm 3,0)	34,6 (\pm 1,5)
Clorofila- <i>a</i> (μ g/cm ²)	2,48 (\pm 1,09)	6,53 (\pm 2,08)
Feopigmentos (μ g/cm ²)	0,82 (\pm 0,99)	12,70 (\pm 9,23)
Silta-argila (%)	8,11 (\pm 1,89)	67,48 (\pm 11,70)
Matéria Orgânica (%)	3,38 (\pm 0,83)	24,03 (\pm 6,36)
Sed. UAS sem tapete (g)	46,12g (\pm 15,4)	63,57g (\pm 47,2)
Sed. UAS com tapete (g)	80,24g (\pm 85,3)	28,54g (\pm 6,9)

Meiofauna

Foi encontrado um total de 14 grupos, sendo os mais representativos Nematoda (80,7% de contribuição total), Copepoda (8,1%), Nauplius de Copepoda (6%) e Polychaeta (2,8%), além de Turbellaria, Kinorhyncha, Ostracoda, Larva de Insecta e Oligochaeta, que representaram 2,3% da abundância total.

A densidade total da meiofauna e a de Nematoda seguiram o mesmo padrão, sendo semelhantes nos tratamentos com e sem tapete no Canal de Santa Cruz (Figura 3A e B). Por outro lado, em Maracaípe a densidade média de ambos foi mais elevada no tratamento com

tapete. Copepoda e Nauplius apresentaram distribuições semelhantes em Maracaípe, porém inversas no Canal de Santa Cruz (Figura 3C e D). Polychaeta e Larva de Insecta apresentaram distribuições distintas entre as áreas e os tratamentos (Figura 3E e I). Turbellaria apresentou menor densidade no tratamento sem tapete no Canal de Santa Cruz e o oposto ocorreu para Ostracoda nesta área (Figura 3F e H). Kinorhyncha apresentou menor densidade em Maracaípe enquanto Oligochaeta apresentou menor densidade no Canal de Santa Cruz (Figura 3G e J).

Os resultados da ANOVA mostraram diferenças significativas entre as áreas para os grupos: Nauplius, Turbellaria, Kinorhyncha e Oligochaeta ($p \leq 0,02$), e tanto para o fator tratamento como para a interação entre os fatores (área x tratamento) para a meiofauna total e para Nematoda ($p \leq 0,02$). Os resultados do teste *a posteriori* indicaram que tanto a densidade total da meiofauna quanto a densidade de Nematoda nos tratamentos foram significativamente diferentes apenas em Maracaípe ($p = 0,002$). Para os demais grupos analisados, a ANOVA não apontou diferenças significativas.

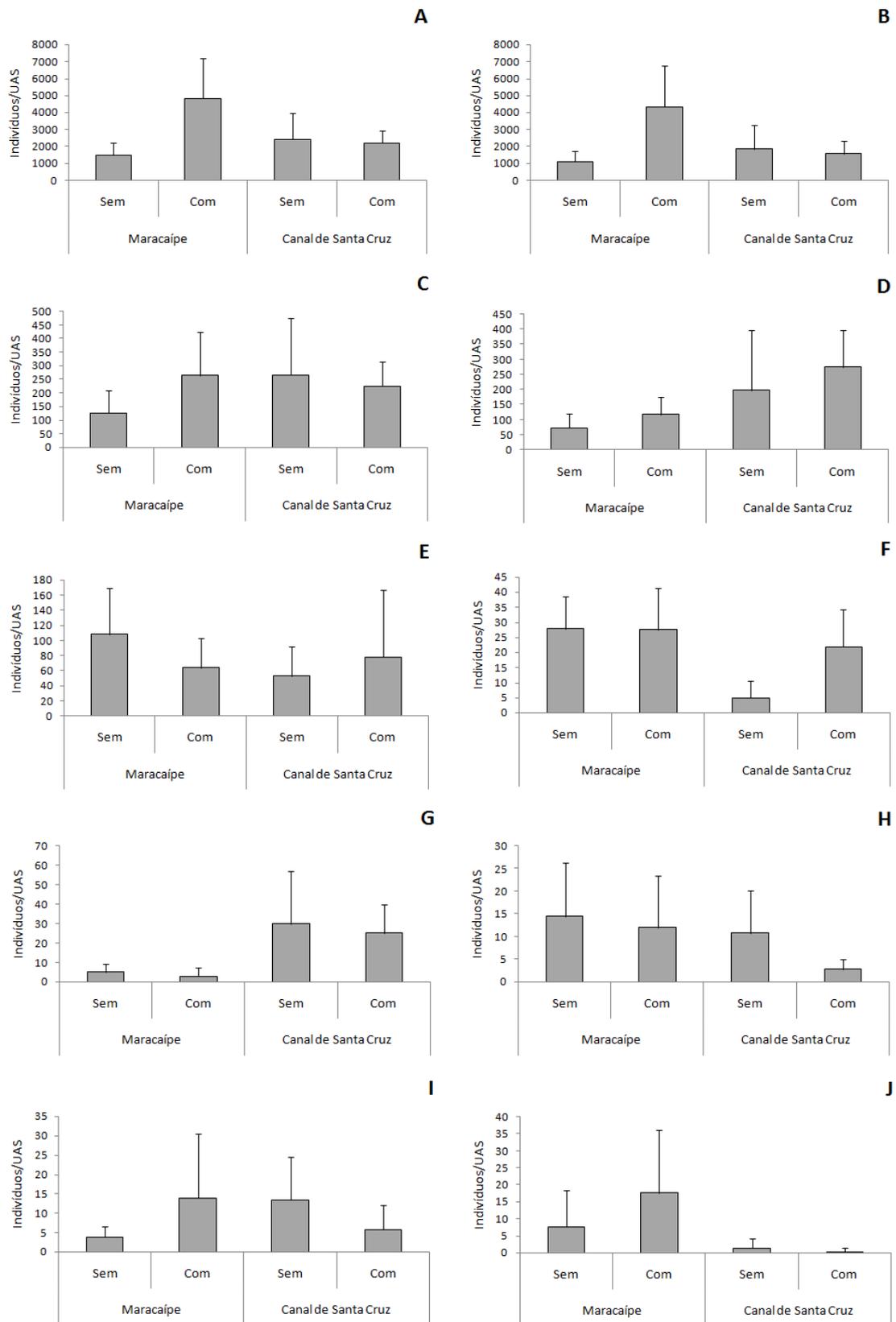


Figura 10: Densidade média (\pm desvio padrão) da (A) Meiofauna total; (B) Nematoda; (C) Copepoda; (D) Nauplius; (E) Polychaeta; (F) Turbellaria; (G) Kinorhyncha; (H) Ostracoda; (I) Larva de Insecta, e (J) Oligochaeta nos tratamentos sem e com tapete de cianobactérias no estuário do rio Maracaípe e no Canal de Santa Cruz. Notar as diferentes escalas no eixo y.

A análise da estrutura da comunidade mostrou uma tendência de separação entre os tratamentos de acordo com a ordenação MDS (Figura 4). A comunidade de meiofauna foi significativamente diferente entre as áreas (pseudo-F= 3,74; p= 0,007), entre os tratamentos com e sem tapete de cianobactérias (pseudo-F= 2,85; p= 0,025) e interação significativa entre estes fatores (pseudo-F= 3,01; p= 0,020). A comparação *a posteriori* distinguiu os tratamentos com e sem alga apenas em Maracaípe (p= 0,019).

