

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

**ALINY FERNANDA SANTOS BARRETO**

**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.**

Recife  
2014

**ALINY FERNANDA SANTOS BARRETO**

**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.**

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

Orientador: Paulo Jorge Parreira dos Santos

Recife  
2014

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

Barreto Aliny Fernanda Santos

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 /Aliny Fernanda Santos. – Recife, 2014.

75 f. : il.

Orientador: Paulo Jorge Parreira Santos  
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Pós-graduação em Biologia Animal, Recife, 2014.  
Inclui referências

1. Ecologia dos recifes de coral 2. Invertebrados marinhos I. Santos, Paulo Jorge Parreira (orient.) II. Título.

593.6

CDD (22.ed.)

UFPE/CB-2017-535

**ALINY FERNANDA SANTOS BARRETO**

**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**

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

Aprovada em: 27/02/2014.

**COMISSÃO EXAMINADORA**

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos (Orientador)  
Dpto. de Zoologia - Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. André Morgado Esteves (Examinador Interno)  
Dpto. de Zoologia - Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. José Roberto Botelho de Souza (Examinador Interno)  
Dpto. de Zoologia - Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. José Souto Rosa Filho (Examinador Externo)  
Dpto. de Oceanografia - Universidade Federal de Pernambuco

## AGRADECIMENTOS

Ao meu Orientador, Professor Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos, pela oportunidade de trabalharmos juntos novamente. Agradeço por sua preocupação, pela imensa paciência e, principalmente pela confiança e dedicação durante o desenvolvimento deste trabalho.

À Dr. Adilma Cocentino pela disponibilidade na identificação das algas necessárias na caracterização das áreas de estudo.

Agradeço aos integrantes da banca por aceitarem avaliar o meu trabalho e por contribuir da melhor forma para a conclusão do mesmo.

Aos meus queridos amigos de LabDin, Ana Bolena, Ana Paula, Alzira Patrícia, Coriander de Lucena, Edivaldo Lima, Fred Brainer, Heloína Paiva, Ítalo Azevedo, Julia Neves, Lays Viturino, Marina Siqueira, Raquel Marinho, Rodolfo Ferreira, Visnu Sarmento, Vitória Fernandes e Viviane França, eu agradeço pela ajuda nas coletas e no desenvolvimento deste trabalho. Obrigada por todos os momentos inesquecíveis, por todos os palpites e conselhos, por dividirem comigo os melhores momentos dos meus últimos anos.

Agradeço em especial aos amigos e colaboradores Rodolfo Nascimento e Marina Siqueira, pela amizade e por sua participação fundamental na triagem da meiofauna durante o desenvolvimento deste projeto. Obrigada por dividirem essa experiência comigo.

Às mestres Alzira Constantino e Visnu Sarmento, e a bióloga Coriander de Lucena, por sua imensa generosidade em contribuir diretamente no meu aprendizado sobre a taxonomia dos Harpacticoida deste trabalho.

À minha família, pelo incentivo, apoio e compreensão. Agradeço em especial à minha mãe Leni Santos, pois tudo o que sou hoje devo a sua coragem, dedicação e amor.

À Paulo Portes, o melhor marido do mundo, pelo amor incondicional, dedicação e paciência. Seu companheirismo e apoio em todos os momentos foram cruciais para que eu chegasse até aqui.

À Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia (FACEPE) pela concessão da bolsa de mestrado, à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal pelo auxílio durante o período de desenvolvimento desta dissertação e a todos aqueles que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

## RESUMO

Os recifes do Nordeste, particularmente os costeiros, estão expostos a diversos tipos de distúrbios antropogênicos e vêm apresentando sinais claros de forte impacto decorrente da eutrofização das águas, afetando negativamente a biodiversidade deste ecossistema. Devido às dificuldades na avaliação de impactos ambientais decorrentes da influência das variações naturais do substrato, Unidades Artificiais de Substrato (UAS) têm sido recomendadas como solução potencial, minimizando o esforço na detecção de impactos. Este trabalho teve como objetivos testar o uso da UAS de grama sintética enquanto estimadora adequada da composição da meiofauna e da diversidade de Harpacticoida em área recifal e avaliar se a comunidade de meiofauna e a riqueza e abundância de Harpacticoida de UAS e de substratos naturais sofrem interferência dos diferentes níveis de pressão antrópica aos quais os ambientes recifais estão submetidos. Foram selecionadas seis áreas de estudo, sendo três praias consideradas impactadas, devido à proximidade a centros urbanos (Rio Doce, Pina e Piedade) e três áreas controle ou distantes de centros urbanos (Pau Amarelo, Serrambi e Paiva). O substrato de grama sintética e o período de 15 dias de colonização foram escolhidos como a combinação mais adequada para a colonização da meiofauna de fital. As UAS foram preparadas sob a forma de retângulos de 10 x 5 cm com área de 50cm<sup>2</sup>, e fixadas em cordas de seda contendo cinco unidades cada, sendo para cada área coletadas as cinco réplicas de UAS e cinco réplicas do substrato natural adjacente. A meiofauna extraída foi processada e quantificada ao nível de grandes grupos e, os primeiros sessenta indivíduos de Copepoda Harpacticoida, foram identificados ao menor nível taxonômico possível. De acordo com os resultados obtidos para a estrutura da comunidade de meiofauna e de Harpacticoida, as UAS são ferramentas adequadas na caracterização da fauna natural, pois possibilitam a estimação adequada da fauna que foi bastante similar ao ambiente natural e também são capazes de apontar impactos ambientais não detectados com a utilização do substrato natural apenas.

**Palavras chave:** Meiofauna, Copepoda Harpacticoida, UAS, Habitat Fital, Impacto Antrópico

## ABSTRACT

The Northeast reefs, particularly those located in the coasts, are exposed to several sources of anthropogenic disturbance, showing signs of strong impact due to eutrophication, which affects negatively biodiversity of these ecosystems. In order to overcome some problems to assess environmental impacts using meiofauna, Artificial Substrates Units (ASUs) have been recommended as a potential tool since they may reduce environmental variability, minimizing the effort in detecting impacts. This study aimed to test the use of ASU as an appropriate estimator of meiofauna taxonomic composition and Harpacticoida copepods diversity in some reef areas. It also assessed whether the meiofauna community and Harpacticoida copepods abundance and richness altered regarding the level of anthropogenic pressure which the reef environments are subjected. Six areas of study were selected, with three beaches considered impacted due to their proximity to urban centers (Rio Doce, Pina and Piedade) and three control areas or distant from urban centers (Pau Amarelo, Serrambi and Paiva). The synthetic grass substrate and the period of 15 day colonization were chosen as the most suitable combination for the meiofauna colonization. The ASU were prepared as rectangles of 10 x 5 cm with an area of 50 cm<sup>2</sup>, and fixed in silk's ropes containing five units each. For each area was collected five replicates of UAS and five replicates of the adjacent natural substrate. The meiofauna extracted was processed and quantified at the level of large groups and the first sixty individuals of Copepoda Harpacticoida were identified at the lowest possible taxonomic level. According to results obtained for both meiofauna and Harpacticoida copepods, the artificial grass substrate was suitable for characterizing anthropic disturbance, since they did not only allow the adequate estimation of fauna by comparing with natural environment but also pointed the impacts not detected using the natural substrate.

**Keywords:** Meiofauna, Copepoda Harpacticoida, ASU, Phytal, Anthropic Impact;

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

### Capítulo 1: Viabilidade da UAS (Unidade Artificial de Substrato) na avaliação do efeito da pressão antrópica sobre a associação de meiofauna em ambientes recifais

- Figura 1.** Mapa da região costeira de Pernambuco, Brasil, destacando as áreas de estudo localizadas nas praias de Pau Amarelo (a), Rio Doce (b), Pina (c), Piedade (d), Paiva (e) e Serrambi (f) .....24
- Figura 2.** Foto de uma corda com os substratos de grama (imagem parcial) fixa no recife da praia do Paiva, PE, Brasil .....25
- Figura 3.** Valores de precipitação média e temperatura do ar para as praias escolhidas como áreas controle (SR = Serrambi, PV = Paiva e PA = Pau Amarelo) e áreas impactadas (PD = Piedade, PN = Pina e RD = Rio Doce) pra o mês de abril de 2013 .....29
- Figura 4.** Valores de salinidade e temperatura da água para as praias escolhidas como áreas controle (SR = Serrambi, PV = Paiva e PA = Pau Amarelo) e áreas impactadas (PD = Piedade, PN = Pina e RD = Rio Doce) .....30
- Figura 5.** Valores médios de peso para os substratos (a) e sedimento retido (b), nos substratos Naturais e UAS de áreas Controle e Impactadas .....31
- Figura 6.** Percentual de abundância dos grupos mais representativos da meiofauna para as áreas controle e impactadas (a e b) e, para os substratos naturais e artificiais (c e d).....32
- Figura 7.** Densidades médias da meiofauna nos substratos naturais e artificiais para as áreas impactadas e áreas controle; as barras representam a média  $\pm$  intervalo de confiança de 95% .....33
- Figura 8.** Densidades médias dos grupos mais representativos da meiofauna nos substratos naturais (SN) e artificiais (UAS) para as áreas impactadas e áreas controle; As barras representam a média  $\pm$  intervalo de confiança de 95%. \* Indica diferença significativa para o fator tratamento ( $p < 0.001$ ) .....33
- Figura 9.** Variação média dos índices ecológicos de Riqueza (S), Equitabilidade (J') e Diversidade de Shannon-Wiener (H') para a comunidade de meiofauna nos SN e UAS para as áreas impactadas e controle .....35
- Figura 10.** Ordenação MDS da estrutura da comunidade de meiofauna para o fator substrato (SN e UAS) e para o fator tratamento (C e I); Os substratos naturais (SN) estão representados pelos símbolos na cor cinza e as UAS pelos símbolos na cor preta .....36
- Figura 11.** Percentual de abundância dos grupos mais representativos da meiofauna para as áreas controle e impactadas .....37



## **Capítulo 2: Viabilidade da UAS (Unidade Artificial de Substrato) na avaliação do efeito da pressão antrópica sobre a associação de Copepoda Harpacticoida em ambientes recifais**

- Figura 1.** Valores médios de peso para o Substrato Natural (SN) (a) e sedimento retido (b) nos SN e UAS de áreas Controle e Impactadas .....56
- Figura 2.** Percentual de abundância das espécies mais representativas para os substratos naturais e artificiais .....58
- Figura 3.** Densidades médias Harpacticoida nos substratos naturais (SN) e artificiais (UAS) as áreas impactadas e áreas controle; As barras representam a média  $\pm$  intervalo de confiança de 95% .....59
- Figura 4.** Densidades médias das espécies mais representativas de Harpacticoida nos substratos naturais (SN) e artificiais (UAS) para as áreas impactadas e áreas controle; As barras representam a média  $\pm$  intervalo de confiança de 95% .....61
- Figura 5.** Variação média dos índices ecológicos de Riqueza (S), Equitabilidade (J') e Diversidade de Shannon-Wiener (H') para a comunidade de Copepoda Harpacticoida nos SN e UAS para as áreas impactadas e controle .....63
- Figura 6.** Ordenação MDS da estrutura da comunidade de Harpacticoida para o fator substratos (SN e UAS) e para o fator tratamento (C e I); Os substratos naturais (SN) estão representados por bolas cinza e as UAS por triângulos pretos .....64

## LISTA DE TABELAS

### **Capítulo 1 Viabilidade da UAS (Unidade Artificial de Substrato) na avaliação do efeito da pressão antrópica sobre a associação de meiofauna em ambientes recifais**

**Tabela 1.** Lista das espécies de algas identificadas, obtidas nas áreas controle (Pau Amarelo, Paiva e Serrambi) e impactadas (Rio Doce, Piedade, Pina) de PE, Brasil. A presença e ausência de cada tipo de alga nas áreas estão representadas pelos símbolos x e -, respectivamente .....30

**Tabela 2.** Resultados da ANOVA-multifatorial dos grupos mais representativos da meiofauna para os fatores substrato (SN e UAS) e tratamento (I e C). .....34

**Tabela 3.** Resultados dos testes não-paramétricos de Wilcoxon e Mann-Whitney para Copepoda e para Meiofauna Total, avaliando os fatores Substrato e Tratamento .....34

**Tabela 4.** Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para a estrutura da comunidade de meiofauna sobre os fatores substratos (SN e UAS) e tratamento (C e I).....36

**Tabela 5.** Resultados do teste a posteriori da análise multifatorial PERMANOVA para a estrutura da comunidade de meiofauna sobre o fator tratamento nos substratos natural e artificial.....38

**Tabela 6.** Valores de similaridade entre réplicas, obtidos pelas médias da matriz de similaridade de Bray-Curtis, para os substratos natural (SN) e artificial (UAS) de áreas controle e impactadas .....43

### **Capítulo 2. Viabilidade da UAS (Unidade Artificial de Substrato) na avaliação do efeito da pressão antrópica sobre a associação de Copepoda Harpacticoida em ambientes recifais**

**Tabela 1.** Lista das espécies de algas identificadas, obtidas nas áreas controle (Pau Amarelo, Paiva e Serrambi) e impactadas (Rio Doce, Piedade, Pina) de PE, Brasil. A presença e ausência de cada alga nas áreas estão representadas pelos símbolos x e -, respectivamente .....55

**Tabela 2.** Lista das espécies de Copepoda Harpacticoida identificadas nos substratos natural e artificial obtidos nas áreas controle (Pau Amarelo, Paiva e Serrambi) e impactadas (Rio Doce, Piedade, Pina) de PE, Brasil .....57

**Tabela 3.** Resultados da ANOVA-multifatorial das espécies de Harpacticoida mais representativos para os fatores substrato (SN e UAS) e tratamento (I e C) .....62

**Tabela 4.** Resultados dos testes não-paramétricos de Wilcoxon e Mann-Whitney para espécies de Harpacticoida, avaliando os fatores Substrato e Tratamento .....62

**Tabela 5.** Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para a estrutura da comunidade de Harpacticoida sobre os fatores substratos (SN e UAS) e tratamento (C e I) .....63

<b>Tabela 6.</b> Resultados do teste a posteriori da análise multifatorial PERMANOVA para a estrutura da comunidade de meiofauna sobre o fator tratamento nos substratos natural e artificial .....	66
---	----

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL .....	12
2	IMPORTÂNCIA DO ESTUDO .....	14
3	OBJETIVOS GERAIS .....	15
4	REFERÊNCIAS .....	16
5	CAPÍTULO 1: Viabilidade da UAS (Unidade Artificial de Substrato) na avaliação do efeito da pressão antrópica sobre a associação de meiofauna em ambientes recifais .....	19
5.1	INTRODUÇÃO .....	19
5.2	MATERIAL E MÉTODOS .....	21
5.2.1	Área de estudo .....	21
5.2.1.1	Áreas controle .....	21
5.2.1.2	Áreas impactadas .....	22
5.2.2	Desenho amostral .....	25
5.2.2.1	Escolha da UAS de grama sintética .....	25
5.2.2.2	Implantação dos substratos e metodologia de campo .....	25
5.2.2.3	Coleta dos substratos e dados ambientais .....	26
5.2.3	Metodologia em laboratório .....	26
5.2.3.1	Processamento do material biológico .....	26
5.2.3.2	Parâmetros abióticos .....	27
5.2.4	Análise de dados .....	27
5.3	RESULTADOS .....	29
5.3.1	Parâmetros abióticos .....	29
5.3.2	Caracterização do ambiente natural .....	30
5.3.3	UAS enquanto descritores das comunidades naturais .....	31
5.3.4	UAS para avaliação de impactos ambientais .....	36
5.4	DISCUSSÃO .....	39
5.4.1	UAS enquanto descritores das comunidades naturais .....	39
5.4.2	UAS para a avaliação de impactos ambientais .....	42
5.5	CONCLUSÕES .....	44
5.6	REFERÊNCIAS .....	45

6	CAPÍTULO 2: Viabilidade da UAS (Unidade Artificial de Substrato) na avaliação do efeito da pressão antrópica sobre a associação de Copepoda Harpacticoida em ambientes recifais .....	50
6.2	INTRODUÇÃO .....	50
6.3	MATERIAL E MÉTODOS .....	53
6.3.1	Área de estudo .....	53
6.3.2	Obtenção e processamento das amostras .....	53
6.3.3	Processamento do material biológico .....	53
6.3.4	Análise de dados .....	53
6.4	RESULTADOS .....	55
6.4.1	Parâmetros abióticos .....	55
6.4.2	Caracterização do ambiente natural .....	55
6.4.3	UAS enquanto descritores das comunidades naturais .....	56
6.4.4	UAS para avaliação de impactos ambientais .....	64
6.5	DISCUSSÃO .....	67
6.5.1	UAS enquanto estimadores da riqueza de espécies de ambientes naturais .....	67
6.5.2	Uso da UAS para avaliação de impactos ambientais .....	69
6.6	CONCLUSÕES .....	72
6.7	REFERÊNCIAS .....	73

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

Os recifes de coral são um dos ecossistemas marinhos mais biodiversos. Eles são usados como zona de reprodução, berçário, abrigo e alimentação por diversos organismos e fornecem uma variedade de bens e serviços como proteção do litoral contra a ação das ondas, uso recreativo, turístico e econômico (Moberg & Folke, 1999).

A superfície dos recifes normalmente é recoberta por espessos tapetes de algas (Maida & Ferreira, 2004). Este ambiente, denominado fital (do grego *phyton*, planta), é definido como um habitat marinho dominado por macrófitas (ou planta-substrato) permitindo a existência de animais e plantas epífitas (Masunari, 1987). Componente do ambiente fital, a comunidade de meiofauna utiliza esse microhabitat usufruindo de grande diversidade de recursos, como superfície para viver e/ou se alimentar ou ainda como refúgio contra predadores (Giere, 2009).

A meiofauna é definida como um grupo de metazoários invertebrados marinhos bentônicos, representados por quase todos os filos, que ficam retidos entre os intervalos de malha de 0,044 ou 0,062mm a 0,5 ou 1mm (Giere, 2009). Na meiofauna de ambiente de fital, os Copepoda Harpacticoida são regularmente os mais numerosos (Hicks, 1977; Santiago, 2003). Harpacticoida é uma das sete Ordens da Subclasse Copepoda contendo pequenos copépodes com dimensões variando de 0,2 a 2,5 mm. Segundo Wells (2007) até outubro de 2006 foram registradas mais de 4.300 espécies de Harpacticoida em 589 gêneros e 56 famílias

A meiofauna desempenha um papel importante no fluxo de energia dos sistemas bentônicos servindo de alimento para animais da macrofauna, pequenos peixes e também como consumidores (Giere, 2009). Além disso, devido ao seu pequeno tamanho, rápido ciclo reprodutivo e alta sensibilidade a mudanças nas condições ambientais, é crescente o interesse no estudo da meiofauna como organismos bioindicadores em programas de monitoramento ambiental (Coull & Chandler, 1992; Kennedy & Jacoby, 1999).

Recifes de áreas rasas normalmente ocorrem próximos à costa e estão geralmente associados a locais densamente povoados ficando expostos a diversos tipos de distúrbios antropogênicos (Thompson et al., 2002). A grande densidade demográfica nas zonas costeiras somada ao desenvolvimento urbano, à exploração dos recursos costeiros e ao turismo desordenado são os problemas mais comuns nestes ecossistemas (Maida & Ferreira, 2004). Os recifes do Nordeste, particularmente os costeiros, situados a menos de 5 km do continente vêm apresentando sinais claros de forte impacto decorrente de eutrofização das águas associada à poluição por esgotos domésticos, altas taxas de sedimentação e turbidez (Leão & Dominguez, 2000; Leão et al., 2011) que se somam em diversas áreas de fácil acesso no litoral de Pernambuco aos impactos decorrentes do turismo (Sarmiento et al., 2011).

Uma das principais dificuldades na avaliação de impactos ambientais sobre a meiofauna de fital, por exemplo, é como separar ou isolar as mudanças nas associações de organismos que são causadas pela perturbação antropogênica daquelas que decorrem de variações espaço-temporais naturais (Bishop, 2005). Recentemente, as Unidades Artificiais de Substrato (UAS) têm sido recomendadas como solução potencial para contornar o efeito das variações naturais na estrutura ou características do substrato em estudos de avaliação da qualidade ambiental (ex. Mirto & Danovaro, 2004; De Troch et al., 2005; Bishop, 2005; Rule & Smith, 2007), uma vez que podem reduzir a heterogeneidade entre réplicas de uma mesma associação e com isso diminuir o esforço necessário para detecção dos impactos.