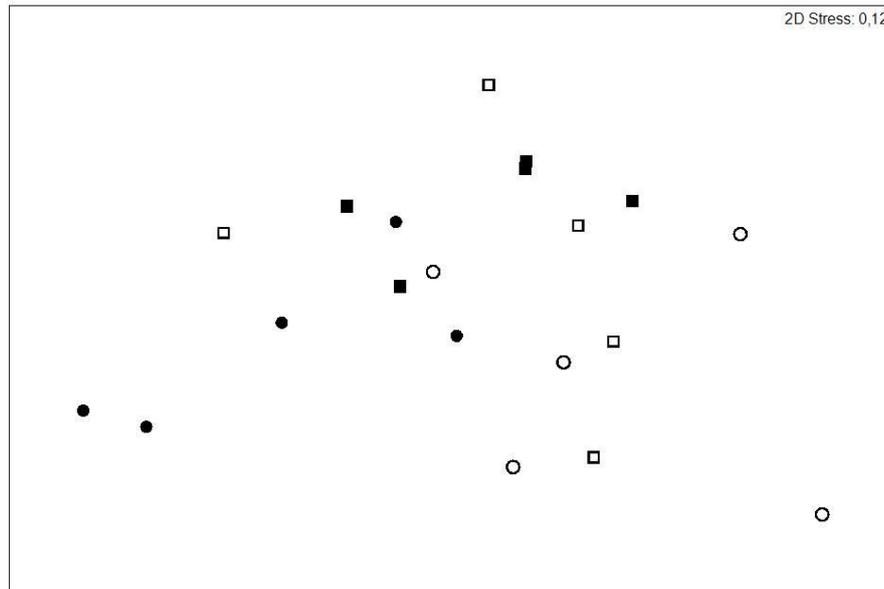


Figura 11: Ordenação MDS para a estrutura da comunidade de meiofauna no tratamento com alga (símbolos preenchidos) e sem alga (símbolos vazios) em Maracaípe (círculos) e no Canal de Santa Cruz (quadrados).

Copepoda Harpacticoida

Foram identificados 413 indivíduos ao menor nível taxonômico possível, distribuídos em 8 famílias, 15 gêneros e 29 espécies (Tabela 2). Ao nível taxonômico de família, foi observada a dominância de Ectinosomatidae (35,9%), Miraciidae (21%) e Cletodidae (19,4%), todas presentes em tratamentos com e sem alga nos dois estuários. As espécies com maior densidade relativa foram *Ectinosoma* spp. (35,9%), *Enhydrosoma* sp. (19,4%) e *Schizopera* sp.1 (10,8%). As duas primeiras espécies foram registradas em todos os tratamentos, contudo *Schizopera* sp.1 ocorreu exclusivamente em Maracaípe.

Tabela 7: Lista de espécies de Copepoda Harpacticoida identificadas nos tratamentos sem e com tapete de cianobactérias no estuário do rio Maracaípe e no Canal de Santa Cruz.

Ordem Harpacticoida Sars, 1903		Maracaípe		Canal de Santa Cruz	
Famílias	Espécies	Sem	Com	Sem	Com
Ameiridae	<i>Ameira</i> sp1			+	
Boeck, 1865	<i>Ameira</i> sp2			+	
	Ameiridae sp1		+		+
	Ameiridae sp2	+	+		
	Ameiridae sp3				+
	Ameiridae sp4				+
	<i>Nitocra</i> sp1		+		+
	<i>Nitocra</i> sp2			+	+
	<i>Nitocra</i> sp3	+	+		+
	<i>Nitocra</i> sp4	+	+	+	
	<i>Psyllocamptus (Psyllocamptus)</i> sp				+
Cletodidae	<i>Enhydrosoma</i> sp	+	+	+	+
T. Scott, 1905					
Dactylopusiidae	<i>Diarthrodes</i> sp	+	+	+	+
Lang, 1936					
Ectinosomatidae	<i>Ectinosoma</i> spp	+	+	+	+
Sars, 1903					
Laophontidae	<i>Laophonte cornuta</i> Philippi, 1840			+	
T. Scott, 1905	<i>Quinquelaophonte</i> sp		+		
Metidae	<i>Metis</i> sp				+
Boeck, 1873					
Miraciidae	<i>Amphiascoides</i> sp				+
Dana, 1846	<i>Delavalia</i> sp	+			
	<i>Paramphiascella</i> sp	+			
	<i>Robertsonia</i> sp1	+	+	+	+
	<i>Robertsonia</i> sp2		+	+	
	<i>Robertsonia</i> sp3		+		
	<i>Robertsonia</i> sp4	+			

	<i>Schizopera</i> sp1	+	+		
	<i>Schizopera</i> sp2	+	+		
Tetragonicipitidae Lang, 1944	<i>Phyllopodopsyllus</i> sp1			+	+
	<i>Phyllopodopsyllus</i> sp2				+
	<i>Phyllopodopsyllus</i> sp3			+	

O tratamento com tapete apresentou maior riqueza de espécies, equitabilidade e diversidade ($p \leq 0,03$) do que o tratamento sem tapete independente da área estudada (Figura 5), e apresentou duas espécies exclusivas (*Nitocra* sp.1 e *Ameiridae* sp.1). Neste tratamento as espécies *Phyllopodopsyllus* sp.3, *Quinquelaophonte* sp. e *Robertsonia* sp.3 foram exclusivas de Maracaípe, enquanto *Phyllopodopsyllus* sp.2, *Amphiascoides* sp., *Psyllocamptus* (*Psyllocamptus*) sp., *Ameiridae* sp.3, *Ameiridae* sp.4 e *Metis* sp. ocorreram apenas no Canal de Santa Cruz.

No tratamento sem alga as espécies *Delavalia* sp., *Paramphiascella* sp. e *Robertsonia* sp. 4 ocorreram apenas em Maracaípe, enquanto *Laophonte cornuta*, *Ameira* sp.1 e *Ameira* sp.2 ocorreram apenas no Canal de Santa Cruz.

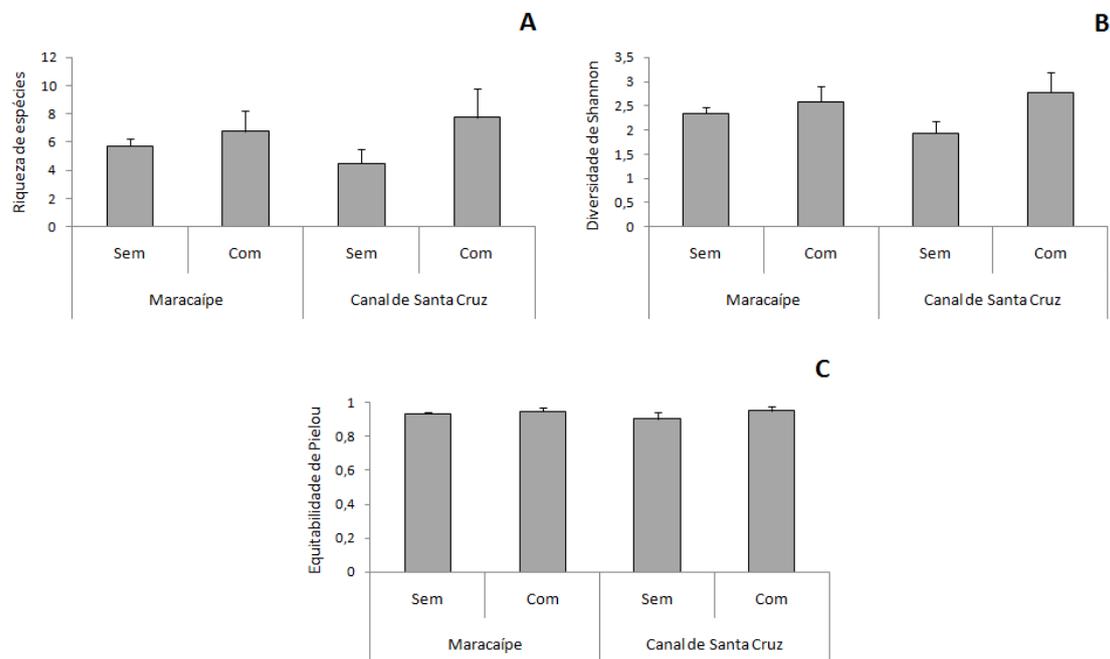


Figura 12: Variação média (\pm desvio padrão) dos índices ecológicos de A: Riqueza (S); B: Diversidade de Shannon (H); e C: Equitabilidade de Pielou (J) nos tratamentos sem e com tapete de cianobactérias no estuário do rio Maracaípe e no Canal de Santa Cruz.

As espécies mais frequentes no total das amostras foram *Ectinosoma* spp., *Enhydrosoma* sp., *Diarthrodes* sp., *Schizopera* sp.1, *Robertsonia* sp.1, *Nitocra* sp.3, *Nitocra* sp.1, *Phyllopodopsyllus* sp.1, *Phyllopodopsyllus* sp.2, *Nitocra* sp.4 e *Schizopera* sp.2. As espécies *Enhydrosoma* sp. e *Diarthrodes* sp. foram significativamente mais abundantes no Canal de Santa Cruz ($p < 0,02$) enquanto *Schizopera* sp.1 e *Nitocra* sp.3 foram significativamente mais abundantes em Maracaípe ($p < 0,01$). Apenas *Nitocra* sp.3 apresentou diferença significativa entre os tratamentos com e sem tapete ($p = 0,04$).

O teste IndVal indicou as espécies *Schizopera* sp.1 e *Nitocra* sp.3 como indicadoras das amostras com tapete de Maracaípe ($p < 0,01$), e *Phyllopodopsyllus* sp.2 como indicadora das amostras com tapete do Canal de Santa Cruz ($p = 0,02$).

O MDS representando a estrutura da associação de Copepoda Harpacticoida mostrou uma separação evidente entre as áreas (Figura 6). A PERMANOVA confirmou diferenças significativas apenas entre as áreas (pseudo-F= 6,65; $p < 0,001$).

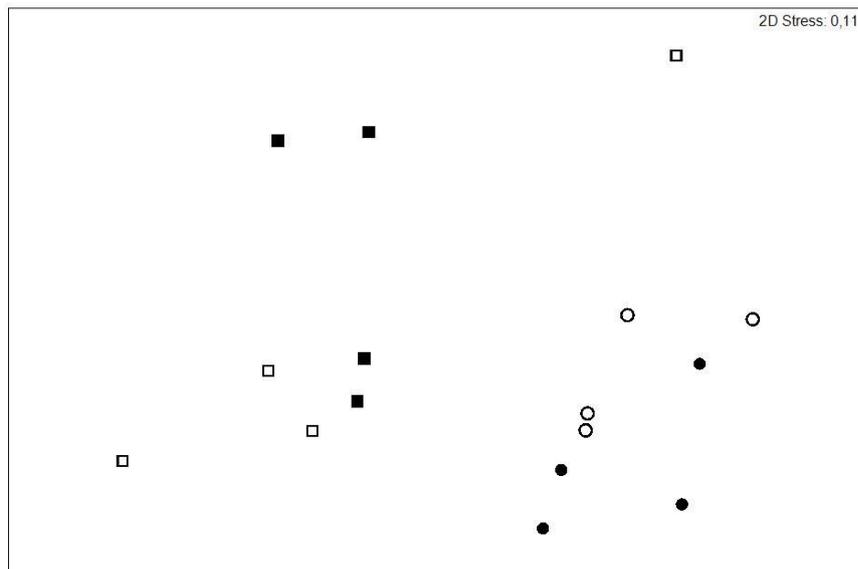


Figura 13: Ordenação MDS para a estrutura da associação de Copepoda Harpacticoida no tratamento com alga (símbolos preenchidos) e sem alga (símbolos vazios) em Maracaípe (círculos) e no Canal de Santa Cruz (quadrados).

3.4. Discussão

Neste estudo, o efeito da cobertura de cianobactérias sobre a meiofauna e, particularmente, sobre Copepoda Harpacticoida foi testado com UAS previamente submetidas à colonização por esses organismos. Os resultados indicaram que para meiofauna o efeito de cobertura foi significativo apenas em Maracaípe, cujo sedimento não possui registro prévio de

formação de tapete algal, estando, portanto, relacionado ao histórico de eutrofização do estuário. Neste estuário, a densidade de meiofauna foi superior no tratamento com alga em mais de 3 vezes, assim como para os principais grupos taxonômicos encontrados, como Copepoda, Nauplius e Nematoda (apenas este apresentou diferenças significativas quanto à presença do tapete).

Bohórquez *et al.* (2013) também observou um incremento na abundância da meiofauna na presença de macroalgas verdes, sendo atribuído à entrada de matéria orgânica proveniente da decomposição das algas, o que estimularia a rede trófica detritívora. A cobertura de cianobactérias nas UAS de Maracaípe pode estar desempenhando papel análogo, servindo como fonte importante de matéria orgânica. Ao mesmo tempo, a ingestão de cianobactérias já foi indicada como um importante recurso alimentar para espécies de Ostracoda, Copepoda e Nematoda (DeMott & Moxter, 1991; Nascimento *et al.*, 2008). Os baixos valores de matéria orgânica e pigmentos do microfitobentos registrados no sedimento de Maracaípe reforçam a hipótese de que a adição da cianobactéria pode interferir na estrutura da comunidade meiobentônica de modo mais proeminente em um estuário sem histórico de eutrofização. Além disso, o tapete formado pelo emaranhado de filamentos de cianobactérias pode fornecer refúgio contra predação e dessecação (Frame *et al.*, 2007; Bohórquez *et al.*, 2013). O aumento da densidade da meiofauna no tratamento com tapete sugere uma resposta análoga à observada no modelo de Pearson & Rosenberg (1978) para comunidades macrobentônicas em situações de enriquecimento orgânico. Neste modelo, o início do enriquecimento orgânico promove um rápido aumento na abundância, biomassa e número de espécies, através do desenvolvimento de espécies oportunistas e de crescimento rápido, com posterior declínio caso o enriquecimento se acentue (o que não pôde ser observado no presente estudo devido, provavelmente, ao curto tempo do experimento: 14 dias). Sandulli & Giudici (1989) observaram que o enriquecimento orgânico causou declínio da meiofauna e dos principais grupos encontrados em um experimento em laboratório, mas sugerem que em uma situação de campo ocorreria um aumento devido ao recrutamento de espécies oportunistas.