Substratos artificiais vêm sendo utilizados em ambientes marinhos há mais de 40 anos (ex. Schoener, 1974), e Unidades Artificiais de Substrato (UAS) têm sido escolhidas para avaliar padrões biogeográficos globais (Goban & Warwick, 2006), determinar o efeito de gradientes ambientais na estrutura e similaridade das associações (Rule & Smith, 2007), analisar como variações na diversidade estrutural do habitat afetam a diversidade (Matias et al., 2010), avaliar desde processos de recrutamento e/ou colonização (Watson & Barnes, 2004; Gwither & Fairweather, 2005; Fonseca-Genevois et al., 2006) até estudos experimentais de efeito de borda e fragmentação do habitat (Warry et al., 2009), e de tamanho ou isolamento de habitats (Russell et al., 2005) em ambientes marinhos.

## **2 IMPORTÂNCIA DO ESTUDO**

São poucos os estudos que associam o uso das UAS com a comunidade de meiofauna (Atilla & Fleeger, 2000; Danovaro et al., 2002; Jenkins et al., 2002; Atilla et al., 2003; Mirto & Danovaro, 2004; De Troch et al., 2005; Atilla et al., 2005). Para a região costeira do Nordeste brasileiro, até o presente momento, existe apenas um registro do uso de UAS em associação com a meiofauna, ainda não publicado avaliando a colonização da meiofauna em três tipos de substratos (Nascimento, 2013). Além do limitado conhecimento sobre a adequação da UAS de grama sintética enquanto descritora da estrutura e riqueza de associações de meiofauna, não existem estudos que descrevam a potencial aplicabilidade das Unidades de Substrato Artificial para fins de monitoramento de ambientes e detecção de impactos ambientais, o que estimula o desenvolvimento de mais estudos e enfatiza a importância do desenvolvimento deste trabalho.



### **3 OBJETIVOS GERAIS**

- Testar o uso de UAS enquanto estimadora adequada da composição dos grandes grupos da meiofauna e da diversidade de Copepoda Harpacticoida em área recifal.
- Avaliar se a comunidade de meiofauna e a riqueza e abundância de Harpacticoida de UAS e de substratos naturais sofrem interferência dos diferentes níveis de pressão antrópica aos quais os ambientes recifais estão submetidos.

#### 4 REFERÊNCIAS

- Atilla N & Fleeger JW. 2000. Meiofaunal Colonization of Artificial Substrates in an Estuarine Embayment. **Marine Ecology**, 21 (1): 69-83.
- Atilla N, Wetzel MA & Fleeger JW. 2003. Abundance and colonization potential of artificial hard substrate-associated meiofauna. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 287: 273– 287.
- Atilla N, Fleeger JW & Finelli CM. 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
- Bishop MJ. 2005. Artificial sampling units: a tool for increasing the sensitivity of tests for impact in soft sediments. **Environmental Monitoring and Assessment**, 107: 203–220.
- Coull BC & Chandler GT. 1992. Pollution and meiofauna: Field, laboratory and mesocosm studies. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**, 30:191-271.
- Danovaro R, Gambi C, Mazzola A & Mirto S. 2002. Influence of artificial reefs on the surrounding infauna: analysis of meiofauna. **Journal of Marine Science**, 59:356-362.
- 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.
- Fonseca-Genevois VG, Somerfield PJ, Neves MHB, Coutinho, R & Moens T. 2006. Colonization and early succession on artificial hard substrata by meiofauna. **Marine Biology**, 148: 1039–1050.
- Giere O. 2009. **Meiobenthology**: The microscopic motile fauna of aquatic sediments. 2 ed. Springer-Verlag, Berlin.
- Goban JF & Warwick RM. 2006. Geographical variation in species diversity: a comparison of marine polychaetes and nematodes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 330: 234–244.
- Gwither J & Fairweather PG. 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.
- Hicks GRF. 1977. Breeding activity of marine phytal harpacticoid copepods from cook strait. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, 11 (4): 645-666.
- Kennedy AD & Jacoby CA. 1999. Biological indicators of Marine Environmental Health: Meiofauna – A neglected benthic component? **Environmental Monitoring and Assessment**, 54 (1): 47–68.

- Jenkins GP, Walker-Smith GK & Hamer PA. 2002. Elements of habitats complexity that influence harpacticoid copepods associated with seagrass beds in a temperate bay. **Oecologia**, 131: 598-605.
- Leão, ZMAN & Dominguez JML. 2000. Tropical coast of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 41: 112 – 122.
- Leão ZMN, Kikuchi RKP, Oliveira MDM & Vasconcelos V. 2011. Status of Eastern Brazilian coral reefs in time of climate changes. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 5: 224-235.
- Maida M & Ferreira BP. 2004. **Os recifes de coral brasileiros**. In: Leça EE, Neumann-Leitão S. & Costa MF (Eds). Oceanografia: um cenário tropical. Ed. Bagaço, Recife, p. 617-640.
- Masunari S. 1987. **Ecologia das Comunidades Fitais**. In: Academia de Ciências do Estado de São Paulo (ed.). Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudestes brasileira. Cananéia, p. 195-233.
- Matias MG, Underwood AJ & Coleman RA. 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.
- Moberg F & Folke C. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. **Ecological Economics**, 29 (2): 215-33
- Nascimento, RFM. 2013. **Teste de três tipos de UAS (Unidade Artificial de Substrato) para avaliação da associação de meiofauna em ambiente recifal**. Monografia - Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, 43p
- Rule MJ & Smith SDA. 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 BD, Gillanders BM & Connell SD. 2005. Proximity and size of neighbouring habitat affects invertebrate diversity. **Marine Ecology Progress Series**, 296: 31–38.
- Santiago, A. C. M. 2003. **Efeito da exposição ao ar e do sedimento retido sobre a composição e a densidade da meiofauna em *Halimeda opuntia* (L.) J. V. Lamouroux 1812 na praia de Maracáipe-PE**. Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 37p.
- Sarmiento VC, Barreto AF & Santos PJP. 2011. The response of meiofauna to human trampling on coral reefs. **Scientia Marina**, 75: 559-570.
- Schoener A. 1974. Experimental zoogeography: colonization of marine mini-islands. **American Naturalist**, 108: 715-738.

- Thompson RC, Crowe TP & Hawkins SJ. 2002. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. **Environmental Conservation** 29 (2): 168- 191.
- Warry FY, Hindell JS, Macreadie PI, Jenkins GP & Connolly RM. 2009. Integrating edge effects into studies of habitats fragmentation: a test using meiofauna in seagrass. **Oecologia**, 159: 883-892.
- Watson DI & Barnes DKA. 2004. Temporal and spatial components of variability in benthic recruitment, a 5-year temperate example. **Marine Biology**, 145: 201–214.
- Wells JBJ. 2007. An annotated checklist and keys to the species of Copepoda Harpacticoida (Crustacea). **Zootaxa**, 1568: 1-872.

## **5 CAPÍTULO 1: Viabilidade da UAS (Unidade Artificial de Substrato) na avaliação do efeito da pressão antrópica sobre a associação de meiofauna em ambientes recifais.**

### **5.1 INTRODUÇÃO**

Os pequenos invertebrados que compõem a meiofauna bentônica são bastante abundantes em ambientes recifais, com densidades que podem normalmente alcançar até  $10^6$  indivíduos por metro quadrado (Coull, 1999; Giere, 2009). Os organismos de meiofauna são comumente definidos como os invertebrados marinhos bentônicos, representados por quase todos os filos, que ficam retidos entre os intervalos de malha de 0,044 ou 0,062mm a 0,5 ou 1mm (Coull, 1999; Giere, 2009). A meiofauna desempenha um papel importante no fluxo de energia dos sistemas bentônicos facilitando a biomineralização da matéria orgânica, realizando a ciclagem de nutrientes e servindo de alimento para uma variedade de níveis tróficos superiores (Danovaro *et al.*, 2007; Giere, 2009). Além disso, devido ao seu pequeno tamanho, rápido ciclo reprodutivo e alta sensibilidade a mudanças nas condições ambientais, é crescente o interesse no estudo da meiofauna como organismos bioindicadores em programas de monitoramento ambiental (Coull & Chandler, 1992; Kennedy & Jacoby, 1999).

Apesar do razoável número de estudos que utilizam a meiofauna para a avaliação de impactos ambientais, uma das principais dificuldades na avaliação desses impactos, por exemplo, 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). Recentemente, as Unidades Artificiais de Substrato (UAS) têm sido recomendadas como solução potencial para contornar o efeito das variações naturais na estrutura ou características do substrato em estudos de avaliação da qualidade ambiental (ex. Mirto & Danovaro, 2004; De Troch *et al.*, 2005, Bishop, 2005; Rule & Smith, 2007) reduzindo a heterogeneidade entre réplicas de uma mesma associação e com isso reduzindo o esforço necessário para detecção dos impactos.

A maioria dos estudos que recorreram ao uso de unidades artificiais de substrato (UAS) para caracterização em ambientes bentônicos foi realizada com organismos da

macrofauna, como por exemplo, os trabalhos de Myers & Southgate (1980), Edgar (1991a), Hall et al. (2000), Lee et al. (2001), Chapman (2003), Kelaher (2003), Rule & Smith (2005) e Olabarria (2012) em ambientes recifais e/ou bancos de areia e alga e, também em ambientes estuarinos de substratos moles ou duros, como os trabalhos de Edgar (1991b), Eggleston et al. (1999), Chapman & Underwood (2005), Cole et al. (2007), entre outros. São poucos os estudos que associam o uso das UAS com a comunidade de meiofauna (Atilla & Fleeger, 2000; Danovaro et al., 2002, Jenkins et al., 2002; Atilla et al. 2003;; Mirto & Danovaro, 2004; De Troch et al., 2005;, Atilla et al. 2005). Para a região costeira do Nordeste brasileiro, até o presente momento, existe apenas um registro do uso de UAS em associação com a meiofauna, avaliando a colonização da meiofauna em três tipos de substratos diferenciados (Nascimento, 2013).

Sendo assim, o conhecimento incipiente sobre a adequação da UAS de grama sintética enquanto descritora da estrutura e riqueza de associações de meiofauna estimula o desenvolvimento de mais estudos e serve como justificativa para o desenvolvimento deste trabalho. Este capítulo tem como objetivos testar o uso de UAS enquanto estimadora adequada da composição dos grandes grupos da meiofauna e Copepoda Harpacticoida de diferentes ambientes recifais.

## 5.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 5.2.1 Área de estudo

Pernambuco possui uma faixa costeira de 187 km de extensão, que abrange 21 municípios, constituindo-se o mais importante aglomerado populacional do Estado, onde se concentra cerca de 44% de sua população e, inserido entre as zonas costeiras mais densamente povoadas no país, é o oitavo estado mais povoado no litoral (CPRH, 1999, IBGE, 2001). Existe uma forte pressão ambiental sobre o ecossistema costeiro do estado, que é estimulada principalmente pela especulação imobiliária, poluição urbana, poluição industrial, turismo desordenado e crescimento populacional (Pedrosa et al. 2013). Dentro deste contexto, foram selecionadas seis áreas de estudo (fig. 1), sendo três consideradas impactadas, devido à proximidade a centros urbanos (Rio Doce, Pina e Piedade) e três não impactadas ou distantes de centros urbanos (Pau Amarelo, Serrambi e Paiva). As áreas de estudo foram escolhidas utilizando-se dados descritivos da qualidade ambiental presentes na literatura, incluindo dados de balneabilidade disponíveis no site da Agência Estadual do Meio Ambiente (CPRH) para o ano de 2013, além de observações das características ambientais realizadas *in situ*.

#### 5.2.1.1 Áreas Controle

##### Praia do Paiva

A praia do Paiva (fig. 1e) está inserida geograficamente no Município do Cabo de Santo Agostinho, faixa costeira sul de Pernambuco, entre as coordenadas 08°07'30''S e 35°00'55''W (Sacramento et al. 2007; Madruga-Filho et al., 2000). Ainda que faça parte de um município da Região Metropolitana do Recife, esta praia ainda não é considerada como praia urbana, pois se caracteriza como uma área de ocupação rarefeita (RIMA, 2010) ainda predominantemente caracterizada por casas de veraneio. Entretanto, esta área do litoral sul vem recebendo incentivos de desenvolvimento econômico, estimuladas pelo macroprojeto de desenvolvimento do turismo no Litoral Sul - Projeto Costa Dourada motivados principalmente por sua proximidade com o

centro portuário de Suape (CPRH, 1999). Segundo dados disponibilizados no site do CPRH, 2013, esta praia é considerada balneável.

#### Pau Amarelo

A Praia de Pau Amarelo (fig.1a), situada no município de Paulista porção norte do estado de Pernambuco, entre as coordenadas 07°53'24"S e 34°49'24"W, possui uma faixa de areia larga com extensão de aproximadamente 2 km de praia ondulada (Campos, 2011), sua vegetação é composta de coqueiros e suas águas consideradas boas para o banho. Observa-se a presença de arrecifes e bancos de areia durante a maré baixa. Apesar de ser considerada uma praia urbana, a ocupação se dá principalmente com a presença de residências e casas de veraneio, e pela existência de equipamentos e serviços turísticos: restaurantes, bares, marinas e barracas.

#### Praia de Serrambi

A praia de Serrambi (fig.1f) está localizada no município de Ipojuca e localiza-se no centro do litoral Sul de Pernambuco (8°33'S e 35°01 'W), distando 57 km da cidade de Recife. Esta praia compreende uma extensa formação recifal do tipo margem, constituída por recifes de formação arenítica com cobertura orgânica, com cerca de 1,5 km de extensão (área total de aproximadamente 4,5km<sup>2</sup>), formando pequenas piscinas naturais durante a maré baixa (Accioly, 1989). Apresenta uma população fixa de 4.300 habitantes, e a ocupação se dá através de casas de veraneio, bares e comércio ambulante e a principal atividade econômica é a pesca artesanal (Jales et al. 2012). Este praia é considerada balneável (CPRH, 2013), e apresenta-se em bom estado de preservação (Jales et al. 2012).

### **5.2.1.2 Áreas Impactadas**

#### Praia de Rio Doce

A praia de Rio Doce (fig.1b) localiza-se no município de Olinda, litoral Norte do Estado de Pernambuco, sob as coordenadas 07°59'54``S e 34°49'48``W, com extensão total de 3 km. Esta região é alvo de grande impacto ambiental causado pelo processo erosivo de suas praias e, mesmo após a construção de quebra-mares, existem estudos (Pereira et al., 2005) comprovando que tais obras desencadearam alterações no



ambiente como o assoreamento e constante depósito de areia ao longo dos diques de proteção, causando alterações na estrutura e função dos recursos ambientais (solo, relevo, recursos hídricos, fauna e flora) (Barreto, 2003). Esta praia é considerada imprópria para banho, segundo informações disponibilizadas pelo CPRH (2013).

#### Praia do Pina

A praia Pina se inclui na faixa litorânea do Recife, entre as coordenadas  $08^{\circ}04'12''S$  e  $34^{\circ}52'12''W$ . O ambiente recifal escolhido neste estudo (fig. 1c) possui cerca de 6 km de extensão, estendendo-se da parte norte da Praia do Pina até as mediações do Marco Zero, situado junto ao Porto do Recife, na região central da cidade (Barreto et al., 2010). Atualmente toda a faixa da praia do Pina apresenta um alto índice de ocupação, com uma população residente de 27.422 habitantes em todo bairro (Silva et al. 2012) e grande concentração de atividades econômicas, industriais, de lazer e de turismo. Esta área, além de sua importância econômica, é considerada como ponto turístico cultural e historicamente vem sofrendo alterações antropogênicas por meio de obras de engenharia com finalidades comerciais e de melhoria de infraestrutura para acesso turístico (Barreto et al., 2010). Segundo informações disponibilizadas pelo CPRH (2013), esta área é considerada imprópria para banho.

#### Praia de Piedade

A Praia de Piedade (fig. 1d) situa-se no município de Jaboatão dos Guararapes, localizado ao Sul da região metropolitana do Recife, entre os paralelos  $08^{\circ}09'17''S$  e  $08^{\circ}11'19''W$ , possuindo uma extensão de 5,6 km. A ocupação se dá por meio de prédios habitacionais, bares e restaurantes e pela grande infraestrutura hoteleira, o que o torna um local bastante frequentado e com grande fluxo turístico (Almeida et al., 2008). O uso do ambiente recifal é bastante comum, pois muitas pessoas concentram-se sobre os recifes para caminhar, tomar sol e pescar. Além dos impactos dessas atividades, existem problemas de erosão decorrentes da urbanização desordenada (Manso et al., 1995) e a contribuição para a poluição desta área através dos rios Pirapama e Jaboatão que, trazem descargas de esgotos domésticos e industriais (Santos, 1993).

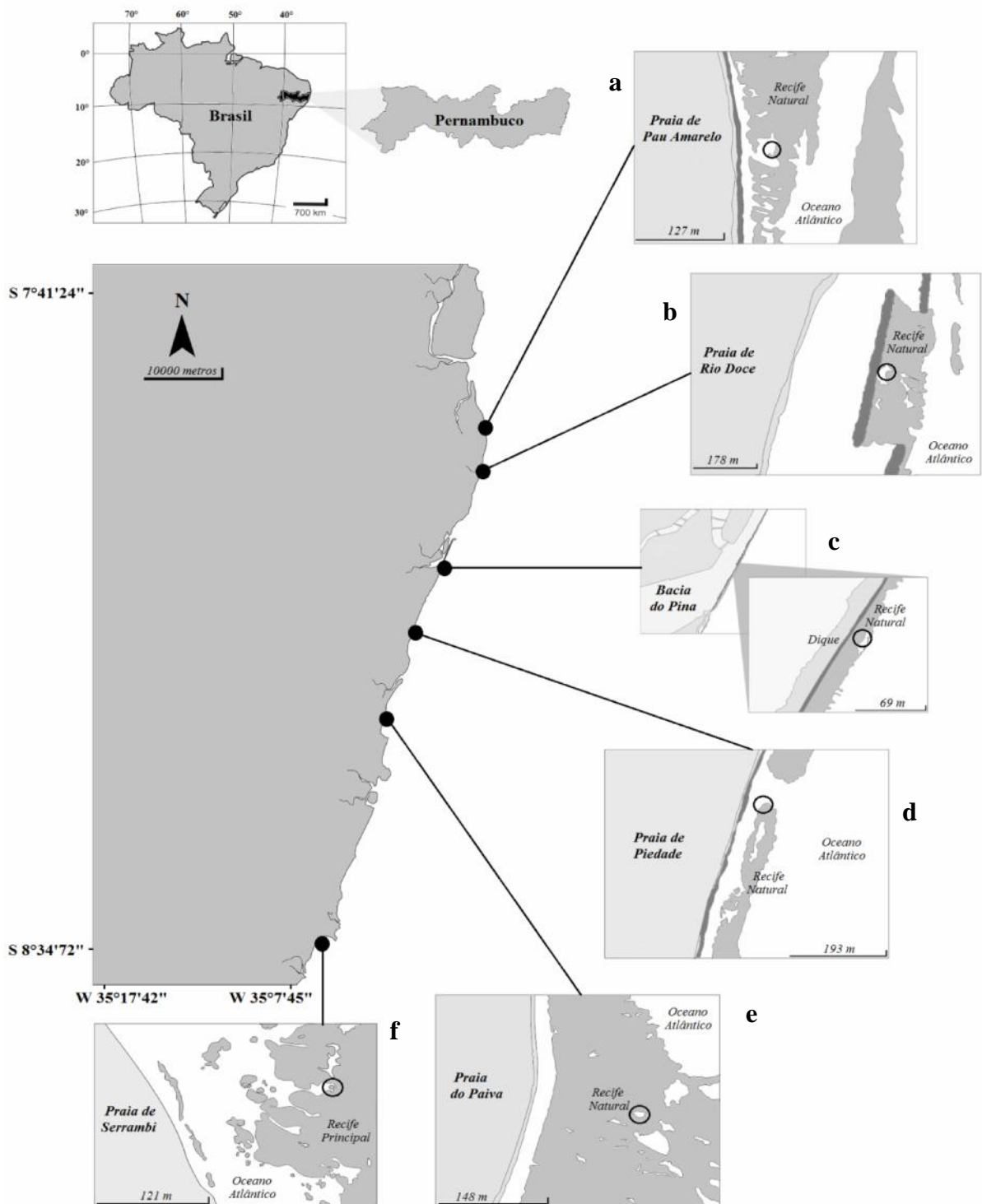


Figura 1. Mapa da região costeira de Pernambuco, Brasil, destacando as áreas de estudo localizadas nas praias de Pau Amarelo (a), Rio Doce (b), Pina (c), Piedade (d), Paiva (e) e Serrambi (f).

## 5.2.2 Desenho amostral

### 5.2.2.1 Escolha da UAS de grama sintética

Para definir o melhor substrato a ser utilizado para a colonização da meiofauna em ambiente fital, foi realizado um experimento piloto cujo objetivo foi testar três substratos artificiais, sendo estes: grama sintética, esponjas de nylon (esponjas de banho) e escovas de polipropileno (limpador de mamadeira), além de testar o tempo de colonização adequado. Os principais resultados desse experimento foram devidamente apresentados e discutidos por Nascimento (2013) em sua monografia e, com base nestes resultados em associação com dados existentes na literatura (Kelaheer, 2003), foram definidos, o substrato de grama sintética e o período de 15 dias de colonização, como a combinação mais adequada para a colonização da meiofauna de fital.