Por outro lado, García & Johnstone (2006) descreveram abundâncias de Nematoda, Copepoda e Polychaeta significativamente menores durante o período de *bloom*/floração da cianobactéria *Lyngbya majuscula*, estando associado à combinação do estresse oxidativo e toxicidade da cianobactéria. Ainda que algumas espécies encontradas na colonização da UAS sejam reportadas na literatura como produtoras de toxinas, não foram realizados testes de toxicidade e, desta forma, não se pode descartar a possibilidade de efeito deletério em alguns

grupos da meiofauna encontrados. DeMott & Moxter (1991) observaram que *Diaptomus birge*, uma espécie de Copepoda Calanóide, tem a habilidade de discriminar formas tóxicas de cianobactérias. Para macrofauna também foram descritas reduções na densidade do Polychaeta *Laeonereis acuta* durante o período de *bloom*/floração de cianobactérias (principalmente do gênero *Anabaena*), associado ao estresse oxidativo derivado do processo fotossintético e respiratório das cianobactérias (Da Rosa *et al.*, 2005).

No Canal de Santa Cruz, os altos valores de matéria orgânica e de pigmentos do microfítobentos encontrados no sedimento, além do registro de eutrofização na área, com a formação natural de tapetes de cianobactérias (ver Botter-Carvalho, 2007; Santos *et al.*, 2009) sugerem que a área já apresenta um elevado aporte orgânico e, desta forma, as UAS com cobertura de cianobactérias não contribuem para um enriquecimento orgânico efetivo. A fauna no Canal de Santa Cruz já está adaptada a condições de elevada matéria orgânica e não responde à entrada de mais (tapete de cianobactérias).

A estrutura da associação de Copepoda Harpacticoida diferiu significativamente entre os tratamentos com e sem tapete de cianobactérias. Todos os índices ecológicos foram mais elevados no tratamento com alga em ambas as áreas de estudo, sendo a menor variação observada para a equitabilidade. Isto sugere que a presença de cianobactérias pode ter fornecido novos nichos, possibilitando maior diversidade de espécies, ou um provável aumento também na comunidade bacteriana associada à decomposição algal, de forma a atrair espécies oportunistas. O aumento no suprimento de matéria orgânica e aumento da produtividade bacteriana aumentam a riqueza e diversidade de Copepoda Harpacticoida (Hockin, 1983). Para diferentes espécies de macroalgas observou-se que ocorrem diferentes efeitos na abundância da comunidade e riqueza de espécies, uma vez que diferem nos fatores (valor nutricional, palatabilidade, acessibilidade, estrutura e morfologia) que influenciam a quantidade que será predada por herbívoros e em como elas causam mudanças na química do sedimento e no fluxo de nutrientes (Lyons *et al.*, 2014).

Algumas famílias/gêneros foram comuns em todos os tratamentos. Dentre essas famílias, Ectinosomatidae ocorre tanto nos pneumatóforos quanto em sedimento (ver capítulo 1 desta dissertação) e já foi reconhecida na literatura como tipicamente epi- e endobêntica além de forte colonizadora (De Troch *et al.*, 2005); Dactylopusiidae é considerada como uma família epifítica e é positivamente afetada pelo aumento da largura das algas (De Troch *et al.*, 2005), sendo também encontrada no sedimento (ver capítulo 1 desta dissertação); algumas espécies de Cletodidae (com algumas espécies do gênero *Enhydrosoma*) são reconhecidas como da infauna (e.g. *E. propinquum* e *E. littorale*) (Franz & Friedman, 2002) e, apesar de ter

sido encontrada também no tratamento com tapete, esta família não é tolerante ao enriquecimento orgânico (Gee *et al.*, 1985). Esses dados indicam que apesar de a UAS escolhida (grama sintética) se assemelhar, em termos de estrutura, ao ambiente fital, espécies da infauna também conseguiram colonizá-las de forma eficiente, o que pode estar relacionado ao sedimento retido na UAS.

Algumas espécies de *Nitocra* são reconhecidas como espécies de fital (e.g. *N. spinipes* e *N. affinis*) (Franz & Friedman, 2002). No presente estudo a espécie *Nitocra* sp.1 foi exclusiva do tratamento com tapete, o que poderia, a princípio, indicar uma proximidade com relação às espécies encontradas por Franz & Friedman (2002). Entretanto, outras espécies de *Nitocra* encontradas não apresentaram preferência pelo tratamento (com ou sem tapete), sugerindo que estas espécies sejam boas colonizadoras, mas que não apresentam uma exclusividade de habitat. Apesar de ter sido encontrada em ambos os tratamentos *Nitocra* sp.3 foi apontada pelo IndVal como uma espécie indicadora das amostras com tapete de Maracaípe. Outra espécie indicadora das amostras com tapete de Maracaípe foi *Schizopera* sp.1 (que também ocorreu no tratamento sem tapete desta área). Este gênero apresenta uma clara preferência por biofilmes bacterianos e podem, de fato, se reproduzir e crescer em uma dieta exclusivamente bacteriana (Dahms *et al.*, 2007). Os produtos da fermentação dos tapetes de cianobactérias fornecem substratos para diversas bactérias (Stal, 2001). Dessa forma, ainda que não tenha sido diretamente avaliada a presença destes biofilmes bacterianos no tapete sobre a UAS, o gênero *Schizopera* associado com as amostras com tapete pode sugerir a produção deles. O fato *Schizopera* sp.1 e *Nitocra* sp.3 terem sido encontradas em ambos os tratamentos e terem sido apontadas como indicadoras de apenas um deles se deve ao fato de que o coeficiente IndVal leva em consideração não apenas a abundância mas também a frequência das espécies dentro das amostras (ver Metodologia). Além disso, o IndVal indicou a espécie *Phyllopodopsyllus* sp.2 como indicadora das amostras com tapete do Canal de Santa Cruz. Esse gênero é associado ao sedimento e, considerando a ausência de características morfológicas relacionadas à natação, já foi classificado com não-emergente (Callens *et al.*, 2012). Isto sugere que, apesar de não ter colonizado as amostras sem tapete, esse gênero deve estar presente no sedimento ao redor.

Dessa forma os resultados do presente estudo oferecem uma perspectiva para avaliar os efeitos de cobertura de tapetes de alga (sendo aqui, particularmente estudado o tapete formado por cianobactérias) nas comunidades bentônicas, através do uso de UAS, principalmente em áreas estuarinas, onde a própria variação natural pode mascarar os efeitos provenientes de alterações causadas por uma fonte de impacto. Apesar da colonização bem-

sucedida da meiofauna nas UAS, o estudo foi realizado dentro de uma curta escala temporal (14 dias). Como a meiofauna é uma importante fonte de alimento para predadores bentônicos superiores (e.g. Aarnio & Matilla, 2000), um ponto importante a ser explorado seria o possível efeito a longo prazo da cobertura destes tapetes na composição e funcionamento do ecossistema bentônico, levando-se em conta as consequências em todos os demais níveis tróficos. Além disso, os resultados deste estudo sugerem que a UAS escolhida (grama sintética) pode ser uma boa ferramenta para estudos de diversidade, uma vez que conseguem ‘abrigar’ organismos de diversos hábitos.

4. Referências

4.1. Introdução Geral

Albert, S.; Neil, J. M. O.; Udy, J. W.; Ahern, K. S.; Sullivan, C. M. O. & Dennison, W. C. 2005. Blooms of the cyanobacterium *Lyngbya majuscula* in coastal Queensland, Australia: disparate sites, common factors. *Marine Pollution Bulletin* 51 428–437.

Anderson, D. M.; Glibert, P. M. & Burkholder, J. M. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition and consequences. *Estuaries* 25 (no. 4b) 704-726.

Bishop, M. J. 2005. Artificial sampling units: a tool for increasing the sensitivity of tests for impact in soft sediments. *Environmental Monitoring and Assessment* 107 203–220.