### 5.2.2.2 Implantação dos substratos e metodologia de campo

A partir da escolha da grama como substrato mais semelhante ao substrato natural de algas, iniciou-se a preparação do experimento onde, o substrato de grama sintética foi preparado sob a forma de retângulos de 10 x 5 cm com área de 50cm<sup>2</sup>. Os tapetes de grama foram fixados em cordas de seda contendo cinco unidades cada (fig.2). Para prender cada substrato nas cordas utilizou-se fio de nylon de 1,6mm de espessura, bastante resistente, de forma que nenhuma amarração se rompesse e que nenhum substrato fosse perdido. Foram montadas seis cordas, uma para cada área de estudo. A fixação de cada corda de UAS nos recifes ocorreu de forma independente para que fosse possível a manutenção e extração da mesma no período desejado.



Figura 2: Foto de uma corda com os substratos de grama (imagem parcial) fixa no recife da praia do Paiva, PE, Brasil.

Para a implantação do experimento, em cada praia selecionada, foi definida uma porção recifal localizada em uma piscina ou área de recife mais distante da orla, preferencialmente no infralitoral, para minimizar o acesso de banhistas e tentar preservar a integridade do experimento. Como o acesso a estas áreas depende da amplitude de maré, foram selecionadas as marés baixas (0,1 a 0,4) como as mais adequadas para os procedimentos de coleta.

### **5.2.2.3 Coleta dos substratos e dados ambientais**

As coletas dos substratos artificiais e dos substratos naturais de algas ocorreram no período de 11 a 28 de abril de 2013, após 15 dias de colonização. Para cada área foram coletadas as cinco réplicas de UAS e cinco réplicas do substrato natural adjacente, totalizando 60 amostras, dez para cada praia selecionada. As amostras de alga foram coletadas com corer de 9,6 cm<sup>2</sup> de área amostral. Dados de temperatura e salinidade da água foram medidos para cada área de coleta. Imediatamente após a extração dos substratos dos recifes, todas as amostras foram acondicionadas em recipientes plásticos e fixadas com formol salino a 10%. Após as coletas, as amostras foram levadas para laboratório para fixação definitiva e extração da fauna.

## **5.2.3 Metodologia em laboratório**

### **5.2.3.1 Processamentos do material biológico**

A meiofauna foi extraída durante a lavagem dos substratos com água filtrada sobre peneiras geológicas de aberturas de malha de 500µm e 45µm e, os organismos retidos na malha de menor abertura, foram armazenados em formol a 4% e corados com Rosa de Bengala (para facilitar sua identificação e contagem). Cada amostra foi analisada em placa de Dolffus, com auxílio de estereomicroscópio para a quantificação em nível de grandes grupos.

Após extração da fauna, o substrato algal de cada amostra foi devidamente acondicionado em potes plásticos opacos, para posterior identificação por especialistas da área ao menor nível taxonômico possível.

### **5.2.3.2 Parâmetros abióticos**

Para cada réplica do substrato natural e UAS coletadas, foram medidos os pesos seco e úmido do substrato e do sedimento retido (avaliados em balança de precisão). Dados referentes à precipitação mensal média e a temperatura do ar para cada área de foram obtidos por meio de consulta ao site da APAC – Agência Pernambucana de Águas e Clima.

### **5.2.4 Análise dos dados**

A composição do substrato natural de algas de cada área foi descrita quanto à presença/ ausência das espécies para o fator tratamento. Os dados referentes ao peso do sedimento retido foram analisados por meio do teste ANOVA 2-fatores para tratamento (controle e impactado) e substrato (substrato natural – SN e Substrato Artificial - UAS).

Foram analisadas 48 amostras, 24 relativas às áreas Controle (Paiva, Serrambi e Pau Amarelo) e as outras 24 relativas às áreas Impactadas (Pina, Piedade e Rio Doce). Os dados de abundância da meiofauna foram padronizados em relação à área de amostragem, sendo então definidas as densidades dos grupos para uma área de 10 cm<sup>2</sup>. Para comparar as densidades, foi utilizado o teste univariado ANOVA 2-fatores, comparando as médias das densidades dos grandes grupos da meiofauna quanto ao efeito dos fatores tratamento e substrato e, sempre que necessário, os dados foram transformados para  $\log_{10}(x+1)$ . Para os dados que mesmo após transformação ainda não tinham as variâncias homocedásticas, foram realizados os testes não paramétricos de Mann-Whitney e Wilcoxon para os fatores tratamento e substrato, respectivamente. Os valores de Riqueza (S), Equitabilidade (J') e Diversidade de Shannon-Wiener (H'), também foram comparados com ANOVA 2-fatores, também comparando cada índice quanto ao efeito dos fatores tratamento e substrato. Testes a posteriori de Fisher (LSD), foram realizados quando a interação entre os fatores foi significativa.

A estrutura da comunidade de meiofauna foi investigada mediante a utilização da análise PERMANOVA. Para discriminar diferenças espaciais nas comunidades entre os tratamentos e substratos, utilizou-se a ordenação por escalonamento multidimensional (MDS) e uma matriz de similaridade de Bray-Curtis. Quando necessário os dados foram transformados para raiz quadrada.

As análises univariadas foram realizadas com o auxílio do software STATISTICA 7 e as multivariadas com o software Primer® (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Researches) v.6. As análises multivariadas seguiram as recomendações de Clarke & Warwick (2001) enquanto que as análises paramétricas univariadas seguiram as sugestões de aplicação de Zar (1996). Foi adotado o nível de significância de 5% para todas as análises.

## 5.3 RESULTADOS

### 5.3.2 Parâmetros abióticos

#### Temperatura e Pluviometria

Os valores de precipitação pluviométrica média para o mês de abril de 2013, assim como valores de temperatura médios pra o dia de coleta, podem ser visualizados para cada área de estudo na figura 3 abaixo.

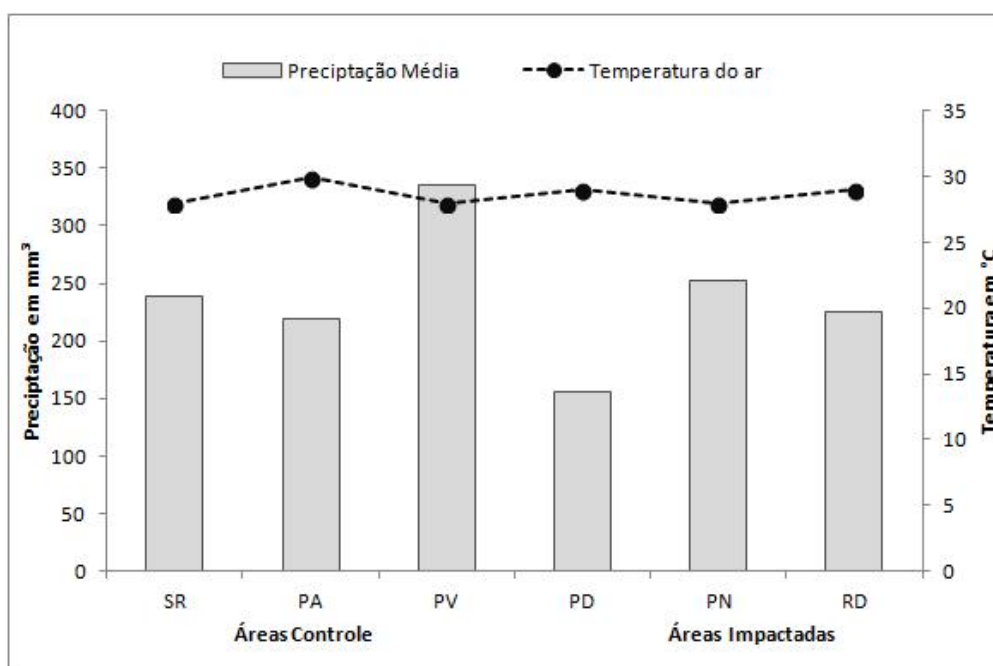


Figura 3: Valores de precipitação média e temperatura do ar para as praias escolhidas como áreas controle (SR = Serrambi, PV = Paiva e PA = Pau Amarelo) e áreas impactadas (PD = Piedade, PN = Pina e RD = Rio Doce) pra o mês de abril de 2013.

#### Salinidade e Temperatura da água

Os valores de salinidade da água (fig. 4) foram os mesmos para quase todas as praias (38 UPS), com exceção somente da praia do Paiva, onde a salinidade foi discretamente maior (39 UPS), valor máximo observado.

As medidas de temperatura da água diferiram em até 4°C entre as áreas escolhidas, sendo o maior valor observado obtido na praia de Pau Amarelo (31°C) e o menor na praia de Serrambi (28°C) (fig. 4).

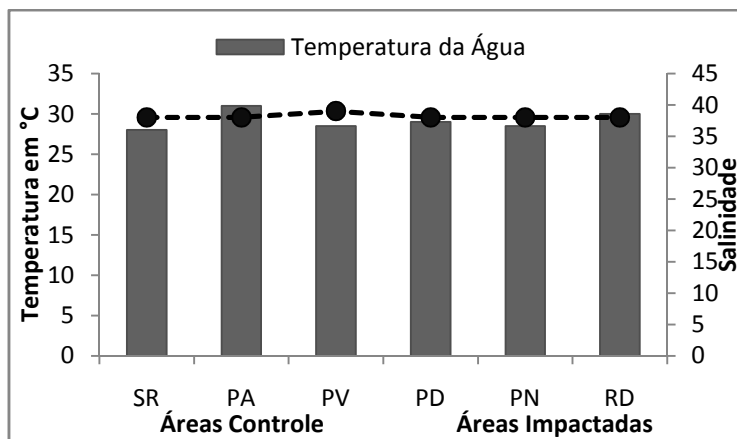


Figura 4: Valores de salinidade e temperatura da água para as praias escolhidas como áreas controle (SR = Serrambi, PV = Paiva e PA = Pau Amarelo) e áreas impactadas (PD = Piedade, PN = Pina e RD = Rio Doce).

### 5.3.3 Caracterização do ambiente natural

#### Composição do substrato natural de algas

Para as seis áreas amostradas o substrato natural de algas apresentou-se bastante diversificado registrando-se 14 tipos de algas diferentes (tab. 1).

Tabela 1. Lista das espécies de algas identificadas, obtidas nas áreas controle (Pau Amarelo, Paiva e Serrambi) e impactadas (Rio Doce, Piedade, Pina) de PE, Brasil. A presença e ausência de cada tipo de alga nas áreas estão representadas pelos símbolos x e -, respectivamente.

Família	Espécie	Ocorrência	
		Áreas Controle	Áreas Impactadas
Bryopsidaceae	<i>Bryopsis SP</i>	X	X
Ceramiaceae	<i>Centroceras clavulatum</i>	X	-
Cladophoraceae	<i>Cladophora SP</i>	X	-
Cladophoraceae	<i>Chaetomorpha SP</i>	-	X
Corallinaceae	<i>Corallina SP</i>	-	X
Cystocloniaceae	<i>Hypnea spinella</i>	X	X
Cystocloniaceae	<i>Hypnea musciformis</i>	-	X
Dictyotaceae	<i>Dictyopteris delicatula</i>	X	X
Gelidiaceae	<i>Gelidium floridanum</i>	X	X
Gelidiaceae	<i>Gelidium sp.</i>	X	-
Gracilariaceae	<i>Gracilaria mammillaris</i>	-	X
Gracilariaceae	<i>Gracilaria SP</i>	X	X
Lomentariaceae	<i>Ceratodictyon variabile</i>	X	X
Rhodomelaceae	<i>Neosiphonia SP</i>	X	-
Ulvaceae	<i>Ulva SP</i>	X	X



## Pesagens - Substrato natural (SN) e Substrato Artificial (UAS)

As variações dos pesos dos substratos e do sedimento retido do SN e UAS podem ser acompanhadas na fig. 5 abaixo, para as áreas controle e impactadas.

Os resultados da análise ANOVA indicaram que não houve diferenças significativas do peso seco do sedimento retido entre os dois tipos de substrato ( $F_{(1;44)}=0,20$ ;  $p=0,65$ ). Entretanto, nas comparações entre os tratamentos, foi observada uma maior quantidade de sedimento nas áreas controle em relação às áreas impactadas com diferença significativa na ANOVA ( $F_{(1;44)}=5,36$ ;  $p=0,02$ ).

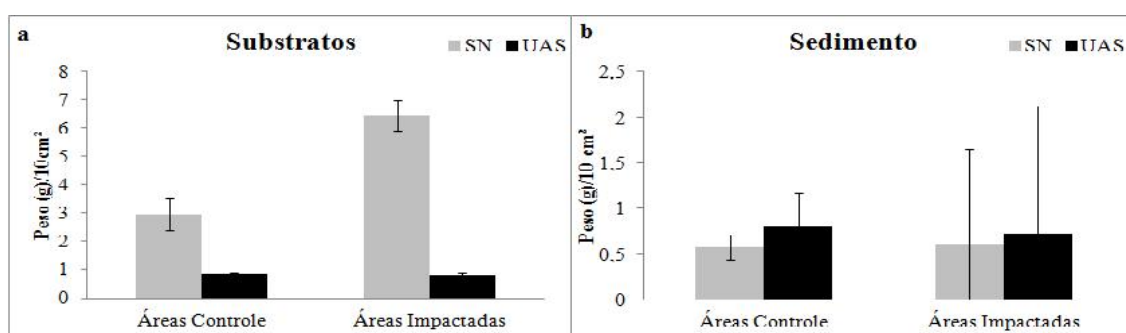


Figura 5: Valores médios de peso para os substratos (a) e sedimento retido (b), nos substratos Naturais e UAS de áreas Controle e Impactadas.

### **5.3.4 UAS enquanto descritores das comunidades naturais**

#### Composição dos táxons da meiofauna

Comparando as dominâncias relativas dos grupos da meiofauna no SN e na UAS, foram encontrados 27 táxons, sendo Copepoda, Nauplius, Nematoda, Polychaeta, Amphipoda e Ostracoda os mais representativos, responsáveis por mais de 90% da dominância de um total de 111.218 indivíduos. Como pode ser observado na figura 6, as proporções dos grupos mais representativos foram semelhantes nos dois tipos de substrato, entretanto, copepodas foram mais abundantes no substrato artificial, e nematodas foram proporcionalmente mais abundantes no SN do que na UAS.

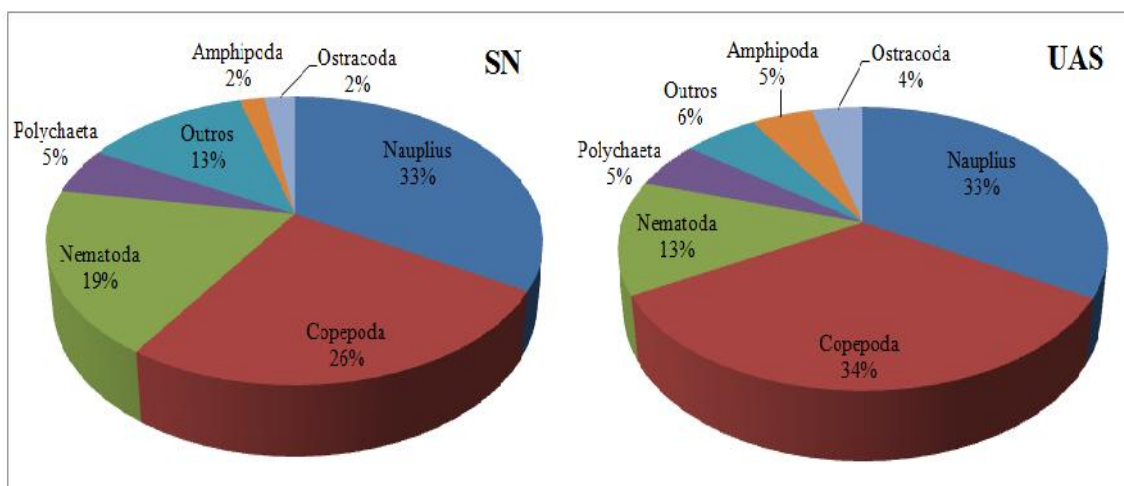


Figura 6: Percentual de abundância dos grupos mais representativos da meiofauna para as áreas controle e impactadas (a e b) e, para os substratos naturais e artificiais (c e d).

### Descritores uni e multivariados da comunidade

Foram observados altos valores de densidade da meiofauna nos substratos naturais e artificiais (fig. 7). O maior valor de densidade média da meiofauna total observado no SN foi de 9567 ind./10 cm<sup>2</sup> (na praia de Piedade – Área impactada) e o menor valor 230 ind./10 cm<sup>2</sup> (na praia do Pina - Área impactada). Já para as UAS os valores de densidade média da meiofauna total variam de 3196 ind./10 cm<sup>2</sup> na praia de Pau Amarelo (Área controle) a 171 ind./10 cm<sup>2</sup> na praia do Pina (Área impactada).

Um padrão bastante similar foi obtido para os táxons Nematoda, Ostracoda, Polychaeta e Amphipoda (fig. 8), onde os maiores valores de densidade média no SN foram, respectivamente, de 968, 238, 299 e 285 ind./10 cm<sup>2</sup>, observados na praia de Pau Amarelo e os menores valores foram de 48, 1, 7 e 1 ind./10 cm<sup>2</sup> obtidos na praia do Pina. Também para as UAS os valores mais altos de densidade média desses táxons foram de 507, 169, 190 e 396 ind./10 cm<sup>2</sup> respectivamente, na praia de Pau Amarelo e os menores valores, foram de 4, 0 1 e 3 a ind./10 cm<sup>2</sup> na praia do Pina.

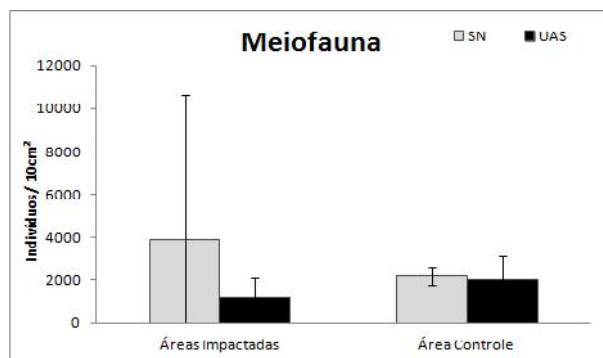


Figura 7. Densidades médias da meiofauna nos substratos naturais e artificiais para as áreas impactadas e áreas controle; as barras representam a média  $\pm$  intervalo de confiança de 95%.

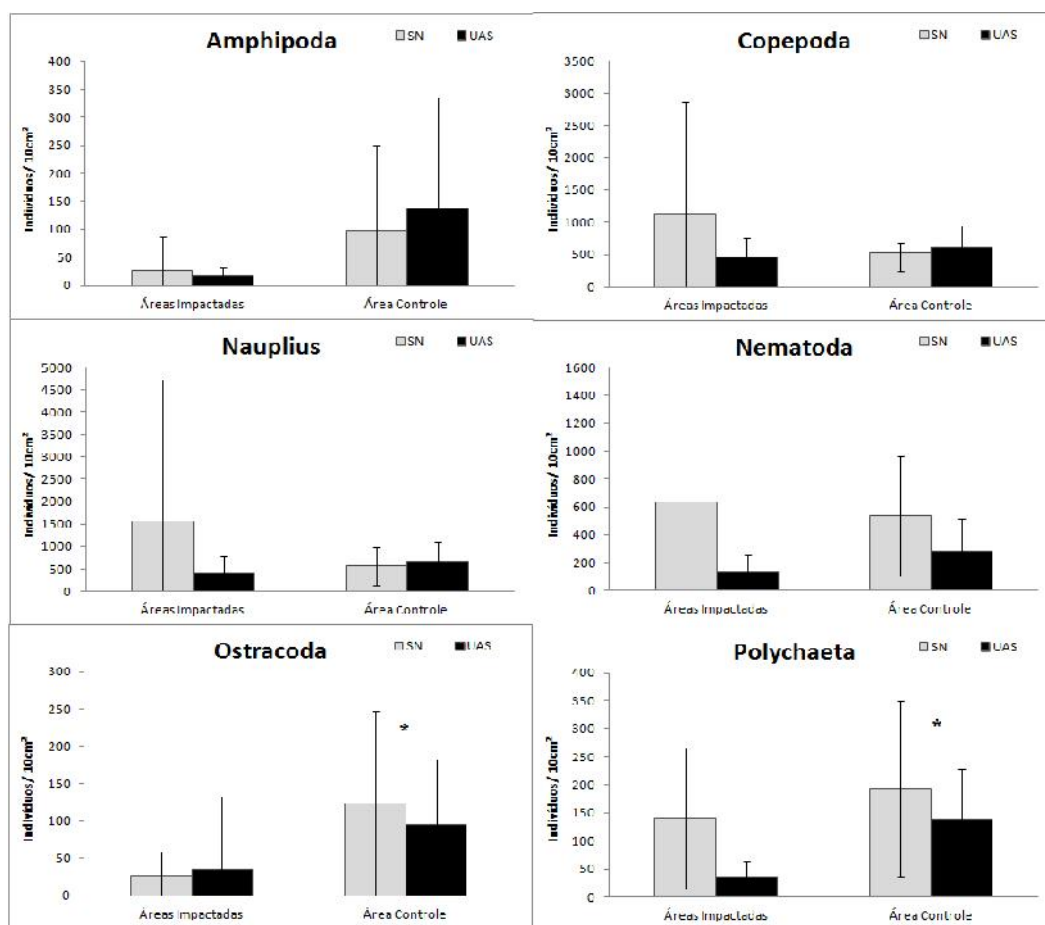


Figura 8. Densidades médias dos grupos mais representativos da meiofauna nos substratos naturais (SN) e artificiais (UAS) para as áreas impactadas e áreas controle; As barras representam a média  $\pm$  intervalo de confiança de 95%. \* Indica diferença significativa para o fator tratamento ( $p < 0.001$ ).