Bolam, S. G.; Fernandes, T. F.; Read, P. & Raffaelli, D. 2000. Effects of macroalgal mats on intertidal sandflats: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 249 123-137.

Boxshall, G. A. & Halsey, S. H. 2004. An introduction to copepod diversity. The Ray Society. 966p. London.

Cardoso, P. G.; Pardal, M. A.; Rafaelli, D.; Baeta, A. & Marques, J. C. 2004. Macroinvertebrate response to different species of macroalgal mats and the role of disturbance history. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 308 207-220.

Coull, B. C. 1999. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology* 24 327-343.

Dauvin, J. C. 2007. Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin* 55 (2007) 271–281.

De Troch, M.; Vandepitte, L.; Raes, M.; Suárez-Morales, E. & Vincx, M. 2005. A field colonization experiment with meiofauna and seagrass mimics: effect of time, distance and leaf surface area. *Marine Biology* 148 73–86.

Elliot, M. & Quintino, V. 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54 640-645.

- Elliott, M. & Whitfield, A. K. 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94 306-314.
- Fonsêca-Genevois, V. G.; Somerfield, P. J.; Neves, M. H. B.; Coutinho, R. & Moens, T. 2006. Colonization and early succession on artificial hard substrata by meiofauna. *Marine Biology* 148 1039–1050.
- García, R. & Johnstone, R. W. 2006. Effects of *Lyngbya majuscula* (Cyanophyceae) blooms on sediment nutrients and meiofaunal assemblages in seagrass beds in Moreton Bay, Australia. *Marine and Freshwater Research* 57 155-165.
- Giere, O. 2009. *Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments*. 2nd ed. Springer-Verlag, Berlin.
- Goban, J. F. & Warwick, R. M. 2006. Geographical variation in species diversity: A comparison of marine polychaetes and nematodes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330 234–244.
- Gray, J. S.; Wu, R. S. & Or, Y. Y. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238 249-279.
- Gwyther, J. & Fairweather, P. G. 2005. Meiofaunal recruitment to mimic pneumatophores in a cool-temperate mangrove forest: spatial context and biofilm effects. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 317 69–85.
- Hogarth, P. J. 1999. *The Biology of Mangroves*. Ed. Oxford. 228p. Great Britain.
- Huys, R.; Gee, J. M.; More, C. G. & Hamond, R. 1996. Marine and brackish water Harpacticoid Copepods. Part 1. Keys and notes for identification of the species. In: Barnes R.S.K. and Crothers J.H. (Eds.), *Synopses of the British Fauna (New Series)* vol. 51, Field Studies Council, Shrewsbury, pp.1 – 352.
- Kennedy, A. D. & Jacoby, C. A. 1999. Biological indicators of marine environmental health: meiofauna – a neglected benthic component? *Environmental Monitoring and Assessment* 54 47-68.
- Kennish, M. J. 1992. *Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects*. Ed. CRC PRESS. 494p. United States of America.

- Kennish, M. J. 1998. *Pollution Impacts on Marine Biotic Communities*. Ed. CRC PRESS. 310p. United States of America.
- Little, C. 2000. *The Biology of Soft Shores and Estuaries*. Ed. Oxford. 252p. Great Britain.
- Matias, M. G.; Underwood, A. J. & Coleman, R. A. 2010. Effects of structural diversity and identity of patches of habitat on diversity of benthic assemblages. *Austral Ecology* 35 743-751.
- Mirto, S. & Danovaro, R. 2004. Meiofaunal colonisation on artificial substrates: a tool for biomonitoring the environmental quality on coastal marine systems. *Marine Pollution Bulletin* 48 919–926.
- Nagelkerken, I. & Faunce, C. H. 2008. What makes mangroves attractive to fish? Use of artificial units to test the influence of water depth, cross-shelf location, and presence of root structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79 559–565.
- Neto, J. A. B.; Ponzi, V. R. A. & Sichel, S. E. 2004. *Introdução à Geologia Marinha – Métodos Diretos e Indiretos de Investigação do Fundo Oceânico*. Editora Interciência. 279p. Rio de Janeiro.
- Norkko, A. & Bonsdorff, E. 1996. Population responses of coastal zoobenthos to stress induced by drifting algal mats. *Marine Ecology Progress Series* 140 141-151.
- Osborne, N. J. T.; Shaw, G. R. & Webb, P. M. 2007. Health effects of recreational exposure to Moreton Bay, Australia waters during a *Lyngbya majuscula* bloom. *Environment International* 33 309–314.
- Osborne, N. J. T.; Webb, P. M. & Shaw, G. R. 2001. The toxins of *Lyngbya majuscula* and their human and ecological health effects. *Environment International* 27 381–392.
- Pittman, S. J. & Pittman, K. M. 2005. Short-term consequences of a benthic cyanobacterial bloom (*Lyngbya majuscula* Gomont) for fish and penaeid prawns in Moreton Bay (Queensland, Australia). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 63 619-632.
- Rule, M. J. & Smith, S. D. A. 2007. Depth-associated patterns in the development of benthic assemblages on artificial substrata deployed on shallow, subtropical reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 345 38–51.

- Russell, B. D.; Gillanders, B. M. & Connell, S. D. 2005. Proximity and size of neighbouring habitat affects invertebrate diversity. *Marine Ecology Progress Series* 296 31–38.
- Santos, P. J. P.; Botter-Carvalho, M. L.; Nascimento-Júnior, A. B.; Marinho, R. G. C.; Carvalho, P. V. V. C. & Valença, A. P. M. C. 2009. Response of estuarine meiofauna assemblage to effects of fertilizer enrichment used in the sugar cane monoculture. Pernambuco, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 57 43-55.
- Schoener, A. 1974. Experimental zoogeography: colonization of marine mini-islands. *American Naturalist* 108 715-738.
- Snelgrove, P. V. R. & Butman, C. A. 1994. Animal–sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 32 111–177.
- Stielow, S. & Ballantine, D. L. 2003. Benthic cyanobacterial, *Microcoleus lyngbyaceus*, blooms in shallow, inshore Puerto Rican Seagrass habitats, Caribbean sea. *Harmful Algae* 2 127–133.
- Thiel, M. & Watling, L. 1998. Effects of green algal mats on infaunal colonization of a New England mud flat – long-lasting but highly localized effects. *Hydrobiologia* 375/376 177-189.
- Underwood, A. J. & Chapman, M. G. 1996. Scales of spatial patterns of distribution of intertidal invertebrates. *Oecologia* 107 212-224.
- Underwood, A. J. & Chapman, M. G. 2006. Early development of subtidal macrofaunal assemblages: relationships to period and timing of colonization. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330 221–233.
- Warry, F. Y.; Hindell, J. S.; MacReadie, P. I.; Jenkins, G. P. & Connolly, R. M. 2009. Integrating edge effects into studies of habitat fragmentation: a test using meiofauna in seagrass. *Oecologia* 159 883–892.
- Watson, D. I. & Barnes, D. K. A. 2004. Temporal and spatial components of variability in benthic recruitment, a 5-year temperate example. *Marine Biology* 145 201–214.
- Wells, J. B. J. 2007. An annotated checklist and keys to the species of Copepoda Harpacticoida (Crustacea). *Zootaxa*, 1568: 1 – 872.

4.2. Capítulo 1

Alves, A. S.; Adão, H.; Patrício, J.; Neto, J. M.; Costa, M. J. & Marques, J. C. 2009. Spatial distribution of subtidal meiobenthos along estuarine gradients in two southern European estuaries (Portugal). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89 (8) 1529–1540.

Araújo-Castro, C. M. V.; Souza-Santos, L. P.; Torreiro, A. G. A. G. & Garcia, K. S. 2009. Sensitivity of the marine benthic copepod *Tisbe biminiensis* (Copepoda, Harpacticoida) to potassium dichromate and sediment particle size. *Brazilian Journal Of Oceanography* 57 (1) 33-41.

Atila, N. & Fleeger, J. W. 2000. Meiofaunal Colonization of Artificial Substrates in an Estuarine Embayment. *P.S.Z.N.: Marine Ecology* 21 (1) 69–83.

Atila, N.; Fleeger, J. W. & Finelli, C. M. 2005. Effects of habitat complexity and hydrodynamics on the abundance and diversity of small invertebrates colonizing artificial substrates. *Journal of Marine Research* 63 1151–1172.

Atila, N.; Wetzel, M. A. & Fleeger, J. W. 2003. Abundance and colonization potential of artificial hard substrate-associated meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 287 273– 287.

Barreto, A. F. S. 2014. Viabilidade da UAS (Unidade Artificial de Substrato) na avaliação do efeito da pressão antrópica sobre a associação de meiofauna e Copepoda Harpacticoida em ambientes recifais. Mestrado em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco, 65p.

Bishop, M. J. 2005. Artificial sampling units: a tool for increasing the sensitivity of tests for impact in soft sediments. *Environmental Monitoring and Assessment* 107 203–220.

Blanchard, G. F. 1990. Overlapping microscale dispersion patterns of meiofauna and microphytobenthos. *Marine Ecology Progress Series* 68 101-111.

Botter-Carvalho, M. L. 2007. Resposta da macrofauna bêntica estuarina a distúrbios: experimentos de eutrofização e recolonização no Canal de Santa Cruz-PE. Doutorado em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 198p.

Boxshall, G. A. & Halsey, S. H. 2004. An introduction to copepod diversity. The Ray Society. 966p. London.

- Chapman, M. G. & Underwood, A. J. 2008. Scales of variation of gastropod densities over multiple spatial scales: comparison of common and rare species. *Marine Ecology Progress Series* 354 147-160.
- Colijn, F. & Dijkema, K. S. 1981. Species composition of benthic diatoms and distribution of chlorophyll a on an intertidal flat in the Dutch Waaden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 4 9-21.
- Commito, J. A. & Tita, G. 2002. Differential dispersal rates in an intertidal meiofauna assemblage. *Journal of Experimental Marina Biology and Ecology* 268 237-256.
- Coull, B. C. 1999. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Australian Journal of Ecology* 24 327-343.
- CPRH, 2006. Relatório de Monitoramento de Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2005. Recife, pp. 90.
- Dauvin, J. C. 2007. Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin* 55 (2007) 271–281.
- De Troch, M.; Vandepitte, L. & Raes, M. 2005. A Field colonization experiment with meiofauna and seagrass mimics: effect of time, distance and leaf surface area. *Marine Biology* 148 73-86.
- Edgar, G. J. & Klumpp, D. W. 2003. Consistencies over regional scales in assemblages of mobile epifauna associated with natural and artificial plants of different shape. *Aquatic Botany* 75 275-291.
- Edgar, G. J. 1991. Distribution patterns of mobile epifauna associated with rope fibre habitats within the Bathurst Harbour Estuary, South-western Tasmania. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 33 589-604.
- Elliot, M. & Quintino, V. 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54 640-645.
- Elliott, M. & Whitfield, A. K. 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94 306-314.

- Fonsêca-Genevois, V.; Somerfield, P. J. Neves, M. H. B.; Coutinho, R. & Moens, T. 2006. Colonization and early succession on artificial hard substrata by meiofauna. *Marine Biology* 148 1039-1050.
- Gee, J. M. & Warwick, R. M. 1996. A study of global biodiversity patterns in the marine motile fauna of hard substrata. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 76 177-184.
- Giere, O. 2009. *Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments*. 2nd ed. Springer-Verlag, Berlin.
- Gwyther, J. 2000. Meiofauna in phytal-based and sedimentary habitats of a temperate mangrove ecosystem – a preliminary survey. *Proceedings of the Royal Society of Victoria* 112 (2) 137–151.
- Gwyther, J. & Fairweather, P. G. 2002. Colonisation by epibionts and meiofauna of real and mimic pneumatophores in a cool temperate mangrove habitat. *Marine Ecology Progress Series* 229 137 – 149.
- Gwyther, J. & Fairweather, P. G. 2005. Meiofaunal recruitment to mimic pneumatophores in a cool-temperate mangrove forest: spatial context and biofilm effects. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 317 69-85.
- Huys, R.; Gee, J. M.; More, C. G. & Hamond, R. 1996. Marine and brackish water Harpacticoid Copepods. Part 1. Keys and notes for identification of the species. In: Barnes R.S.K. and Crothers J.H. (Eds.), *Synopses of the British Fauna (New Series)* vol. 51, Field Studies Council, Shrewsbury, pp.1 – 352.
- Kennedy, A. D. & Jacoby, C. A. 1999. Biological indicators of marine environmental health: meiofauna – a neglected benthic component? *Environmental Monitoring and Assessment* 54 47-68.
- Little, C. 2000. *The Biology of Soft Shores and Estuaries*. Ed. Oxford. 252p. Great Britain.
- Lorenzen, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnological Oceanography* 12 (2) 343-346.

- Medeiros, C.; Kjerfve, B.; Araújo, M. & Neumann-Leitão, S. 2001. The Itamaracá Estuarine Ecosystem, Brazil, p.71-81. In: U. SEELIGER & B. KJERFVE (Eds.). *Ecological Studies*, 144. Coastal Marine Ecosystems of Latin America, Berlin, Springer-Verlag, 360p.
- Mirto, S. & Danovaro, R. 2004. Meiofaunal colonization on artificial substrates: a tool for biomonitoring the environmental quality on coastal marine systems. *Marine Pollution Bulletin* 48 919–926.
- Rule, M. J. & Smith, S. D. A. 2005. Spatial variation in the recruitment of benthic assemblages to artificial substrata. *Marine Ecology Progress Series* 290: 67–78.
- Rule, M. J. & Smith, S. D. A. 2007. Depth-associated patterns in the development of benthic assemblages on artificial substrata deployed on shallow, subtropical reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 345 38–51.
- Russel, B. D.; Gillanders, B. M. & Connell, S. D. 2005. Proximity and size of neighbouring habitat affects invertebrate diversity. *Marine Ecology Progress Series* 296: 31–38.
- Santos, P. J. P.; Castel, J. & Souza-Santos, L. P. 1995. Microphytobenthic patches and their influence on meiofaunal distribution. *Cahiers de Biologie Marine* 36 133-139.
- Smith, S. D. A. & Rule, M. J. 2002. Artificial substrata in a shallow sublittoral habitat: do they adequately represent natural habitats or the local species pool? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 277 25-41.
- Snelgrove, P. V. R. & Butman, C. A. 1994. Animal–sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 32 111–177.
- Suguio, K. 1973. *Introdução à Sedimentologia*. São Paulo: Ed. Edgard Blücher. 318p.
- Valença, A. P. M. C & Santos, P. J. P. 2013. Macrobenthic community structure in tropical estuaries: the effect of sieve mesh-size and sampling depth on estimated abundance, biomass and composition. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 93 (6) 1441–1456.
- Watzin, M. C. 1983. The effects of meiofauna on settling macrofauna: meiofauna may structure macrofaunal communities. *Oecologia (Berlin)* 59 163–166.