Para Copepoda e Nauplius (fig. 8), os maiores valores de densidade média observados no SN foram de 612 e 4150 ind./10 cm<sup>2</sup>, respectivamente na praia de Pau Amarelo e na praia de Serrambi (áreas Controle) e, os menores valores foram de 46 e 48

ind./10 cm<sup>2</sup> ambos na praia do Pina (Área impactada). Avaliando as UAS, obtivemos valores máximos de densidade média para Copepoda de 722 ind./10 cm<sup>2</sup> na praia de Piedade (Área impactada) e para Nauplius de 858 ind./10 cm<sup>2</sup> na praia de Serrambi (Área controle), sendo os valores mínimos novamente registrados na praia do Pina com a 171 ind./10 cm<sup>2</sup> 80 e 75, para Copepoda e Nauplius respectivamente.

Os resultados do teste ANOVA-multifatorial, expressos na tabela 1, permitem observar que, para os grandes grupos da meiofauna e para a meiofauna total, não houve diferenças significativas das densidades entre os substratos naturais e as UAS. Entretanto, para o grupo Nematoda, houve uma tendência para diferenças nas densidades entre os substratos ( $p=0,05$ ), sendo esta sempre menor nas UAS. O táxon Copepoda, assim como a Meiofauna Total não apresentaram homogeneidade de variâncias, e foram analisados também com testes não paramétricos de Wilcoxon e Mann-Whitney, a fim de se confirmar os resultados da ANOVA (tab. 3), e de acordo com os resultados obtidos não houve diferenças significativas para nenhum dos fatores avaliados.

Tabela 2: Resultados da ANOVA-multifatorial para a densidade dos grupos mais representativos da meiofauna e para a meiofauna total para os fatores substrato (SN e UAS) e tratamento (I e C).

Fatores	Amphipoda				Copepoda		
	DF	MS	F	P	MS	F	P
Tratamento (I e C)	1	1.85	2.40	0.12	0.28	1.13	0.29
Substrato (SN e UAS)	1	0.76	0.99	0.32	>0.00	0.00	0.94
Subs x Trat	1	0.01	0.02	0.88	0.04	0.19	0.65
Residual	44	0.76			0.24		
	Nauplius				Nematoda		
	DF	MS	F	P	MS	F	P
Tratamento (I e C)	1	0.27	1.12	0.29	0.69	1.38	0.24
Substrato (SN e UAS)	1	0.17	0.70	0.40	2.02	4.02	0.05
Subs x Trat	1	0.37	1.54	0.22	1.06	2.11	0.15
Residual	44	0.24					
	Ostracoda				Polychaeta		
	DF	MS	F	P	MS	F	P
Tratamento (I e C)	1	11.58	20.79	<0.001	3.23	7,55	<0.001
Substrato (SN e UAS)	1	0.10	0.19	0.66	1.03	2.41	0.12
Subs x Trat	1	0.01	0.02	0.86	0.99	2.33	0.13
Residual	44	0.55			0.42		

<b>Meiofauna total</b>				
	DF	MS	F	P
Tratamento (I e C)	1	0.73	3.11	0.08
Substrato (SN e UAS)	1	0.28	1.19	0.28
Subs x Trat	1	0.27	1.16	0.29
Residual	44	0.23		

Tabela 3. Resultados dos testes não-paramétricos de Wilcoxon e Mann-Whitney para Copepoda e para a Meiofauna Total, avaliando o fator Substrato e Tratamento.

	Wilcoxon (Substrato)		Mann-Whitney (Tratamento)	
	Z	P	Z	P
Copepoda	0.73	0.46	-0.95	0.33
Meiofauna Total	1.36	0.17	-1.71	0.08

Os valores médios de riqueza (S), equitabilidade (J') e diversidade (H') nos SNs e UAS para as áreas impactadas e controle, podem ser visualizados na figura 10. Na avaliação pela análise ANOVA 2-fatores, os resultados indicaram que tanto a equitabilidade ( $F_{(1;44)}=11,75$ ;  $p<0.01$ ) quanto a diversidade ( $F_{(1;44)}=4,91$ ;  $p=0.03$ ) variaram entre os substratos sendo sempre maiores nos substratos naturais.

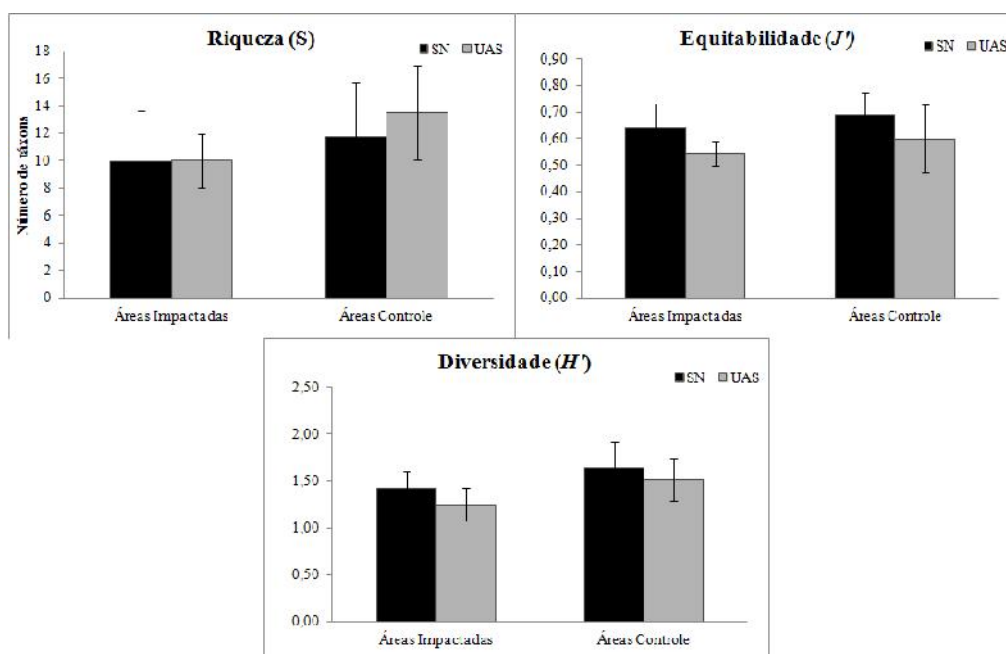


Figura 9. Variação média dos índices ecológicos de Riqueza (S), Equitabilidade (J') e Diversidade de Shannon-Wiener (H') para a comunidade de meiofauna nos SN e UAS para as áreas impactadas e controle.

A estrutura da comunidade de meiofauna pode ser observada na representação em MDS (fig.10). Nesta comparação é possível perceber que existe uma grande similaridade na distribuição da comunidade entre o SN e UAS. Tal padrão é confirmado na avaliação dos resultados da análise multivariada PERMANOVA, onde não houve diferença significativa na estrutura da comunidade entre os dois substratos (tab. 4).

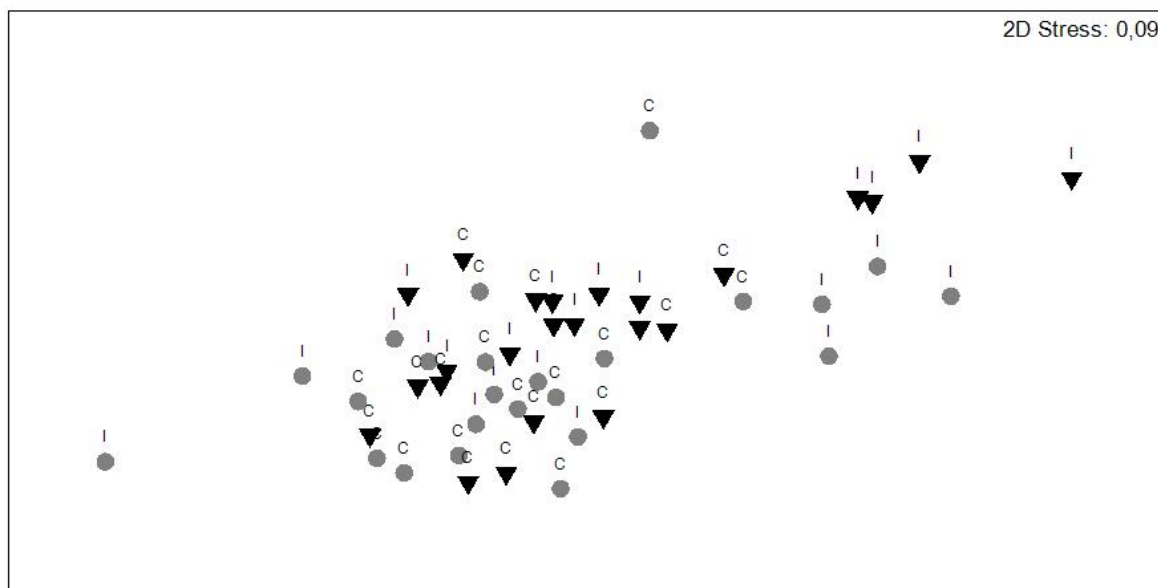


Figura 10. Ordenação MDS da estrutura da comunidade de meiofauna para o fator substrato (SN e UAS) e para o fator tratamento (C e I); Os substratos naturais (SN) estão representados pelos símbolos na cor cinza e as UAS pelos símbolos na cor preta.

Tabela 4: Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para a estrutura da comunidade de meiofauna sobre os fatores substratos (SN e UAS) e tratamento (C e I).

Fatores	df	SS	MS	F	p(MC)
Substrato	1	1639,7	1639,7	1,72	0,1354
Tratamento	1	4132,3	4132,3	4,35	0,0098
Subs X Trat	1	782,25	782,25	0,82	0,4597
Resíduo	44	41784	949,63		
Total	47	48338			

### 5.3.5 UAS para a avaliação de impactos ambientais

#### Composição dos táxons da meiofauna

Na figura 11 abaixo, podemos observar que as proporções dos grupos mais representativos da meiofauna foram bastante semelhantes na comparação das áreas controle e impactadas, e assim como na comparação entre substratos, os grupos dominantes foram Copepoda, Nauplius, Nematoda, Polychaeta, Ostracoda e Amphipoda. No entanto, é possível perceber que nas áreas controle, a proporção de Nematoda e Polychaeta são maiores do que nas áreas impactadas. O inverso ocorre para Copepoda e seus Nauplii que apresentam as maiores proporções em áreas impactadas. O táxon Amphipoda não foi proporcionalmente relevante nas áreas impactadas.

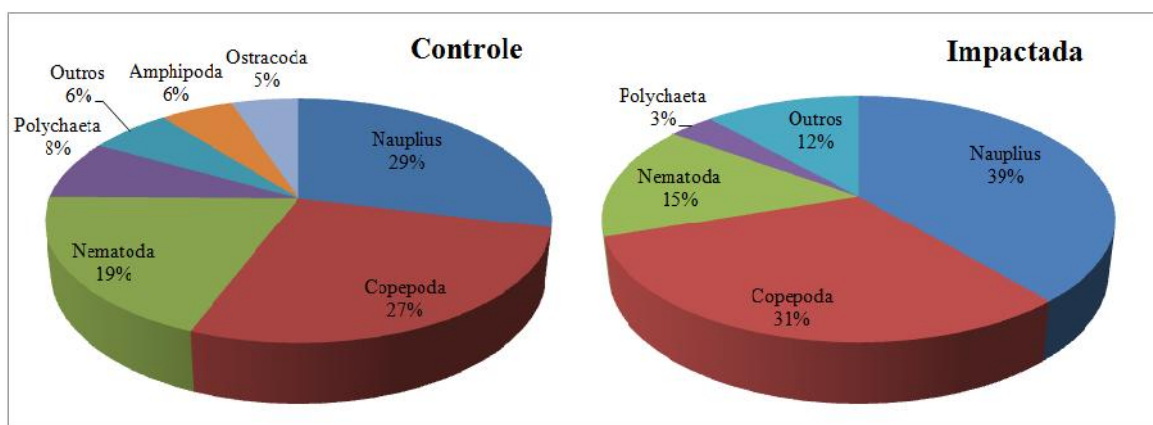


Figura 11: Percentual de abundância dos grupos mais representativos da meiofauna para as áreas controle e impactadas.

### Descritores uni e multivariados da comunidade

Os valores de densidade média da meiofauna total nas áreas controle como nas áreas impactadas estão expressos na figura 8. Para a meiofauna total nas áreas controle, o maior valor de densidade média foi 3196 ind./10 cm<sup>2</sup> (SN) e o valor mais baixo foi 851 ind./10 cm<sup>2</sup> (SN). Dentro das áreas impactadas, a meiofauna total alcançou o valor máximo de 9567 ind./10 cm<sup>2</sup> (SN) e o valor mínimo de 171 ind./10 cm<sup>2</sup> (UAS).

Para os táxons Copepoda, Nematoda, Ostracoda, Polychaeta e Amphipoda (figura 8), os maiores valores de densidade média nas áreas controle também foram obtidos em SN, sendo respectivamente 693, 889, 256, 280 e 334 ind./10 cm<sup>2</sup>. Já para os Nauplius o maior valor de densidade média (858 ind./10 cm<sup>2</sup>) foi registrado nas UAS. Os menores valores de densidade média para os táxons Copepoda, Nauplius e Ostracoda foram obtidos em SN, sendo 276, 253 e 53 c respectivamente. Já para Nematoda,

Polychaeta e Amphipoda foram obtidos nas UAS (57, 48 e 1 ind./10 cm<sup>2</sup>, respectivamente).

Nas áreas impactadas, para quase todos os táxons representativos também foram observados os maiores valores em SN, com exceção apenas dos Ostracoda, cuja maior densidade média ocorreu em UAS (103 ind./10 cm<sup>2</sup>). Para todos esses táxons, nas áreas impactadas os menores valores de densidade média ocorreram nas UAS, principalmente para os grupos Ostracoda e Amphipoda, para os quais foram observadas mínimas ou até nenhum indivíduo.

Quanto à riqueza, equitabilidade e diversidade de táxons, os resultados da análise ANOVA 2-fatores indicaram que o índice de riqueza ( $F_{(1;44)}=7,21$ ;  $p=0.01$ ) e de diversidade ( $F_{(1;44)}=14,19$ ;  $p<0.01$ ) variaram entre os tratamentos, sendo sempre maiores nas áreas controle (fig. 10), não havendo diferença para equitabilidade.

Avaliando a estrutura da comunidade de meiofauna através dos resultados da PERMANOVA (tab. 4), é possível observar que houve diferenças altamente significativas na comunidade quanto ao fator tratamento ( $p<0.001$ ). Na representação em MDS da figura 10, fica evidente a dissimilaridade dos pontos referentes a áreas impactadas do agrupamento principal dos pontos de áreas controle, expressando a diferenciação da comunidade entre tratamentos. Por meio de um teste a posteriori é possível perceber ainda de forma mais detalhada que, a diferenciação na estrutura da comunidade para o fator tratamento, só foi detectada de forma significativa quando se utilizou os substratos artificiais (tab. 5), não sendo possível diferenciar as áreas utilizando substratos naturais.

Tabela 5: Resultados do teste a posteriori da análise multifatorial PERMANOVA para a estrutura da comunidade de meiofauna sobre o fator tratamento nos substratos natural e artificial.

Substrato	p(MC)
SN	0,204
UAS	<b>0,019</b>



## 5.4 DISCUSSÃO

### 5.4.2 UAS enquanto descritores das comunidades naturais

O presente estudo indicou que a UAS de grama sintética permitiu a caracterização adequada da fauna do ambiente natural, mesmo este estando composto por uma variedade de algas, e confirmou os resultados obtidos por diversos autores. Ao longo dos últimos quarenta anos, diversos tipos de UAS têm sido empregados em estudos de caracterização da fauna de ambientes bentônicos marinhos. Myers & Southgate (1980), por exemplo, utilizaram UAS de escovas de Nylon para estimar a criptofauna de um costão rochoso da baía de Bantry, Irlanda, e em seus resultados observaram que as comunidades que se desenvolvem nas unidades artificiais foram muito semelhantes às que se desenvolvem em tapetes de algas vermelhas que ocorrem naturalmente no ambiente. Edgar (1991a) utilizando dois diferentes arranjos de UAS manufaturadas a partir de cordas de algodão para mimetizar o substrato algal de tapetes de *Sargassum*, na costa oriental da Magarisaki, Japão, constatou que as 35 espécies mais comuns da macrofauna epifítica de *Sargassum* foram encontradas também nos habitats artificiais. Atilla & Fleeger (2000), utilizaram três tipos de substratos artificiais (blocos Hester-Dendy, malha coletora e escovas de Nylon) para investigar a meiofauna críptica de uma enseada rasa em Grand Isle, Louisiana, (USA) e, em seus resultados foram observadas grandes densidades da meiofauna em todos os substratos.

Dentro da razoável variedade de UAS já oferecidas para colonização pela fauna bentônica, as UAS fabricadas a partir de grama artificial foram indicadas por alguns autores como excelentes estimadoras da fauna de substratos de fita. Kelaher (2003), em estudo manipulativo sobre a estrutura de habitats influenciando a comunidade de gastrópodes colonizadores de UAS de grama sintética, realizado em área da entrada norte da baía de Botany, Sydney, Austrália, concluiu que não houve diferenças significativas entre as comunidades de gastrópodes de gramíneas marinhas e da unidade artificial de grama sintética, tanto para as medidas multivariadas como para medidas univariadas das comunidades. Mais recentemente, Nascimento (2013; dados não publicados) em estudo comparativo da colonização da meiofauna em três diferentes tipos de UAS (escovas, esponjas e grama artificial) concluiu que o substrato de grama sintética, é a melhor mímica do substrato natural de algas encontrado no ambiente

recifal da praia de Serrambi, Ipojuca, Pernambuco, para as características univariadas e multivariadas da comunidade de meiofauna.

Quando avaliamos a representatividade dos grupos dominantes da meiofauna, nossos resultados apontam que Copepoda, seus Nauplii, Nematoda, Amphipoda, Polychaeta e Ostracoda mostraram abundâncias bastante semelhantes nos substratos naturais em comparação com as UAS. Além disso, estes foram os táxons que mais influenciaram nos resultados, devido às suas altas densidades em ambos os substratos. Para Atilla & Fleeger (2000), Nematoda, Copepoda e seus Nauplii também foram os mais abundantes nas UAS avaliadas, seguidos de Polychaeta e Amphipoda, encontrados em menores densidades.

Nos resultados aqui apresentados, não houve diferenças significativas nas densidades dos grupos mais representativos entre os substratos. Entretanto o táxon Nematoda mostrou tendência a maiores densidades nos substratos naturais do que em UAS, contrariando os resultados obtidos por Atilla & Fleeger (2000), que encontraram diferenças significativas na proporção de abundâncias desses grupos principais para o fator substrato e, principalmente para o grupo mais abundante (Nematoda). Em avaliações experimentais da influência da complexidade estrutural das UAS sobre a colonização da meiofauna estuarina, Atilla et al. (2005) também apontam que os substratos artificiais foram dominados por Nematodas (representando 73% da fauna total), seguidos por Copepoda e seus Nauplii, Polychaeta e Amphipoda, entre outros táxons. As maiores densidades de Nematoda nos substratos naturais observadas no presente estudo, podem ser explicadas se for levada em consideração sua capacidade de colonização de novos habitats, que, segundo alguns estudos anteriores, é lenta devido à pouca eficiência natatória ou pelo caráter de colonização passiva pelo transporte na coluna d'água (Chandler & Fleeger, 1983; Sun & Fleeger, 1994).