Wells, J. B. J. 2007. An annotated checklist and keys to the species of Copepoda Harpacticoida (Crustacea). *Zootaxa* 1568: 1 – 872.

Wetzel, R. G. & Likens, G. E. 1990. *Limnological analyses*. Springer-Verlag, 2ed. 338p.

4.3. Capítulo 2

Aarnio, K. & Matilla, J. 2000. Predation by juvenile *Platichthys flesus* (L.) on shelled prey species in a bare sand and a drift algae habitat. *Hydrobiologia* 440 347–355.

Albert, S.; Neil, J. M. O.; Udy, J. W.; Ahern, K. S.; Sullivan, C. M. O. & Dennison, W. C. 2005. Blooms of the cyanobacterium *Lyngbya majuscula* in coastal Queensland, Australia: disparate sites, common factors. *Marine Pollution Bulletin* 51 428–437.

Anderson, D. M.; Glibert, P. M. & Burkholder, J. M. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition and consequences. *Estuaries* 25 (no. 4b) 704–726.

Araújo-Castro, C. M. V.; Souza-Santos, L. P.; Torreiro, A. G. A. G. & Garcia, K. S. 2009. Sensitivity of the marine benthic copepod *Tisbe biminiensis* (Copepoda, Harpacticoida) to potassium dichromate and sediment particle size. *Brazilian Journal Of Oceanography* 57 (1) 33-41.

Arthur, K.; Limpus, C.; Balazs, G.; Capper, A.; Udy, J.; Shaw, G.; Keuper-Bennett, U. & Bennett, P. 2008. The exposure of green turtles (*Chelonia mydas*) to tumour promoting compounds produced by the cyanobacterium *Lyngbya majuscula* and their potential role in the aetiology of fibropapillomatosis. *Harmful Algae* 7 114–125.

Atila, N. & Fleeger, J. W. 2000. Meiofaunal Colonization of Artificial Substrates in an Estuarine Embayment. *Marine Ecology* 21 (1) 69–83.

Atila, N.; Fleeger, J. W. & Finelli, C. M. 2005. Effects of habitat complexity and hydrodynamics on the abundance and diversity of small invertebrates colonizing artificial substrates. *Journal of Marine Research* 63 1151–1172.

Atila, N.; Wetzel, M. A. & Fleeger, J. W. 2003. Abundance and colonization potential of artificial hard substrate-associated meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 287 273–287.

- Bishop, M. J. 2005. Artificial sampling units: a tool for increasing the sensitivity of tests for impact in soft sediments. *Environmental Monitoring and Assessment* 107 203–220.
- Bohórquez, J.; Papaspyrou, S.; Yúfera, M.; van Bergeijk, A. S.; García-Robledo, E.; Jiménez-Arias, J. L.; Bright, M. & Corzo, A. 2013. Effects of green macroalgal blooms on the meiofauna community structure in the Bay of Cádiz. *Marine Pollution Bulletin* 70 10–17.
- Bolam, S. G.; Fernandes, T. F.; Read, P. & Raffaelli, D. 2000. Effects of macroalgal mats on intertidal sandflats: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 249 123–137.
- Botter-Carvalho, M. L. 2007. Resposta da macrofauna bêntica estuarina a distúrbios: experimentos de eutrofização e recolonização no Canal de Santa Cruz-PE. Doutorado em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 198p.
- Boxshall, G. A. & Halsey, S. H. 2004. An introduction to copepod diversity. The Ray Society. 966p. London.
- Callens, M.; Gheerardyn, H.; Ndaró, S. G. M.; De Troch, M. & Vanreusel, A. 2012. Harpacticoid copepod colonization of coral fragments in a tropical reef lagoon (Zanzibar, Tanzania). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92(7) 1535–1545.
- Cardoso, P. G.; Pardal, M. A.; Raffaelli, D.; Baeta, A. & Marques, J. C. 2004. Macroinvertebrate response to different species of macroalgal mats and the role of disturbance history. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 308 207–220.
- Chapman, M. G. & Underwood, A. J. 2008. Scales of variation of gastropod densities over multiple spatial scales: comparison of common and rare species. *Marine Ecology Progress Series* 354 147–160.
- Colijn, F. & Dijkema, K. S. 1981. Species composition of benthic diatoms and distribution of chlorophyll a on an intertidal flat in the Dutch Waaden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 4 9–21.
- CPRH. 2010. Zoneamento ambiental da área de proteção ambiental – APA Santa Cruz – Itapissuma, Itamaracá e Goiana, PE. Recife, p. 82.

- Da Rosa, C. E.; Souza, M. S.; Yunes, J. S.; Proença, L. A. O.; Nery, L. E. M. & Monserrat, J. M. 2005. Cyanobacterial blooms in estuarine ecosystems: Characteristics and effects on *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae). *Marine Pollution Bulletin* 50 956–964.
- Dahms, H.- U.; Harder, T. & Qian, P.- Y. 2007. Selective attraction and reproductive performance of a harpacticoid copepod in a response to biofilms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 341 228–238.
- Dauvin, J. C. 2007. Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin* 55 271–281.
- De Troch, M.; Vandepitte, L. & Raes, M. 2005. A Field colonization experiment with meiofauna and seagrass mimics: effect of time, distance and leaf surface area. *Marine Biology* 148 73-86.
- DeMott, W. R. & Moxter, F. 1991. Foraging on cyanobacteria by copepods: responses to chemical defenses and resource abundance. *Ecology* 72(5) 1820–1834.
- Dufrêne M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67 345–366.
- Frame, K.; Hunt, G. & Roy, K. 2007. Intertidal meiofaunal biodiversity with respect to different algal habitats: a test using phytal ostracodes from Southern California. *Hydrobiologia* 586 331–342.
- Franz, D. R. & Friedman, I. 2002. Effects of a macroalgal mat (*Ulva lactuca*) on estuarine sand flat copepods: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 271 209–226.
- García, R. & Johnstone, R. W. 2006. Effects of *Lyngbya majuscula* (Cyanophyceae) blooms on sediment nutrients and meiofaunal assemblages in seagrass beds in Moreton Bay, Australia. *Marine and Freshwater Research* 57 155–165.
- Gee, J. M. & Warwick, R. M. 1985. Effects of organic enrichment on meiofaunal abundance and community structure in sublittoral soft sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 91 247–262.