Copepoda são encontrados em grande abundância em microhabitats de fital em todo o mundo (Hicks & Coull, 1983; Bell e Hicks, 1991; Giere, 2009; Sarmiento, 2011). Nos dados de densidade aqui observados, Copepoda juntamente com seus Nauplii, foram o grupo mais abundante da meiofauna, tanto em substratos naturais como nas UAS, chegando a representar mais de 60% da meiofauna total. Jenkins et al. (2002) realizaram estudos na baía de Port Phillip, grande enseada semi-fechada na Austrália,

comparando a colonização de Copepoda em mímicas de algas e em substratos naturais de *H. tasmanica*, onde foi observada grande variedade de táxons de Harpacticoida nos dois tipos de substratos e, apontam que os padrões de dominância de espécies foram bastante semelhantes entre as algas artificiais e as naturais. Alguns estudos afirmam que Copepoda são bons colonizadores iniciais, principalmente por sua grande capacidade natatória (Chandler & Fleeger, 1984), e confirmam que na colonização de UAS, este táxon é bastante eficiente (Atilla & Fleeger, 2000; Atilla et al., 2005).

Quanto à riqueza de táxons, os resultados univariados indicam que não houve diferenças significativas entre os substratos naturais e UAS. Porém, tanto o índice de equitabilidade quanto o índice de diversidade, variaram entre os diferentes substratos, sendo sempre significativamente maiores nos substratos . De Troch et al. (2005), investigaram os fatores que influenciam a colonização de UAS pela comunidade de meiofauna e Copepoda, em bancos de algas em Punta Allen, na parte central da costa leste da península de Yucatán, México. De forma geral, seus resultados mostraram que em comparação com o substrato natural as densidades da meiofauna nas UAS foram mais altas, entretanto, no final do experimento de colonização (21 dias), o número de táxons da meiofauna não foi significativamente diferente do encontrado no ambiente natural, como no presente estudo.

Edgar (1991b) novamente utilizando substratos artificiais de fibra de corda de algodão, em estudos de levantamento da comunidade epifaunal, dentro do estuário Bathurst Harbour, sudoeste da Tasmânia, afirma que habitats artificiais provaram ser extremamente úteis como ferramentas para amostragem da macrofauna epifítica, pois os padrões de distribuição dos animais associados com as UAS foram claramente definidos, devido à menor variação do número de animais entre réplicas de um mesmo local, além de outras vantagens nas avaliações dos dados. Diversos estudos apontam que unidades artificiais possuem, frequentemente, tamanhos equivalentes a dezenas de milhares de vezes o tamanho dos organismos sendo comuns valores de abundância superiores a 3000 indivíduos por UAS (ex: Atilla & Fleeger, 2000; Mirto & Danovaro 2004; De Troch et al., 2005; Atilla et al., 2005). De fato para a UAS utilizada aqui, foram observados valores de abundância média de 5500 indivíduos por UAS, e juntamente com sua contribuição para a diminuição da variabilidade entre réplicas,

definem claramente as UAS como paisagens adequadas aos estudos de caracterização da meiofauna.

### **5.4.3 UAS para a avaliação de impactos ambientais**

Quanto à estrutura da comunidade, a utilização de UAS de grama sintética permitiu detectar diferenças para o fator tratamento, não distinguíveis com o uso do substrato natural indicando que o uso das UAS é uma excelente ferramenta para avaliação de impactos. Resultados divergentes foram observados por Chapman & Underwood (2005), que avaliaram a colonização da macrofauna em UAS de esponjas para áreas impactadas e controle em um costão rochoso, no ambiente estuarino de Berowra Creek, Sydney, Austrália. Segundo os autores, não foi possível distinguir diferenças consistentes entre as comunidades de áreas potencialmente impactadas e de áreas controle, com a utilização das UAS, assim como nenhum táxon mostrou diferenças significativas entre áreas controle e impactadas.

A utilização da UAS de grama na avaliação da meiofauna para os diferentes tratamentos no presente estudo indicou que os grupos dominantes foram os mesmos tanto em áreas controle como em áreas impactadas para os dois substratos. No entanto, os três táxons da meiofauna mais abundantes, Copepoda, seguido por seus Nauplii e Nematoda, alcançaram maiores abundâncias nas áreas impactadas. Mirto & Danovaro (2004), investigaram a dinâmica de colonização da meiofauna em substratos artificiais de escovas de Nylon, em áreas controle e impactadas, no porto de Ancona, no norte do Mar Adriático, e observaram que as densidades da meiofauna de áreas controle foram significativamente maiores do que nas áreas impactadas para todos os períodos de amostragem. Segundo esses autores, dentre os grupos representativos, Nematoda foi o táxon dominante nas áreas impactadas (representando, em média, 40% da densidade total de meiofauna), seguido por Copepoda e seus Nauplii (representando cerca de 18% e 16% da densidade da meiofauna total, respectivamente).

No presente estudo, Polychaeta e Ostracoda, apesar de observados em menores densidades, mostraram-se sensíveis ao fator tratamento. Para esses dois táxons, os menores valores de densidades ocorreram em áreas impactadas, mostrando sua sensibilidade a mudanças nas condições ambientais.

Os índices ecológicos de riqueza de táxons e diversidade foram maiores nas áreas controle em ambos os substratos. Chapman & Underwood (2005) afirmam, por outro lado, que o número de táxons da macrofauna e o de espécies dos grupos dominantes (Isopoda e Amphipoda) não foram influenciados pelo fator impacto.

De forma geral, a maioria dos trabalhos que utilizaram UAS em amostragens da fauna bentônica, citados anteriormente, destacam as vantagens da amostragem artificial do substrato, como a redução do efeito da variação natural dos substratos, maior nível de precisão dos dados do que com outros dispositivos de coleta e a obtenção de dados quantitativamente comparáveis a partir de diferentes ambientes. Uma análise comparativa da similaridade entre réplicas realizada com os dados obtidos no presente estudo (tab. 6) nos permite identificar, ainda que sutilmente, uma maior similaridade entre as réplicas da comunidade amostrada nas UAS em relação à amostragem realizada com substratos naturais. Esta maior similaridade também pôde ser observada para os valores de densidade dos grandes grupos, onde a amplitude das variações foi quase sempre menor para os dados referentes às UAS.

Tabela 6: Valores de similaridade entre réplicas, obtidos pelas médias da matriz de similaridade de Bray-Curtis, para os substratos natural (SN) e artificial (UAS) de áreas controle e impactadas.

Similaridade	ÁREAS CONTROLE		ÁREAS IMPACTADAS	
	SN	UAS	SN	UAS
Máx.	84,31	89,75	84,95	89,32
Mín.	51,58	55,23	63,21	58,96
Média	71,48	74,13	71,55	74,75

As informações a cerca de avaliações ambientais através da comunidade de meiofauna associada às UAS ainda são extremamente escassas, entretanto, dado o tempo de colonização curto e a grande sensibilidade da meiofauna às mudanças nas condições ambientais, Mirto & Danovaro (2004) sugeriram que substratos artificiais podem representar uma ferramenta útil para estudos de rotina de monitoramento da qualidade ambiental. Os resultados aqui apresentados, confirmam que as UAS permitem não só uma maior padronização do substrato, reduzindo a heterogeneidade entre réplicas de uma mesma associação, como diminuem o esforço necessário para detecção dos impactos (ex. McCormick et al., 1988; Mirto & Danovaro, 2004; Bishop 2005; De Troch et al., 2005; Rule & Smith, 2007).

## 5.5 CONCLUSÕES

Os resultados do presente estudo nos permitem concluir primeiramente que a UAS de grama sintética pode ser aplicada como ferramenta eficaz quanto à representação da estrutura da comunidade de meiofauna de ambiente fital em áreas tropicais.

A UAS aqui utilizada minimizou os efeitos das variações naturais nos ambientes estudados, permitindo assim, a detecção de diferenças nas condições ambientais de áreas impactadas em relação às áreas controle, o que não foi possível quando se avaliou somente amostras de substratos naturais.

Sendo assim, podemos afirmar que a UAS de grama pode ser aplicada como ferramenta confiável em estudos de avaliação e monitoramento ambiental, pois não só melhora a qualidade dos dados, já que apresenta menor heterogeneidade entre as réplicas, como permite detectar o impacto mais facilmente, podendo, assim, reduzir o esforço amostral necessário para esse tipo de avaliação.

## 5.6 REFERÊNCIAS

- Accioly MC. 1989. **Clorofíceas marinhas bentônicas da praia de Serrambi (Município de Ipojuca – Estado de Pernambuco)**. Monografia - Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 114p.
- Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CPRH). **Diagnóstico Socioambiental Litoral Norte**. 213 p. 1999.
- Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CPRH). Disponível em: [www.cprh.gov.br](http://www.cprh.gov.br). Acesso em 09/12/2013.
- Almeida LR, Guimaraens MA, Luz BRA, Porto-Neto FF. 2008. Interação entre processos de colonização e sucessão interação entre processos de colonização e sucessão ecológica de comunidades bioincrustantes na praia de Piedade. **Tropical Oceanography**, v. 36, n. 1-2, p. 40-46.
- Atila N & Fleeger JW. 2000. Meiofaunal Colonization of Artificial Substrates in an Estuarine Embayment. **Marine Ecology**, 21 (1): 69-83.
- Atila N, Wetzel MA & Fleeger JW. 2003. Abundance and colonization potential of artificial hard substrate-associated meiofauna. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 287: 273– 287.
- Atila N, Fleeger JW & Finelli CM. 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
- Barretto, AAV. 2003. **Fitoplâncton das praias de casa caiada e rio doce (Olinda, Pernambuco, Brasil): Biomassa e ecologia**. Dissertação - Programa De Pós-Graduação em Bioecologia Aquática, Departamento de Oceanografia e Limnologia, do Centro de biociências, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- Bell SS & Hicks GRF. 1991. Marine landscapes and faunal recruitment: a field test with seagrasses and copepods. **Marine Ecology Progress Series**, 73:61–68.
- Bishop MJ. 2005. Artificial sampling units: a tool for increasing the sensitivity of tests for impact in soft sediments. **Environmental Monitoring and Assessment**, 107: 203–220.
- Campos LCS. 2011. **Danos provocados pela erosão costeira na orla da Praia de Pau Amarelo, PE**; In: Seabra G & Mendonça I. Ed(s). 2011. Educação ambiental: Responsabilidade para a conservação da sociobiodiversidade. Ed. Universitária da UFPB, João Pessoa. V. 3. P. 56-60
- Chandler G.T & Fleeger JW, 1984. Meiofaunal colonization of azoic estuarine sediment in Louisiana: mechanisms of dispersal. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 69: 175– 188.
- Chapman MG. 2003. The use of sandstone blocks to test hypotheses about colonization of intertidal boulders. **Journal of the Marine Biological Association of the UK**, 83: 415-423.
- Chapman MG & Underwood AJ. 2005. **Biological monitoring of macrofauna in artificial units of habitat on intertidal rocky shores in Berowra Creek**. Final Report for Hornsby Shire Council, University of Sidney, 24p.

- Clarke KR & Warwick RM. 2001. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth, PRIMER-E, UK, 2<sup>nd</sup> ed., 172p.
- Clarke KR & Warwick RM. 1994. **Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth. NERC. 187p.
- Cole VJ, Chapman MG & Underwood AJ. 2007. Landscapes and life-histories influence colonisation of polychaetes to intertidal biogenic habitats. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 348: 191–199.
- Coull BC & Chandler GT. 1992. Pollution and meiofauna: Field, laboratory and mesocosm studies. **Oceanography and Marine Biology Annual Reviews**, 30:191-271.
- Danovaro R, Gambi C, Mazzola A & Mirto S. 2002. Influence of artificial reefs on the surrounding infauna: analysis of meiofauna. **Journal of Marine Science**, 59:356-362.
- Danovaro R, Scopa M, Gambi C, Franschetti S. 2007. Trophic importance of subtidal metazoan meiofauna: evidence from in situ exclusion experiments on soft and rocky substrates. **Marine Biology**, 152: 339-350.
- 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.
- Edgar GJ. 1991a. Artificial algae as habitats for mobile epifauna: factors affecting colonization in a Japanese *Sargassum* bed. **Hydrobiologia**, 226: 111-118.
- Edgar GJ. 1991b. 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.
- Eggleston DB, Elis WE, Etherington LL, Dahlgren CP & Posey MH. 1999. Organism responses to habitat fragmentation and diversity: Habitat colonization by estuarine macrofauna. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 236: 107–132.
- Fonseca-Genevois VG, Somerfield PJ, Neves MHB, Coutinho, R & Moens T. 2006. Colonization and early succession on artificial hard substrata by meiofauna. **Marine Biology**, 148: 1039–1050.
- Ghelardi RJ. 1971. Species structure of the animal communities that live in *Macrocystis pyrifera* holdfast. **Nova Hedwigia** 32, 381–420.
- Giere O. 2009. **Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments**. 2<sup>nd</sup> ed. Springer-Verlag, Berlin.
- Goban JF & Warwick RM. 2006. Geographical variation in species diversity: A comparison of marine polychaetes and nematodes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 330: 234–244.
- Gwither J & Fairweather PG. 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.
- Hall SJ, Gray, SA & Hammett ZL. 2000. Biodiversity-productivity relations: an experimental evaluation of mechanisms. **Oecologia**, 122: 545–555.



- Hicks GRF & Coull BC. 1983. The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. **Oceanography and Marine Biology Annual Review**, 21: 67-175.
- Instituto Brasileiro de Geografia E Estatística (IBGE). Disponível em: <http://www.Ibge.gov.br> . Acesso em 10/12/2013.
- Jales MC, Feitosa FAN, Koenig ML, Bastos RB & Machado RCA. 2012. O ecossistema recifal de Serrambi (Nordeste do Brasil): Biomassa fitoplanctônica e parâmetros hidrológicos. **Atlântica**, 34(2) 87-102.
- Jenkins GP, Walker-Smith GK & Hamer PA. 2002. Elements of habitats complexity that influence harpacticoid copepods associated with seagrass beds in a temperate bay. **Oecologia**, 131: 598-605.
- Kelaher BP. 2003. Changes in habitat complexity negatively affect diverse gastropod assemblages in coralline algal turf. **Oecologia**, 135: 431-441.
- Kennedy AD & Jacoby CA. 1999. Biological indicators of Marine Environmental Health: Meiofauna – A neglected benthic component? **Environmental Monitoring and Assessment**, 54 (1): 47-68.
- Leão ZMN, Kikuchi RKP, Oliveira MDM & Vasconcellos V. 2011. Status of Eastern Brazilian coral reefs in time of climate changes. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 5: 224-235.
- Leão, ZMAN & Dominguez JML. 2000. Tropical coast of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 41: 112 – 122.
- Lee SY, Fong CW & Wu RSS. 2001. The effects of seagrass *Zostera japonica* canopy structure on associated fauna: a study using artificial seagrass units and sampling of natural beds. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 259: 23-50.
- Maida M & Ferreira BP. 2004. **Os recifes de coral brasileiros**. In: Leça EE, Neumann-Leitão S & Costa MF (Eds). *Oceanografia: um cenário tropical*. Ed. Bagaço, Recife, p. 617-640.
- Manso, VAV, Coutinho PN, Lima ATO, Medeiros AB, Borba ALS, Lira ARA, Pedrosa FJA, Martins MHA, Chaves NS, Duarte RX, Almeida LESB, Toldo Jr EE, Ivo PS. 1995. **Estudo da erosão marinha na praia da Boa Viagem**. Convênio EMLURB/FADE/LGGM-UFPE. Relatório Final. Recife. 106p.
- Masunari S. 1987. **Ecologia das Comunidades Fitais**. In: Academia de Ciências do Estado de São Paulo (ed.). *Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudestes brasileira*. Cananéia, p. 195-233.
- Matias MG, Underwood AJ & Coleman RA. 2010. Effects of structural diversity and identity of patches of habitat on diversity of benthic assemblages. **Austral Ecology**, 35: 743-751.
- McCornick PV, Pratt JR, Jenkins DG & Cairns Jr J. 1988. A comparison of protozoan, algal and metazoan Colonization of artificial substrates of differing size. **Transactions of the American Microscopical Society**, 107(3): 259-268.
- 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.

- Moberg F & Folke C. 1999. Ecological Goods and Services of Coral Reef Ecosystems. **Ecological Economics**, 29 (2): 215-33
- Myers, AA & Southgate T. 1980. Artificial substrates as a means of monitoring rocky shore cryptofauna. **Journal of the Marine Biological Association of the UK**, 60(4): 963-975.
- Olabarria, C. 2012. Role of colonization in spatio-temporal patchiness of microgastropods in coralline turf habitat. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 274: 121–140.
- Pedrosa, BMJ, Lira, L, Maia, ALS. 2013. Pescadores urbanos da zona costeira do estado de Pernambuco, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 39(2): 93 – 106.
- Pereira, LCC, Jiménez, JA, Koenig ML, Porto-Neto FF, Medeiros C & Costa RM. 2005. Effect of Coastline Properties and Wastewater on Plankton Composition and Distribution in a Stressed Environment on the North Coast of Olinda-PE (Brazil). **Brazilian Archives Biology Technology**, 48(6): 1013-1026.
- Rule MJ & Smith SDA. 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.
- Rule MJ & Smith SDA. 2005. Spatial variation in the recruitment of benthic assemblages to artificial substrata. **Marine Ecology Progress Series**, 290: 67–78.
- Russell BD, Gillanders BM, Connell SD. 2005. Proximity and size of neighbouring habitat affects invertebrate diversity. **Marine Ecology Progress Series**, 296: 31–38.
- Santos MAC. 1993. **Crustáceos Decápodes do Litoral de Jaboatão dos Guararapes (Pernambuco-Brasil)**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco. 153p.
- Sarmiento VC, Barreto AF & Santos PJP. 2011. The response of meiofauna to human trampling on coral reefs. **Scientia Marina**, 75: 559-570.
- Schoener A. 1974. Experimental zoogeography: colonization of marine mini-islands. **American Naturalist**, 108: 715-738.
- Silva LM, Gonçalves RM, Farias RD, Martins TL. 2012. **Deteção de mudanças antrópicas no ambiente praias em Boa Viagem – Recife – PE - IV Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação**. p. 001 – 007.
- Sun B & Fleeger JW. 1994. Field experiments on the colonization of meiofauna into sediment depressions. **Marine Ecology Progress**, Vol. 110: 167-175.
- Thompson RC, Crowe TP & Hawkins SJ. 2002. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. **Environmental Conservation** 29 (2): 168- 191.
- Vasconcelos, E RTP, Reis, TNV, Guimarães-Barros, NC, Soares, LP; Miranda, GEC, Cocentino, ALM. 2009. Métodos de Amostragem para Comunidades de Macroalgas Marinhas em Recifes de Arenito. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, 6(1): 17-29.
- Warry FY, Hindell JS, Macreadie PI, Jenkins GP & Connolly RM. 2009. Integrating edge effects into studies of habitats fragmentation: a test using meiofauna in seagrass. **Oecologia**, 159: 883-892.

- Watson DI & Barnes DKA. 2004. Temporal and spatial components of variability in benthic recruitment, a 5-year temperate example. **Marine Biology**, 145: 201–214.
- White AT, Vogt HP & Arin T. 2000. Philippine coral reefs under threat: the economic losses caused by reef destruction. **Marine Pollution Bulletin**, 40: 598 – 605.
- Zar JH. 1996. **Biostatistical Analysis**. 3ed. 606p.

## **6 CAPÍTULO 2: Viabilidade da UAS (Unidade Artificial de Substrato) na avaliação do efeito da pressão antrópica sobre a associação Copepoda Harpacticoida em ambientes recifais.**

### **6.1 INTRODUÇÃO**

O ambiente recifal, particularmente seu componente fital, permite a existência de uma diversidade enorme de animais e plantas epífitas (Masunari, 1987), incluindo uma fauna rica composta de vertebrados e invertebrados marinhos de grande importância ecológica e econômica. Dentre os componentes da meiofauna de fital, os Copepoda Harpacticoida são, normalmente, um elemento dominante da meiofauna epifítica em todo o mundo (Hicks, 1977; Hicks & Coull, 1983; Bell & Hicks, 1991; De Troch et al., 2001; Santiago, 2003; Sarmiento & Santos, 2012a). Sendo conhecidos por serem importante fonte de alimento para pequenos peixes, muitos dos quais são juvenis de espécies de grande importância comercial (Sogard, 1984; De Troch et al., 1998; Coull, 1990; Jenkins et al., 2002), os Copepoda Harpacticoida, desempenham um papel importante no fluxo de energia dos sistemas bentônicos (Coull, 1988). De acordo com Wells (2007), Harpacticoida é uma das sete Ordens da Subclasse Copepoda que inclui pequenos copépodes que variam de 0,2 a 2,5 mm e, até outubro de 2006 foram registradas mais de 4.300 espécies em 589 gêneros e 56 famílias.