- Gérard, C.; Poullain, V.; Lance, E.; Acou, A.; Brient, L. & Carpentier, A. 2009. Influence of toxic cyanobacteria on community structure and microcystin accumulation of freshwater mollusks. *Environmental Pollution* 157 609–617.
- Gilby, B. L.; Burfein, D. D. & Tibbetts, I. R. 2011. *Lyngbya majuscula* blooms and the diet of small subtropical benthivorous fishes. *Marine Biology* 158 245–255.
- Gray, J. S.; Wu, R. S. & Or, Y. Y. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238 249–279.
- Hicks, G. R. F. & Coull, B. C. 1983. The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. *Oceanography and Marine Biology, an Annual Review* 21 67–175 .
- Hoagland, P.; Jin, D.; Beet, A.; Kirkpatrick, B.; Reich, A.; Ullmann, S.; Fleming, L. E. & Kirkpatrick, G. 2014. The human health effects of Florida Red Tide (FRT) blooms: An expanded analysis. *Environment International* 68 144–153.
- Hockin, D. C. 1983. The effects of organic enrichment upon a community of meiobenthic Harpacticoid Copepods. *Marine Environmental Research* 10 45-58.
- Huys, R.; Gee, J. M.; More, C. G. & Hamond, R. 1996. Marine and brackish water Harpacticoid Copepods. Part 1. Keys and notes for identification of the species. In: Barnes R.S.K. and Crothers J.H. (Eds.), *Synopses of the British Fauna (New Series)* vol. 51, Field Studies Council, Shrewsbury, pp.1–352.
- Kennish, M. J. 1992. *Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects*. Ed. CRC PRESS. 494p. United States of America.
- Kennish, M. J. 1998. *Pollution Impacts on Marine Biotic Communities*. Ed. CRC PRESS. 310p. United States of America.
- Little, C. 2000. *The Biology of Soft Shores and Estuaries*. Ed. Oxford. 252p. Great Britain.
- Lorenzen, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnological Oceanography* 12 (2) 343–346.
- Lyons, D. A.; Arvanitidis, C.; Blight, A. J.; Chatzinikolaou, E.; Guy-Haim, T.; Kotta, J.; Orav-Kotta, H.; Queirós, A. M.; Rilov, G.; Somerfield, P. J. & Crowe, T. P. 2014. Macroalgal

blooms alter community structure and primary productivity in marine ecosystems. *Global Change Biology* 20 2712–2724.

Macêdo, R. J. A.; Barreto, E. P.; Santos, A. C.; Manso, V. A. V. 2010. Estudo geoambiental da orla de Maracaípe – Ipojuca(PE), Brasil. *Estudos Geológicos* 20(2) 93–111.

Macêdo, R. J. A.; Manso, V. A. V.; Pereira, N. S.; França, L. G. 2012. Transporte de sedimentos e a variação da linha de costa em curto prazo na praia de Maracaípe (PE), Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*. 12(3) 343–355.

Medeiros, C.; Kjerfve, B.; Araújo, M. & Neumann-Leitão, S. 2001. The Itamaracá Estuarine Ecosystem, Brazil, p.71-81. In: U. Seeliger, B. & Kjerfve (Eds.). *Ecological Studies*, 144. Coastal Marine Ecosystems of Latin America, Berlin, Springer-Verlag, 360p.

Meyer-Reil, L. A. & Köster, M. 2000. Eutrophication of Marine Waters: Effects on Benthic Microbial Communities. *Marine Pollution Bulletin* 41 (1–6) 255–263.

Mirto, S. & Danovaro, R. 2004. Meiofaunal colonisation on artificial substrates: a tool for biomonitoring the environmental quality on coastal marine systems. *Marine Pollution Bulletin* 48 919–926.

Nascimento, F. J. A.; Karlson, A. M. L. & Elmgren, R. 2008. Settling blooms of filamentous cyanobacteria as food for meiofauna assemblages. *Limnology and Oceanography* 53 (6) 2636–2643.

Nascimento, F. J. A.; Karlson, A. M. L.; Näslund, J. & Gorokhova, E. 2009. Settling cyanobacterial blooms do not improve growth conditions for soft bottom meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 368 138–146.

Norkko, A. & Bonsdorff, E. 1996. Population responses of coastal zoobenthos to stress induced by drifting algal mats. *Marine Ecology Progress Series* 140 141–151.

Norkko, J.; Bonsdorff, E. & Norkko, A. 2000. Drifting algal mats as an alternative habitat for benthic invertebrates: Species specific responses to a transient resource. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 248 79–104.

Osborne, N. J. T.; Webb, P. M. & Shaw, G. R. 2001. The toxins of *Lyngbya majuscula* and their human and ecological health effects. *Environment International* 27 381–392.

- Osborne, N. J. T.; Shaw, G. R. & Webb, P. M. 2007. Health effects of recreational exposure to Moreton Bay, Australia waters during a *Lyngbya majuscula* bloom. *Environment International* 33 309–314.
- Pearson, T. H. & Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review* 16 229 – 311.
- Pittman, S. J. & Pittman, K. M. 2005. Short-term consequences of a benthic cyanobacterial bloom (*Lyngbya majuscula* Gomont) for fish and penaeid prawns in Moreton Bay (Queensland, Australia). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 63 619–632.
- Poirier, A. M. T.; Cattaneo, A. & Hudon, C. 2010. Benthic cyanobacteria and filamentous chlorophytes affect macroinvertebrate assemblages in a large fluvial lake. *Journal of the North American Benthological Society* 29(2) 737-749.
- Rosenberg, R. 1985. Eutrophication – the Future Marine Coastal Nuisance? *Marine Pollution Bulletin* 16 (6) 227–231.
- Rule, M. J. & Smith, S. D. A. 2005. Spatial variation in the recruitment of benthic assemblages to artificial substrata. *Marine Ecology Progress Series* 290: 67–78.
- Rule, M. J. & Smith, S. D. A. 2007. Depth-associated patterns in the development of benthic assemblages on artificial substrata deployed on shallow, subtropical reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 345 38–51.
- Russel, B. D.; Gillanders, B. M. & Connell, S. D. 2005. Proximity and size of neighbouring habitat affects invertebrate diversity. *Marine Ecology Progress Series* 296: 31–38.
- Sandulli, R. & Giudici, M. N. 1989. Effects of organic enrichment on meiofauna: a laboratory study. *Marine Pollution Bulletin* 20 (5) 223–227.
- Santos, P. J. P.; Botter-Carvalho, M. L.; Nascimento-Júnior, A. B.; Marinho, R. G. C.; Carvalho, P. V. V. C. & Valença, A. P. M. C. 2009. Response of estuarine meiofauna assemblage to effects of fertilizer enrichment used in the sugar cane monoculture. Pernambuco, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 57 43–55.

- Smith, V. H.; Tilman, G. D. & Nekola, J. C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100 179–196.
- Stal, L. J. 2001. Coastal microbial mats: the physiology of a small-scale ecosystem. *South African Journal of Botany*. 67 399–410.
- Stielow, S. & Ballantine, D. L. 2003. Benthic cyanobacterial, *Microcoleus lyngbyaceus*, blooms in shallow, inshore Puerto Rican Seagrass habitats, Caribbean sea. *Harmful Algae* 2 127–133.
- Suguo, K. 1973. *Introdução à Sedimentologia*. São Paulo: ed. Edgard Blücher. 318p.
- Thiel, M. & Watling, L. 1998. Effects of green algal mats on infaunal colonization of a New England mud flat – long-lasting but highly localized effects. *Hydrobiologia* 375/376 177–189.
- Valença, A. P. M. C. & Santos, P. J. P. 2012. Macrobenthic community for assessment of estuarine health in tropical areas (Northeast, Brazil): Review of macrofauna classification in ecological groups and application of AZTI Marine Biotic Index. *Marine Pollution Bulletin* 64 1809–1820.
- Vasconcelos, V. 2006. Eutrophication, toxic cyanobacteria and cyanotoxins: when ecosystems cry for help. *Limnetica* 25 (1-2) 425–432.
- Wells, J. B. J. 2007. An annotated checklist and keys to the species of Copepoda Harpacticoida (Crustacea). *Zootaxa* 1568 1–872.
- Wetzel, R. G. & Likens, G. E. 1990. *Limnological analyses*. Springer-Verlag, 2ed. 338p.