Por ocorrerem próximos à costa e estarem geralmente associados com locais densamente povoados, os ecossistemas recifais podem ser afetados local e regionalmente por diversos tipos de distúrbios de origem antropogênica (Brown & Taylor, 1999; Thompson *et al.*, 2002, Sarmiento, 2011). A grande densidade demográfica nas zonas costeiras somada ao desenvolvimento urbano determinam a exploração dos recursos costeiros de forma desordenada, e os impactos decorrentes do turismo (Sarmiento et al., 2011) em conjunto com os efeitos de eutrofização das águas e com as altas taxas de sedimentação e turbidez (Leão & Dominguez, 2000; Leão et al., 2011) são os problemas mais comuns nos ambientes recifais (Maida & Ferreira, 2004), e são facilmente observados nos recifes do litoral de Pernambuco.

Investigar efeitos de impactos ambientais ao nível de espécies é, por vezes difícil, pois as espécies, em comparação com categorias taxonômicas mais altas, podem

demonstrar de forma mais detalhada efeitos da variabilidade natural (Warwick, 1988) e, para encontrar resultados significativos na avaliação de impacto ambiental de origem antropogênica, por exemplo, pode ser necessário um grande esforço amostral. Sarmiento & Santos (2012), em estudos de avaliação de impactos do pisoteio sobre a comunidade de Harpacticoida de ambiente fital, descrevem que a perturbação no ambiente, causada pelo pisoteio foi responsável por uma diminuição geral da riqueza de espécies e por fortes reduções nas densidades das espécies mais abundantes e também efeitos importantes nas características do substrato. Entretanto, na avaliação desses impactos, é difícil 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).

Recentemente, as Unidades Artificiais de Substrato (UAS) têm sido recomendadas como solução potencial para contornar o efeito das variações naturais na estrutura ou características do substrato em estudos de avaliação da qualidade ambiental (ex. Mirto & Danovaro, 2004; De Troch et al., 2005, Bishop, 2005; Rule & Smith, 2007) reduzindo a heterogeneidade entre réplicas de uma mesma associação e com isso reduzindo o esforço necessário para detecção dos impactos.

Dentre os estudos que recorreram ao uso de unidades artificiais de substrato (UAS) para caracterização da fauna natural ou avaliação de impactos em ambientes bentônicos, são poucos os que associam o uso das UAS com a comunidade de meiofauna (Atilla & Fleeger, 2000; Danovaro et al., 2002; Jenkins et al., 2002; Atilla et al., 2003; Mirto & Danovaro, 2004; Atilla et al., 2005; De Troch et al., 2005), e ainda mais escassos os que aprofundam as investigações para as espécies de Copepoda Harpacticoida (Atilla & Fleeger, 2000; Atilla et al, 2005, Jenkins et al, 2002). Para a região costeira do Nordeste brasileiro, até o presente momento, não existem estudos que descrevam a potencial aplicabilidade das Unidades de Substrato artificial em associação com os Harpacticoida para fins de monitoramento de ambientes e detecção de impactos ambientais.

Portanto, devido ao aumento dos impactos antrópicos na região costeira é importante descrever de que forma diferentes níveis de perturbação de origem antrópica nesses ambientes influenciam as espécies de Harpacticoida. Este capítulo tem como

objetivo testar o uso de UAS enquanto estimadora adequada da diversidade de Copepoda Harpacticoida em área recifal e avaliar se a riqueza e abundância de Harpacticoida na UAS e em substratos naturais sofrem interferência de diferentes níveis de pressão antrópica aos quais os ambientes recifais estão submetidos.

## **6.2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **6.2.1 Área de estudo**

O detalhamento das áreas escolhidas para este estudo está disponível no primeiro capítulo desta dissertação (vide páginas 21 a 24).

### **6.2.2 Obtenção e processamento das amostras**

A metodologia para a escolha do substrato de grama artificial, assim como, a metodologia de campo para a instalação e coleta dos substratos e demais dados, foram descritos de forma detalhada no capítulo 1 (vide páginas 25 e 26).

### **6.2.3 Processamento do material biológico**

Após a separação e processamento da meiofauna, foram retirados de cada amostra os primeiros sessenta indivíduos de Copepoda Harpacticoida, que foram acondicionados em microtubos tipo Eppendorf com álcool a 70% para posterior análise. Os indivíduos foram organizados em lâminas e a identificação se deu a partir da observação do animal inteiro sob microscópio óptico baseando-se nas chaves taxonômicas e descrições de Lang (1948), Huys et al. (1996) e Wells (2007), entre outras publicações.

Após extração da fauna, o substrato algal de cada amostra foi devidamente acondicionado em potes plásticos opacos, para posterior identificação ao menor nível taxonômico possível.

### **6.2.4 Análise dos dados**

A composição do substrato natural de algas de cada área foi descrita quanto à presença/ ausência das espécies para o fator tratamento. Os dados referentes ao peso do sedimento retido foram analisados por meio do teste ANOVA 2-fatores para tratamento (controle e impactado) e substrato (substrato natural – SN e Substrato Artificial - UAS).

Os dados de abundância de Copepoda Harpacticoida foram padronizados em relação à área de amostragem, sendo então definidas as densidades dos grupos para uma

área de 10 cm<sup>2</sup>. Para comparar as médias das densidades das principais espécies de Harpacticoida quanto ao efeito dos fatores Tratamento e Substrato, foi realizado o teste univariado ANOVA 2-fatores. Sempre que necessário, os dados foram transformados para  $\log_{10}(x+1)$ . Para os dados que mesmo após transformação ainda não tinham as variâncias homocedásticas, foram realizados os testes não paramétricos de Mann-Whitney e Wilcoxon para os fatores tratamento e substrato, respectivamente. Os dados de Riqueza (S), Equitabilidade (J') e Diversidade de Shannon-Wiener (H'), também foram avaliados pelo teste univariado ANOVA 2-fatores, comparando cada índice quanto ao efeito dos fatores Tratamento e Substrato. Testes a posteriori de Fisher (LSD), foram realizados quando a interação entre os fatores foi significativa.

Para detectar a distribuição não aleatória das espécies (espécies indicadoras) entre áreas pisoteadas e protegidas foi utilizada a análise de espécies indicadoras desenvolvida por Dufrêne e Legendre (1997). Uma espécie é um indicador quando caracteriza um grupo de sítios, e é encontrada principalmente em um único grupo, e está presente na maioria dos locais pertencentes a este grupo (Dufrêne & Legendre 1997). O coeficiente IndVal combina a abundância relativa de espécies (especificidade) com 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). O cálculo dos valores IndVal foi realizada utilizando o software PC-ORD 4.0.

A estrutura da comunidade de Harpacticoida foi investigada mediante a utilização de análises multivariadas, para isso utilizou-se a PERMANOVA. Para descrever diferenças espaciais na comunidade entre os tratamentos e substratos, utilizou-se a ordenação por escalonamento multidimensional (MDS) e uma matriz de similaridade de Bray-Curtis.

As análises de dados univariados de densidade e dados ecológicos, foram realizadas com o auxílio do software STATISTICA 7 e os dados multivariados analisados com o software Primer® (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Researches) v.6. As análises multivariadas seguiram as recomendações de Clarke & Warwick (2001) enquanto que as análises paramétricas univariadas seguiram as



sugestões de aplicação de Zar (1996). Foi adotado o nível de significância de 5% para todas as análises.

## 6.3 RESULTADOS

### 6.3.1 Parâmetros abióticos

Os dados de temperatura e pluviometria, assim como os dados de salinidade e temperatura da água, e também aqueles referentes à pesagens dos substratos, são descritos no capítulo 1 desta dissertação.

### 6.3.2 Caracterização do ambiente natural

#### Composição do substrato natural de algas

Para as seis áreas amostradas o substrato natural de algas apresentou-se bastante diversificado registrando-se 14 espécies de algas diferentes (tab. 1).

Tabela 1. Lista das espécies de algas identificadas, obtidas nas áreas controle (Pau Amarelo, Paiva e Serrambi) e impactadas (Rio Doce, Piedade, Pina) de PE, Brasil. A presença e ausência de cada alga nas áreas estão representadas pelos símbolos x e -, respectivamente.

Família	Espécie	Ocorrência	
		Áreas Controle	Áreas Impactadas
Bryopsidaceae	<i>Bryopsis sp</i>	X	X
Ceramieaceae	<i>Centroceras clavulatum</i>	X	-
Cladophoraceae	<i>Cladophora sp</i>	X	-
Cladophoraceae	<i>Chaetomorpha sp</i>	-	X
Corallinaceae	<i>Corallina sp</i>	-	X
Cystocloniaceae	<i>Hypnea spinella</i>	X	X
Cystocloniaceae	<i>Hypnea musciformis</i>	-	X
Dictyotaceae	<i>Dictyopteris delicatula</i>	X	X
Gelidiaceae	<i>Gelidium floridanum</i>	X	X
Gelidiaceae	<i>Gelidium sp.</i>	X	-
Gracilariaceae	<i>Gracilaria mammillaris</i>	-	X
Gracilariaceae	<i>Gracilaria sp</i>	X	X
Lomentariaceae	<i>Ceratodictyon variabile</i>	X	X
Rhodomelaceae	<i>Neosiphonia sp</i>	X	-
Ulveaceae	<i>Ulva sp</i>	X	X

## Pesagens - Substrato natural (SN) e Substrato Artificial (UAS)

As variações dos pesos dos substratos e do sedimento retido do SN e UAS podem ser visualizadas na figura 1 abaixo, para as áreas controle e impactadas.

Os resultados da análise ANOVA indicaram que não houve diferenças significativas do peso seco do sedimento retido entre os dois tipos de substratos ( $F_{(1;44)}=0,20$ ;  $p=0,65$ ). Entretanto, nas comparações entre os tratamentos, foi observada uma maior quantidade de sedimento nas áreas controle em relação às áreas impactadas com diferença significativa na ANOVA ( $F_{(1;44)}=5,36$ ;  $p=0,02$ ).

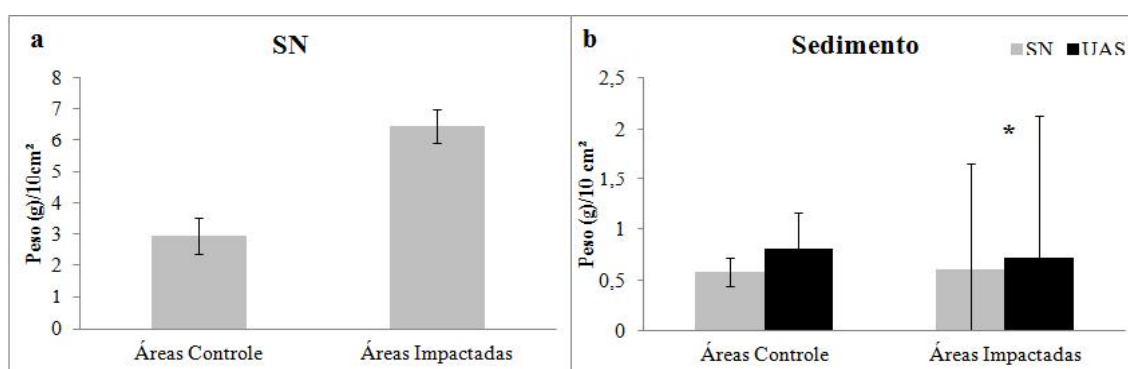


Figura 1: Valores médios de peso para o Substrato Natural (SN) (a) e sedimento retido (b) nos SN e UAS de áreas Controle e Impactadas.

### **6.3.3 UAS enquanto descritores das comunidades naturais**

#### Composição de Espécies

Foram avaliados 2160 indivíduos de Harpacticoida, dos quais 58% (indivíduos adultos) foram identificados ao nível específico, totalizando 1037 indivíduos, aproximadamente 30 por amostra. O restante, cerca de 42%, foi representado por indivíduos juvenis ou indivíduos com alguma má formação ou dano estrutural que impedia sua identificação taxonômica. Ao todo foram registradas 17 famílias, 36 gêneros e 52 espécies para os substratos naturais e artificiais, nos ambientes fitais do litoral Pernambucano (tab. 2). Comparando a ocorrência de espécies nos dois tipos de substratos, observou-se que 27 das 52 espécies estavam presentes tanto no substrato natural como no substrato artificial. O substrato natural de algas apresentou maior riqueza de espécies (42) e maior número de espécies exclusivas (15) em comparação com o substrato artificial com 37 espécies no total, sendo 10 exclusivas.

Tabela 2. Lista das espécies de Copepoda Harpacticoida identificadas nos substratos natural e artificial obtidos nas áreas controle (Pau Amarelo, Paiva e Serrambi) e impactadas (Rio Doce, Piedade, Pina) de PE, Brasil.

<b>Ordem Harpacticoida Sars, 1903</b>	
<b>Família Ameiridae Boeck, 1865</b>	<b>Família Metidae Boeck, 1873</b>
<i>Nitocra</i> sp	<i>Laubieria corallicola</i> Soyer, 1966
<i>Psyllocamptus</i> sp	<b>Família Miraciidae Dana, 1846</b>
<b>Família Canthocamptidae Brady, 1880</b>	<i>Amonardia</i> SP
<i>Mesochra</i> sp	<i>Amphiascoides</i> SP
<i>Nannomesochra</i> sp	<i>Amphiascopsis cinctus</i> (Claus, 1866)
<b>Família Cletodidae T. Scott, 1905</b>	<i>Amphiascus parvus</i> Sars, 1906
<i>Cletodes</i> sp	<i>Amphiascus (Varians)</i> SP
<b>Família Dactylopusiidae Lang, 1936</b>	<i>Amphiascus (Minutus)</i> SP
<i>Dactylopusia</i> sp1	<i>Haloschizopera</i> SP
<i>Dactylopusia tisboides</i> Claus, 1863	<i>Melima indica</i> (próxima) (Krishnaswamy, 1957)
<i>Diarthrodes lilacinus</i> Pallares, 1977	<i>Melima</i> sp1
<i>Diarthrodes</i> sp1	<i>Melima</i> sp2
<i>Paradactylopodia brevicornis</i> (Claus, 1866)	<i>Paramphiascella</i> SP
<b>Família Ectinosomatidae Sars, 1903</b>	<i>Stenhelia</i> SP
<i>Ectinosoma</i> sp1	<i>Robertsonia</i> sp1
<i>Ectinosoma</i> sp2	<i>Robertsonia</i> sp2
<i>Ectinosoma</i> sp3	<i>Robertsonia mourei</i> Nogueira, 1961
<i>Halectinosoma</i> sp	<i>Robertgurneya</i> SP
<b>Família Harpacticidae Dana, 1846</b>	<b>Família Orthopsyllidae Huys, 1990</b>
<i>Harpacticus obscurus</i> T. Scott, 1895	<i>Orthopsyllus linearis</i> (Claus, 1866)
<b>Família Laophontidae T. Scott, 1905</b>	<b>Família Parastenheliidae Lang, 1936</b>
<i>Applanola hirsuta</i> (I.C. Thompson & A. Scott, 1903)	<i>Parastenhelia spinosa</i> Fischer, 1860
<i>Echinolaophonte</i> sp1	<b>Família Peltidiidae Claus, 1860</b>
<i>Echinolaophonte</i> sp2	<i>Alteutha</i> SP
<i>Laophonte cornuta</i> Philippi, 1840	<i>Eupelte</i> SP
<i>Laophontidae</i> sp1	<b>Família Porcellidiidae</b>
<i>Laophontidae</i> sp2	<i>Porcellidiidae</i> SP
<i>Laophontidae</i> sp3	<b>Família Pseudotachidiidae Lang, 1936</b>
<i>Laophontidae</i> sp4	<i>Idomene</i> SP
<i>Paralaophonte brevirostris</i> (Claus, 1863)	<b>Família Tegastidae</b>
<i>Paralaophonte</i> sp1	<i>Tegastis</i> SP
<i>Paralaophonte</i> sp2	<b>Família Tisbidae</b>
<b>Família Longipediidae Boeck, 1865</b>	<i>Scutellidium</i> SP
<i>Longipedia</i> sp	

As famílias dominantes no substrato natural de algas foram: Tisbidae (21,75%), Dactylopusiidae (14,97%), Miraciidae (12,97%), Ameiriidae (10,37%), Ectinosomatidae (10,17%), Laophontidae (9,58%), Tegastidae (7,38%) e Canthocamptidae (6,78%). Nas UAS, as famílias dominantes foram: Ectinosomatidae (29,29%), Ameiriidae (16,41%), Miraciidae (12,31%), Dactylopusiidae (11%), Tisbidae (10,82%) e Canthocamptidae (5,22%). As espécies mais representativas para os substratos natural e artificial podem ser observados na figura 2.

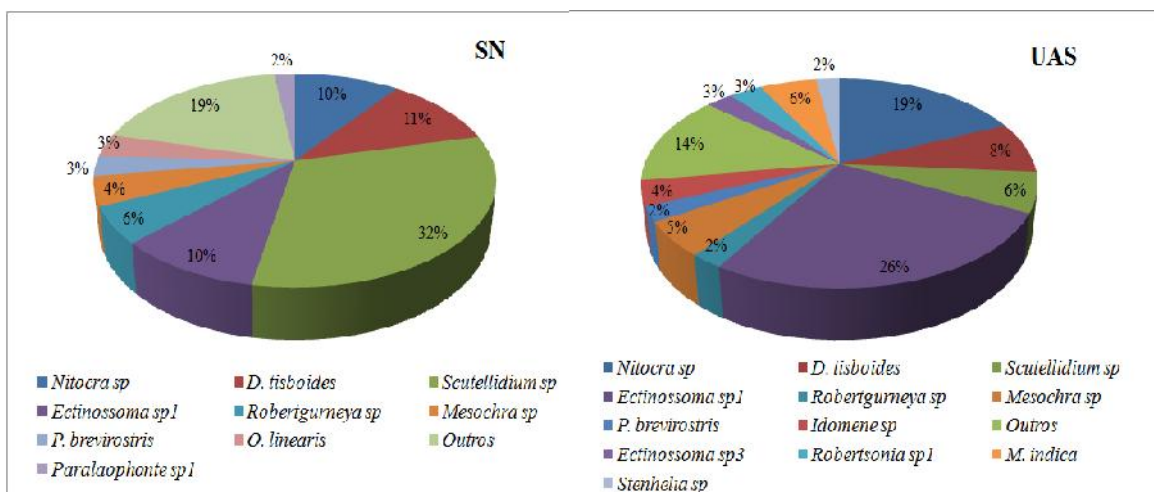


Figura 2: Percentual de abundância das espécies mais representativas para os substratos naturais e artificiais.

### Descritores uni e multivariados da comunidade

A variação da densidade de Harpacticoida nos substratos naturais e artificiais pode ser acompanhada na figura 3. O maior valor de densidade média no SN foi observado na praia de Piedade com 1668 ind./10 cm<sup>2</sup> e o menor na praia do Pina com 46 ind./10 cm<sup>2</sup> (ambas áreas impactadas). Nas UAS as maiores e menores densidades médias foram registradas na praia de Serrambi (806 ind./10 cm<sup>2</sup>) e na praia do Pina (70 ind./10 cm<sup>2</sup>) respectivamente.

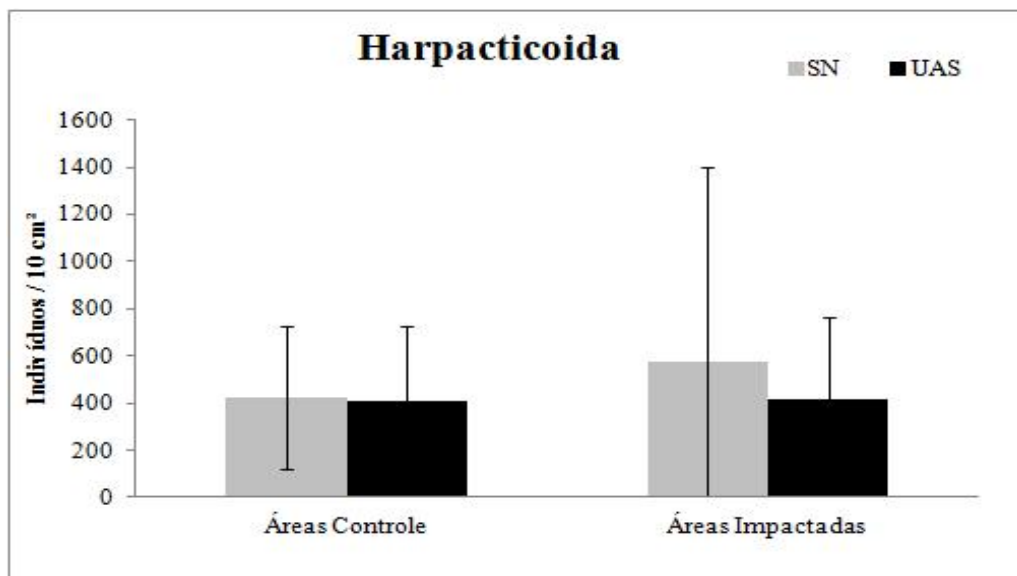


Figura 3. Densidades médias Harpacticoida nos substratos naturais (SN) e artificiais (UAS) as áreas impactadas e áreas controle; As barras representam a média  $\pm$  intervalo de confiança de 95%.

Na avaliação das espécies mais representativas, os padrões de variação das densidades para os dois substratos foram bastante distintos entre si (fig. 4). As espécies *Nitocra* sp, *Dactylopusia tisboides* e *Ectinosoma* sp1 apresentaram um padrão semelhante de variação das densidades dentro dos SNs, pois essas três espécies apresentaram os maiores valores de densidade na praia de Pau Amarelo, sendo estes de 224, 115 e 164 ind./10 cm<sup>2</sup>, respectivamente e, as menores densidades médias na praia do Pina com valores de 1, 7 e 3 ind./10cm<sup>2</sup>. Entretanto, nas UAS os registros de densidade foram divergentes, pois para *Nitocra* sp a maior densidade média ocorreu na praia de Pau Amarelo (266 ind./10cm<sup>2</sup>) e a menor na praia de Serrambi (1 ind./10cm<sup>2</sup>), para *D. tisboides* a maior média foi de 92 ind./10cm<sup>2</sup> na praia de Serrambi e a menor de 0 ind./10cm<sup>2</sup> na praia de Rio Doce e, para *Ectinosoma* sp1 registrou-se o valor máximo de densidade média na praia de Piedade (307 ind./10cm<sup>2</sup>) e o mínimo na praia de Serrambi (20 ind./10cm<sup>2</sup>).

A espécie *Melima indica* só esteve presente nos SNs da praia de Serrambi, com densidade média de 34 ind./10cm<sup>2</sup>. Nas UAS, *M. indica* foi registrada nas praias de Pau Amarelo com a densidade média de 16 ind./10cm<sup>2</sup>, na praia de Serrambi com 158 ind./10cm<sup>2</sup> (valor máximo) e na praia de Rio Doce com 10 ind./10cm<sup>2</sup> (valor mínimo). A espécie *Robertgurneya* sp mostrou o padrão inverso, pois esteve presente no SN das

praias de Serrambi com 196 ind./10m<sup>2</sup> e Piedade 20 ind./10m<sup>2</sup>, porém foi registrada nas UAS da praia de Serrambi com 76 ind./10m<sup>2</sup>.

A espécie *Mesochra* sp foi registrada nos SNs somente nas praias de Pau Amarelo (86 ind./10cm<sup>2</sup>), Pina (1 ind./10cm<sup>2</sup>) e Rio Doce (86 ind./10cm<sup>2</sup>). Nas UAS sua ocorrência foi mais representativa com um valor máximo de 62 ind./10cm<sup>2</sup> em Pau Amarelo e ausência de indivíduos na praia do Pina. Para a espécie *Paralaophonte brevisrostris*, no SN as densidades mais altas foram obtidas na praia de Pau Amarelo, com valor máximo registrado na praia de Pau Amarelo (44 ind./10cm<sup>2</sup>) e valor mínimo na praia do Paiva (0 ind./10cm<sup>2</sup>). *P. brevisrostris* só esteve presente nas UAS de duas praias, onde as densidades médias foram de 17 e 59 ind./10cm<sup>2</sup> (praias de Pau Amarelo e Serrambi, respectivamente). A espécie *Scutellidium* sp apresentou a maior densidade média no SN na praia de Piedade com 1124 ind./10 cm<sup>2</sup> e a menor na praia de Serrambi com 6 ind./10 cm<sup>2</sup>. Nas UAS as maiores densidades médias foram registradas também na praia de Piedade (111 ind./10 cm<sup>2</sup>) e as menores na praia do Paiva (0 ind./10 cm<sup>2</sup>).

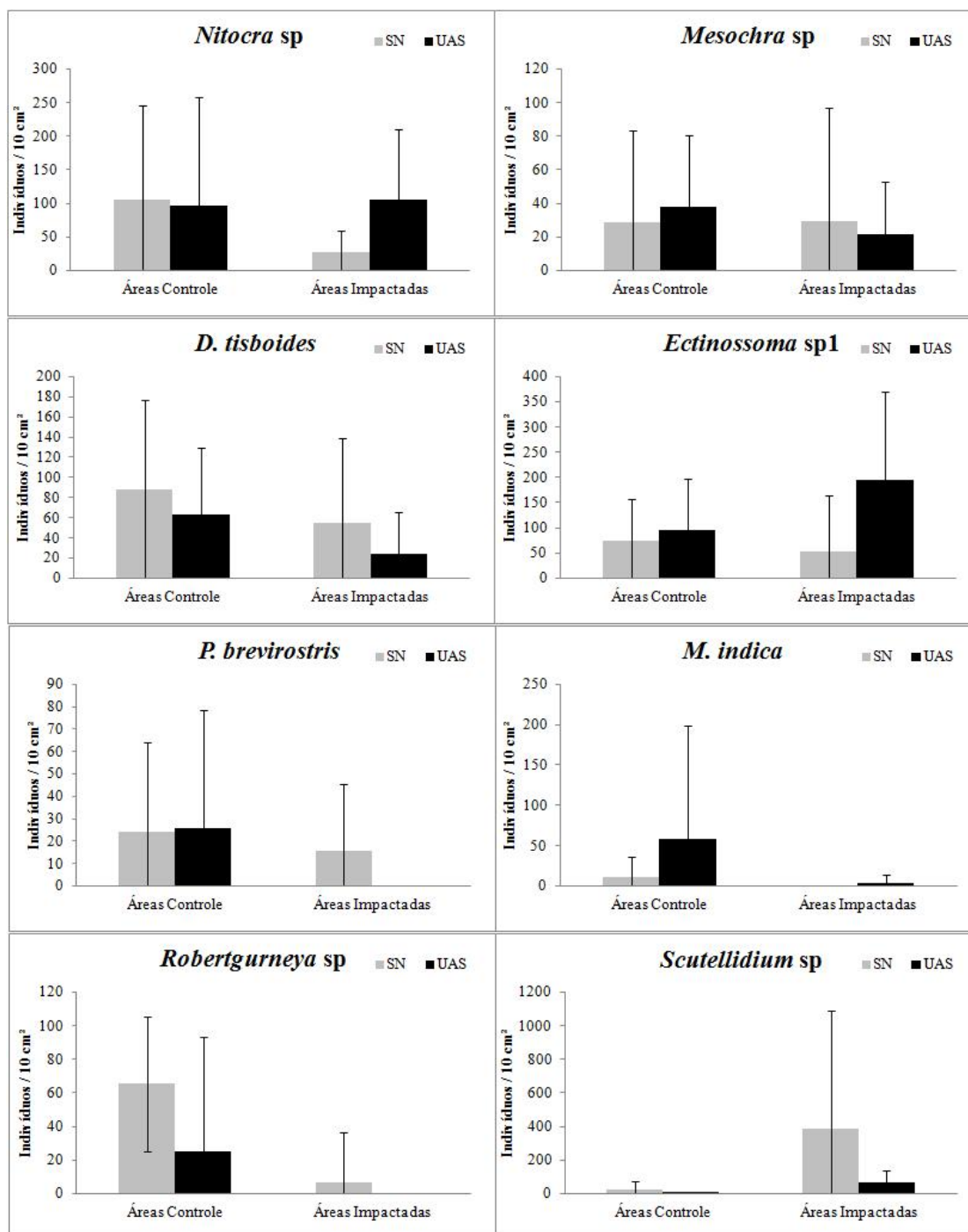


Figura 4. Densidades médias das espécies mais representativas de Harpacticoida nos substratos naturais (SN) e artificiais (UAS) para as áreas impactadas e áreas controle; As barras representam a média  $\pm$  intervalo de confiança de 95%.

Os resultados do teste ANOVA 2-fatores (tab. 3), indicam que, dentre as espécies mais representativas de Harpacticoida, as espécies *Ectinosoma sp* e *Robertgurneya sp* apresentaram diferenças significativas das densidades entre os substratos naturais e as UAS ( $p=0,03$  e  $p=0,02$ , respectivamente). Não houve interação entre os fatores para

nenhuma das espécies avaliadas. As espécies *P. brevisrostris* e *M. indica*, assim como Harpacticoida total apresentaram heterogeneidade de variâncias e foram analisados com testes não paramétricos, a fim de se confirmar os resultados da ANOVA (tab. 4).

Tabela 3: Resultados da ANOVA-multifatorial das espécies de Harpacticoida mais representativos para os fatores substrato (SN e UAS) e tratamento (I e C).

Fatores	<i>Nitocra sp</i>				<i>Mesochra sp</i>		
	df	MS	F	P	MS	F	P
Tratamento (I e C)	1	0,37	0,47	0,49	578,72	0,27	0,60
Substrato (SN e UAS)	1	0,13	0,16	0,68	2,58	0,001	0,97
Subs x Trat	1	1,99	2,53	0,12	626,65	0,29	0,58
Residual	32	0,78			2093,09		
	<i>D. tisboides</i>				<i>Ectinosoma sp1</i>		
	df	MS	F	P	MS	F	P
Tratamento (I e C)	1	11653,9	2,69	0,11	13737,2	1,14	0,29
Substrato (SN e UAS)	1	6737,1	1,55	0,22	59789,3	4,99	<b>0,03</b>
Subs x Trat	1	97,3	0,02	0,88	32566,4	2,72	0,10
Residual	32	4324,4			11,961,3		
	<i>P. brevisrostris</i>				<i>M. indica</i>		
	df	MS	F	P	MS	F	P
Tratamento (I e C)	1	1,47	2,67	0,11	3,09	6,98	<b>0,01</b>
Substrato (SN e UAS)	1	0,40	0,73	0,39	1,24	2,80	0,10
Subs x Trat	1	1,42	2,58	0,11	0,38	0,86	0,35
Residual	32	0,55			0,44		
	<i>Robertgurneya sp</i>				<i>Scutellidium sp</i>		
	df	MS	F	P	MS	F	P
Tratamento (I e C)	1	0,01	0,04	0,83	0,10	0,60	0,44
Substrato (SN e UAS)	1	1,98	5,60	<b>0,02</b>	0,05	0,29	0,58
Subs x Trat	1	0,01	0,04	0,83	0,02	0,15	0,69
Residual	32	0,35			0,17		
	<b>Harpacticoida</b>						
	df	MS	F	P			
Substrato (SN e UAS)	1	0,53	2,29	0,13			
Tratamento (I e C)	1	<0,00	0,03	0,85			
Subs x Trat	1	<0,00	<0,05	0,94			
Residual	32	0,23					

Tabela 4. Resultados dos testes não-paramétricos de Wilcoxon e Mann-Whitney para espécies de Harpacticoida, avaliando os fatores Substrato e Tratamento.

	Wilcoxon (Substrato)		Mann-Whitney (Tratamento)	
	Z	P	Z	P
<i>P. brevisrostris</i>	0,67	0,50	1,50	0,13
<i>M. indica</i>	1,60	0,10	1,72	<b>0,01</b>
<b>Harpacticoida total</b>	0,52	0,60	1,24	0,21

Os valores médios de riqueza (S), equitabilidade (J') e diversidade (H') para a comunidade de Harpacticoida nos substratos naturais e UAS podem ser acompanhados



na figura 5. Na avaliação pela análise ANOVA 2-fatores, os resultados indicaram que não houve efeito significativo do fator substrato sobre esses índices.

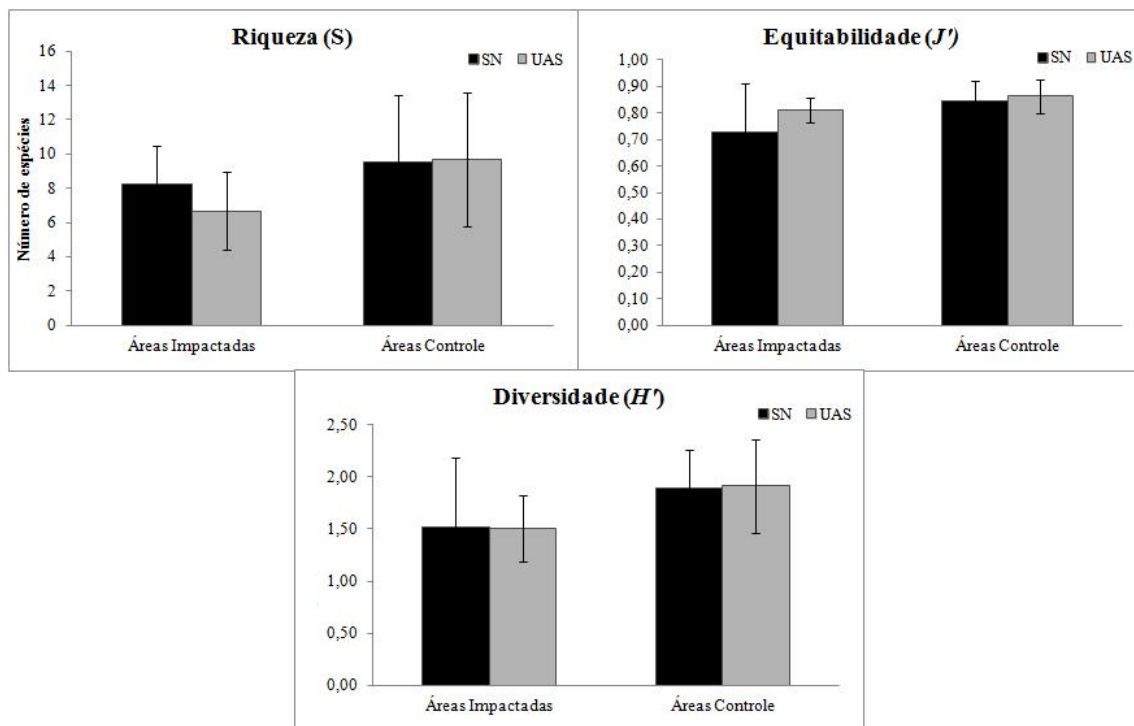


Figura 5. Variação média dos índices ecológicos de Riqueza (S), Equitabilidade (J') e Diversidade de Shannon-Wiener (H') para a comunidade de Copepoda Harpacticoida nos SN e UAS para as áreas impactadas e controle.

A estrutura da comunidade de Harpacticoida pode ser observada na representação em MDS (fig.6). Nesta comparação é possível perceber que existe uma grande similaridade na distribuição da comunidade entre o SN e UAS. Este padrão é confirmado na avaliação dos resultados da análise multivariada PERMANOVA, onde não ocorreram diferenças significativas na estrutura da comunidade entre os dois substratos (tab. 5).

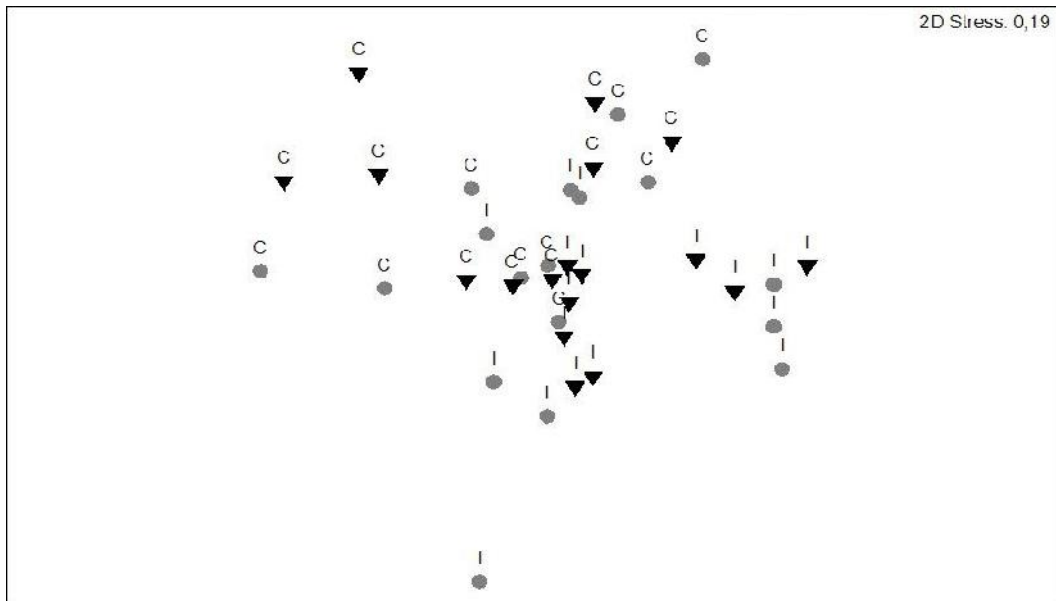


Figura 6: Ordenação MDS da estrutura da comunidade de Harpacticoida para o fator substratos (SN e UAS) e para o fator tratamento (C e I); Os substratos naturais (SN) estão representados por bolas cinza e as UAS por triângulos pretos.

Tabela 5: Resultados da análise multifatorial PERMANOVA para a estrutura da comunidade de Harpacticoida sobre os fatores substratos (SN e UAS) e tratamento (C e I).

Fatores	df	SS	MS	F	p(MC)
Substrato	1	3830,1	3830,1	1,67	0,1018
Tratamento	1	8423,9	8423,9	3,69	<b>0,0006</b>
Subs X Trat	1	1866,9	1866,9	0,81	0,5764
Resíduo	32	73008	2281,5		
Total					

### 6.3.4 UAS para a avaliação de impactos ambientais

#### Composição de Espécies

Para a ocorrência de espécies em as áreas controle e impactadas foram registradas que 30 das 52 espécies ocorreram em ambas as áreas. As áreas controle obtiveram maior riqueza de espécies (46) e maior número de espécies exclusivas (16) quando comparadas com as áreas impactadas onde se observou um total de 36 espécies e somente 6 espécies exclusivas.

As famílias dominantes nas áreas controle foram: Miraciidae (23,75%), Ameiriidae (17%), Ectinosomatidae (17%), Dactylopusiidae (15,27%), Laophontidae (7%) e Canthocamptidae (5,89%). Nas áreas impactadas, as famílias dominantes foram: Tisbidae (39,86%), Ectinosomatidae (22%), Ameiriidae (11,88%), Dactylopusiidae (6,25%) e Miraciidae (5,62%). As espécies mais representativas para as áreas controle e impactadas podem ser observados na figura 7.

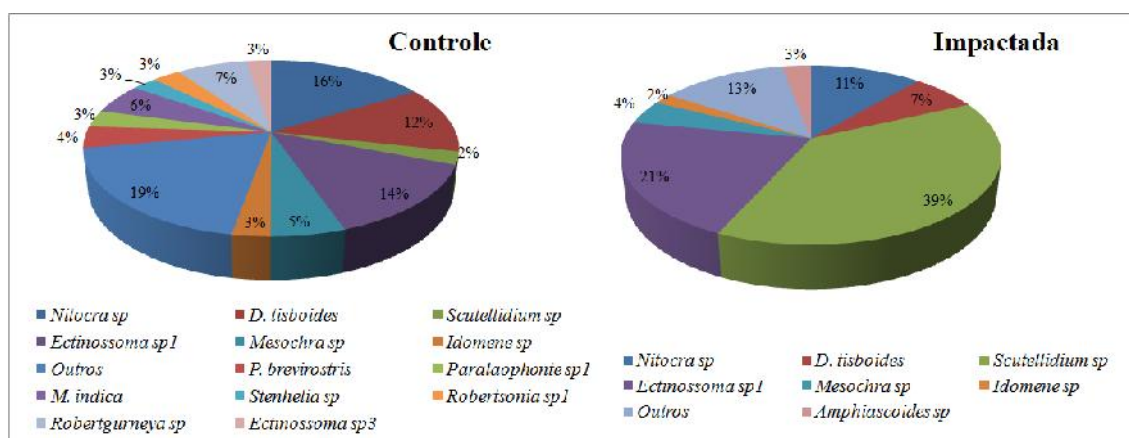


Figura 7: Percentual de abundância das espécies mais representativas de Harpacticoida para as áreas controle e impactadas.

### Descritores uni e multivariados da comunidade

Os valores de densidade média de Harpacticoida total nas áreas controle como nas áreas impactadas estão expressos na figura 3. Nas áreas controle, o maior valor de densidade média foi de 806 ind./10 cm<sup>2</sup> (UAS) e o valor mais baixo foi 327 ind./10 cm<sup>2</sup> (SN). Dentro das áreas impactadas, a meiofauna total alcançou o valor máximo de 1668 ind./10 cm<sup>2</sup> (SN) e o valor mínimo de 46 ind./10 cm<sup>2</sup> (SN).

Nas avaliações do fator tratamento, os resultados do teste ANOVA 2-fatores (tab. 3), indicam que apenas a espécie *Melima indica* teve resultados significativos com maiores densidades em áreas controle (fig 4).

Na avaliação dos índices ecológicos, de acordo com resultados da ANOVA 2-fatores, os resultados indicaram que a riqueza (S) ( $F_{(1;32)}=5,20$ ;  $p=0,02$ ), a equitabilidade ( $J'$ ) ( $F_{(1;32)}=7,52$ ;  $p<0,01$ ) e a diversidade ( $H'$ ) ( $F_{(1;32)}=8,11$ ;  $p<0,01$ ) variaram entre os tratamentos, sendo sempre superiores nas áreas controle (fig. 5).

Avaliando a estrutura da comunidade de Harpacticoida através dos resultados da PERMANOVA (tab. 5), é possível observar que houve diferença altamente significativa na comunidade quanto ao fator tratamento ( $p < 0.001$ ). Na representação em MDS da figura 6 podemos confirmar esse padrão, pois fica evidente a dissimilaridade dos pontos referentes a áreas impactadas em relação aos pontos de áreas controle, expressando a forte diferenciação da comunidade entre tratamentos. Embora não haja interação, num teste a posteriori, é possível perceber mais detalhadamente que a diferenciação na estrutura da comunidade para o fator tratamento só poderia ser detectada de forma significativa quando se utiliza o substrato artificial (tab. 6),.

Tabela 6: Resultados do teste a posteriori da análise multifatorial PERMANOVA para a estrutura da comunidade de meiofauna sobre o fator tratamento nos substratos natural e artificial.

Substrato	p(MC)
SN	0,1467
UAS	<b>0,0145</b>

### Espécies Indicadoras

Na avaliação da totalidade de amostras, o resultado do teste IndVal apontou duas espécies com valores indicadores significativos, sendo a espécie *Paralaophonte brevisrostris* (IndVal=55,6%;  $p < 0,03$ ) indicadora das áreas controle e *Scutellidium sp* (IndVal=96,2;  $p < 0,01$ ) indicadora de áreas impactadas. As espécies *Dactylopusia tisboides* (IndVal=64,2;  $p < 0,09$ ) e *Melima indica* (IndVal=52,6%;  $p = 0,08$ ) mostraram tendência a valores indicadores para áreas controle, assim como *Ectinosoma sp1* (IndVal=67%;  $p = 0,06$ ) e *Amphiascoides sp* (IndVal= 44,5%;  $p = 0,09$ ) tenderam a valores indicadores para áreas impactadas.

Analisando as áreas controle e impactadas de forma independente dentro de cada substrato, os resultados do teste IndVal apontam que, para as amostras de substrato natural, nenhuma espécie obteve valores indicadores significativos, ou seja, não foi possível apontar espécies indicadoras de áreas controle ou impactadas. Já nos substratos artificiais, duas espécies foram descritas como espécies indicadoras: *Paralaophonte brevisrostris* (IndVal=55,6%;  $p = 0,03$ ) indicando áreas controle e *Scutellidium sp* (IndVal=96,2;  $p < 0,01$ ) indicando áreas impactadas.

## 6.4 DISCUSSÃO

### 6.4.1 UAS enquanto estimadoras de riqueza de espécies de ambientes naturais

As espécies mais abundantes observadas neste trabalho pertencem a famílias bastante representativas nos habitat de fital de ambientes tropicais. Sarmiento & Santos (2012b) em um check-list de espécies de Harpacticoida do ambiente recifal de Porto de Galinhas, Pernambuco, descrevem como famílias dominantes Miraciidae Parastenheliidae e Laophontidae. Ainda segundo os autores Miraciidae apresentou o maior número de espécies (13), seguido por Laophontidae (9), Ameiridae (4) e Canthocamptidae (3). Para os ambientes recifais avaliados aqui, houve um maior número de famílias representativas, o que era esperado devido principalmente à abrangência do estudo, que avaliou seis áreas ao longo da costa Pernambucana. Entretanto, a grande abundância de espécies das famílias Miraciidae e Laophontidae, confirmam padrões encontrados para os recifes de Porto de Galinhas.

As outras famílias representativas, Tisbidae, Ectinosomatidae, Ameiriidae, Dactylopusiidae e Canthocamptidae, também foram encontradas em grandes densidades nos raros estudos que associam a comunidade de Harpacticoida com unidades artificiais de substrato. Atila & Fleeger (2000), utilizando três tipos de substratos artificiais (blocos Hester-Dendy, malha coletora e escovas de nylon) para investigar a meiofauna críptica de uma enseada rasa em Grand Isle, Louisiana, (USA), relatam que, nos diferentes períodos de amostragem, as espécies de Harpacticoida mais abundantes pertenciam às famílias Ameiriidae, Miraciidae, Ectinosomatidae, Harpacticidae e Tegastidae. Jenkins et al. (2002), em estudo comparando a colonização de Harpacticoida em mímicas de algas e substrato natural de *Heterozostera*, numa enseada semifechada na baía de Port Phillip, Austrália, observaram as famílias Dactylopusiidae, Harpacticidae e Tisbidae como as mais abundantes em algas naturais e artificiais. De Troch et al. (2005) investigando a colonização de UAS pela meiofauna e Copepoda em bancos de algas em Punta Allen, costa leste da Península de Yucatán, México, registraram que mais da metade dos Harpacticoida encontrados nas UAS pertenciam às famílias Ectinosomatidae e Tisbidae sendo o mesmo padrão encontrado no substrato natural. Espécies da família Dactylopusiidae e Tegastidae também foram encontradas, mas em menores abundâncias. Os resultados aqui apresentados confirmam o potencial

de colonização de habitats artificiais pelas espécies típicas do ambiente natural, e destacam a grande representatividade dessas famílias no ambiente fital.

Quanto à dominância de espécies, *Scutellidium* sp (Tisbidae), *Nitocra* sp (Ameiriidae), *Dactylopusia tisboides* (Dactylopusidae) e *Ectinosoma* sp1 (Ectinosomatidae) foram as espécies com densidades mais representativas nos dois tipos de substratos, porém com padrões de dominância diferentes. Nos substratos naturais, *Scutellidium* sp foi a espécie mais abundante (representando cerca de 32% das densidades), já pra as UAS as densidades desta espécie não foram tão expressivas (apenas 6% do total). Para a espécie *Ectinosoma* sp1 foi observado o padrão inverso, pois nos substratos naturais a espécies representava 10% da densidade total de espécies e nas UAS essa dominância aumentou para cerca de 26%. Jenkins et al. (2002) observaram que o padrão de dominância de espécies foi bastante similar entre as UAS e o substrato natural, sendo as variações atribuídas somente às diferentes áreas de estudo.

Uma grande variedade de espécies de Harpacticoida foi registrada nos dois substratos (52 no total). Nos substratos naturais a quantidade de espécies observadas foi maior do que a observada nas UAS, entretanto o índice de Riqueza de espécies não diferiu significativamente entre os substratos. Os índices de equitabilidade e a diversidade de espécies também não mostraram diferenças significativas entre os substratos. Resultados similares também foram encontrados por Jenkins et al. (2002), que observaram grande variedade de táxons de Harpacticoida para a variedade de arranjos estruturais de UAS e para o substrato natural e, entre outras constatações, afirmam que em termos de riqueza taxonômica, não houve diferenças significativas entre os diferentes arranjos de UAS em relação ao ambiente natural.

As densidades das espécies *Ectinosoma* sp1 e *Robertgurneya* sp variaram de forma significativa entre os substratos, porém com padrões distintos. *Ectinosoma* sp1 apresentou as maiores densidades nas UAS, enquanto que as maiores densidades de *Robertgurneya* sp foram observadas nos substratos naturais. Espécies da família Ectinosomatidae estão normalmente associadas a maiores teores de sedimento retido no substrato algal (Hicks, 1977), e ao compararmos os substratos naturais e UAS no presente estudo, é possível observar que o teor de sedimento retido foi maior nas UAS de grama.

Houve um grande percentual de juvenis (copepoditos e nauplii) na totalidade das amostras, principalmente nas UAS, possivelmente associado à colonização por recrutamento e reprodução intensificada. Segundo trabalhos anteriores os Copepoda demonstraram sucesso como colonizadores iniciais em ambientes defaunados (Chandler & Fleeger, 1984; Barreto, 2012), principalmente pela colonização ativa, devido a sua grande capacidade natatória. Atila & Fleeger (2000) reafirmam essas observações, pois concluem que os Copepoda foram excelentes colonizadores iniciais em UAS.

Myers & Southgate (1980) utilizaram UAS de escovas de Nylon para estimar a criptofauna de costão rochoso da baía de Bantry, Irlanda, onde as comunidades de Gastropoda que se desenvolvem nas Unidades Artificiais foram muito semelhantes às que se desenvolvem nas algas vermelhas que ocorrem naturalmente no ambiente, enfatizando que as UAS proporcionam distribuição mais uniforme para espécies mais abundantes. Kelaher (2003), em estudo manipulativo sobre a estrutura de habitats influenciando a comunidade de gastrópodes colonizadores de UAS de grama sintética, realizado em área da entrada norte da baía de Botany, Sydney, Austrália, também concluiu que não houve diferenças significativas entre as comunidades de gastrópodes de gramíneas marinhas e da unidade artificial de grama sintética, tanto para as medidas multivariadas como para medidas univariadas das comunidades. Os padrões relacionados à colonização das UAS pela comunidade de Harpacticoida foram semelhantes aos observados para a meiofauna, avaliados aqui anteriormente e, confirmam que o uso das UAS de grama sintética também é indicado para a caracterização adequada das espécies do ambiente natural, reafirmando observações realizadas por alguns autores.

#### **6.4.2 Uso da UAS para avaliação de impactos ambientais**

Não existem, até o momento, estudos que se dediquem a investigar qualquer tipo de UAS quanto à avaliação de impactos ambientais sobre a comunidade de Harpacticoida. Sendo assim, este estudo é pioneiro neste tipo de abordagem. Somente Mirto & Danovaro (2004), investigaram a dinâmica de colonização da meiofauna ao nível de grandes grupos taxonômicos em substratos artificiais de escovas de Nylon, em áreas controle e impactadas, no porto de Ancona, no norte do Mar Adriático. Segundo esses autores, os resultados indicam que as densidades da meiofauna de áreas controle foram significativamente maiores do que nas áreas impactadas nos quatro tempos de

amostragem e Copepoda, incluindo seus Nauplii foram dominantes representando 51% da densidade da meiofauna total.

De forma geral, não houve um padrão definido para a variação das densidades das principais espécies entre as áreas controle e impactadas. As espécies *Ectinosoma* sp1 e *Scutellidium* sp foram mais abundantes, ainda que não de forma significativa, em áreas impactadas porém, a única espécie a apresentar diferenças significativas para o fator tratamento, *Melima indica*, obteve maiores densidades em áreas controle . Além dos resultados obtidos com a ANOVA, foram considerados os resultados da análise de espécies indicadoras (IndVal). Apenas para as avaliações com UAS foram encontradas espécies com valores indicadores significativos entre os tratamentos, onde *Paralaophonte brevis* (Laophontidae) foi indicadora de áreas controle e *Scutellidium* sp (Tisbidae) de áreas impactadas. Existe apenas um registro do uso deste índice para avaliar impactos antrópicos na comunidade de meiofauna bentônica, o qual foi realizado por Sarmiento (2011), que observou que duas espécies do gênero *Melima*, incluindo *Melima indica* foram indicadoras de áreas controle. Sarmiento (2011) destaca as vantagens da utilização deste método para estudos de ambientes marinhos, pois seus resultados permitiram a detecção de espécies indicadoras de áreas protegidas e de áreas impactadas pelo pisoteio, mesmo quando as espécies são pouco abundantes.

Os índices de riqueza, equitabilidade e diversidade foram significativamente maiores em áreas controle e padrão semelhante foi obtido por Mirto & Danovaro (2004) que também observaram maior riqueza de táxons da comunidade de meiofauna em áreas controle em relação a áreas impactadas.

Quanto à estrutura da comunidade de Copepoda Harpacticoida, assim como foi observado para a comunidade de meiofauna no cap. 1 desta dissertação, a UAS de grama sintética permitiu detectar diferenças para o fator tratamento, não distinguíveis com o uso do substrato natural confirmando sua eficácia metodológica para avaliação de impactos também a nível específico. Baseando-se em seus resultados, Mirto & Danovaro (2004) concluem que substratos artificiais podem representar uma ferramenta útil para estudos de rotina de monitoramento da qualidade ambiental. Entretanto, Chapman & Underwood (2005) avaliando as espécies de Isopoda e Amphipoda de macrofauna obtiveram resultados divergentes, pois segundo os autores, não foi possível



distinguir com a utilização das UAS, diferenças consistentes entre essas comunidades de áreas potencialmente impactadas e de áreas controle. Essas discordâncias entre os resultados de estudos de macrofauna e de meiofauna são mais facilmente compreendidas se considerarmos as diferenças destas associações quanto à escala das variações espacial e temporal e à forma pela qual ocorre o recrutamento desses organismos nos substratos artificiais. Os colonizadores da macrofauna variam enormemente quanto à sua disponibilidade ao longo do tempo devido aos ciclos reprodutivos e, suas larvas diferem quanto ao modo de vida, duração na coluna d'água, estado nutricional e comportamento de assentamento (Watson e Barnes 2004). Sendo assim, embora os substratos artificiais padronizem o substrato de modo eficiente (Edgar, 1991; Bishop, 2005), eles frequentemente oferecem espaço limitado para organismos de macrofauna e os experimentos são mantidos por período insuficiente para que o resultado da colonização se torne equivalente às associações dos substratos naturais (Watson e Barnes 2004). Para indivíduos menores como a comunidade de meiofauna e Copepoda Harpacticoida, a maior adequação dos resultados ao padrão esperado no uso dos substratos artificiais ocorre, principalmente, por seus modos de colonização primariamente através de adultos, por seus rápidos ciclos de vida e pelo fato de que seus padrões de agregação ocorrem em escalas espaciais inferiores às dos substratos oferecidos (Giere 2009).

Estudos indicam que as unidades artificiais possuem, normalmente, tamanhos equivalentes a dezenas de milhares de vezes o tamanho dos organismos da meiofauna sendo comuns valores de abundância superiores a 3000 indivíduos por UAS (ex: Atilla & Fleeger, 2000; Mirto & Danovaro 2004; De Troch et al., 2005; Atilla et al., 2005). De fato, os resultados obtidos por Barreto (2014, cap.1), indicam que as UAS de grama sintética possuem valores de abundância média para a meiofauna de 5500 indivíduos por UAS, e juntamente com sua contribuição para a diminuição da variabilidade entre réplicas, definem claramente as UAS como paisagens adequadas aos estudos de caracterização da meiofauna e conseqüentemente de Copepoda Harpacticoida.

## 6.5 CONCLUSÕES

Os resultados do presente estudo nos permitem concluir que as UAS de grama sintética são um método eficiente na caracterização das espécies de Harpacticoida de ambiente fital natural. Da mesma forma, as UAS aqui utilizadas minimizaram os efeitos das variações naturais nos ambientes estudados, permitindo assim, a detecção de diferenças nas condições ambientais de áreas impactadas em relação às áreas controle, o que não foi possível quando se avaliou somente amostras de substratos naturais.

Neste sentido, podemos afirmar que as UAS de grama podem ser aplicadas como ferramenta confiável em estudos de avaliação e monitoramento ambiental, pois não só melhoram a qualidades dos dados, como detectam o impacto mais facilmente, podendo, assim, reduzir o esforço amostral antes necessário para esse tipo de avaliação.

## 6.6 REFERÊNCIAS

- Atilla N & Fleeger JW. 2000. Meiofaunal Colonization of Artificial Substrates in an Estuarine Embayment. **Marine Ecology**, 21 (1): 69-83.
- Atilla N, Wetzel MA & Fleeger JW. 2003. Abundance and colonization potential of artificial hard substrate-associated meiofauna. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 287: 273– 287.
- Atilla N, Fleeger JW & Finelli CM. 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
- Barreto AFS. 2012. **Recolonização do sedimento estuarino pela comunidade de meiofauna após defaunação experimental no canal de Santa Cruz, Itamaracá, Pernambuco**. Monografia – (Graduação em Ciências Biológicas/Ciências Ambientais).
- Bell SS & Hicks GRF. 1991. Marine landscapes and faunal recruitment: a field test with seagrasses and copepods. **Marine Ecology Progress Series**, 73:61–68.
- Bishop MJ. 2005. Artificial sampling units: a tool for increasing the sensitivity of tests for impact in soft sediments. **Environmental Monitoring and Assessment**, 107: 203–220.
- Chandler GT & Fleeger JW, 1984. Meiofaunal colonization of azoic estuarine sediment in Louisiana: mechanisms of dispersal. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 69: 175– 188.
- Chapman MG & Underwood AJ. 2005. **Biological monitoring of macrofauna in artificial units of habitat on intertidal rocky shores in Berowra Creek**. Final Report for Hornsby Shire Council, University of Sidney, 24p.
- Clarke KR & Warwick RM. 1994. **Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**, Plymouth. NERC. 187p.
- Coull BC.1988. **Ecology of the marine meiofauna**. In: R.P. Higgins and H. Thiel (eds.), Introduction to the Study of Meiofauna, pp. 18 – 38. Smithsonian Inst. Press, Washington.
- Coull BC. 1990. Are members of the meiofauna food for higher trophic levels? **Transactions of the American Microscopical Society**, 109:233-246.
- Danovaro R, Gambi C, Mazzola A & Mirto S. 2002. Influence of artificial reefs on the surrounding infauna: analysis of meiofauna. **Journal of Marine Science**, 59:356-362.
- 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.
- De Troch M, Mees J & Wakwabi EO. 1998. Diets of abundant fishes from beach seine catches in seagrass beds of a tropical bay (Gazi Bay, Kenya). **Belgian Journal of Zoology**, 128:135–154.

- De Troch M, Gurdebeke S, Fiers F & Vincx M. 2001. Zonation and structuring factors of meiofauna communities in a tropical seagrass bed (Gazi Bay, Kenya). **Journal of Sea Research**, 45:45-61
- Dufrêne M & Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, 67: 345–366.
- Edgar GJ. 1991. Artificial algae as habitats for mobile epifauna: factors affecting colonization in a Japanese *Sargassum* bed. **Hydrobiologia**, 226: 111-118.
- Giere O. 2009. **Meiobenthology**: The microscopic motile fauna of aquatic sediments. 2ed. Springer-Verlag, Berlin.
- Hicks GRF & Coull BC. 1983. The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. **Oceanography Marine Biology a Review**, v. 21, p. 67-175.
- Hicks GRF. 1977. Breeding activity of marine phytal harpacticoid copepods from Cook Strait. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, 11 (4): 645-666.
- Huys R, Gee JM, More CG & 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.
- Jenkins GP, Walker-Smith GK & Hamer PA. 2002. Elements of habitats complexity that influence harpacticoid copepods associated with seagrass beds in a temperate bay. **Oecologia**, 131: 598-605.
- Kelaher BP. 2003. Changes in habitat complexity negatively affect diverse gastropod assemblages in coralline algal turf. **Oecologia**, 135: 431–441.
- Lang K. 1948. **Monographie der Harpacticiden**: I: 1-896; II: 897-1682. Håkan Ohlsson Booksellers, Lund, Stockholm, Nodiska Bökhandeln, 1682pp.
- Leão ZMN, Kikuchi RKP, Oliveira MDM & Vasconcelos V. 2011. Status of Eastern Brazilian coral reefs in time of climate changes. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 5: 224-235.
- Leão, ZMAN & Dominguez JML. 2000. Tropical coast of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 41: 112 – 122.
- Maida M & Ferreira BP. 2004. **Os recifes de coral brasileiros**. In: Leça EE, Neumann-Leitão S. & Costa MF (Eds). Oceanografia: um cenário tropical. Ed. Bagaço, Recife, p. 617-640.
- Masunari S. 1987. **Ecologia das Comunidades Fitais**. In: Academia de Ciências do Estado de São Paulo (ed.). Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudestes brasileira. Cananéia, p. 195-233.
- 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.
- Myers, AA & Southgate T. 1980. Artificial substrates as a means of monitoring rocky shore cryptofauna. **Journal of the Marine Biological Association of the UK**, 604: 963-975.

- Rule MJ & Smith SDA. 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.
- Santiago, A. C. M. 2003. **Efeito da exposição ao ar e do sedimento retido sobre a composição e a densidade da meiofauna em *Halimeda opuntia* (L.) J. V. Lamouroux 1812 na praia de Maracaípe-PE**. Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 37p.
- Sarmento VC. 2011. **Efeito do pisoteio sobre a meiofauna e Copepoda Harpacticoida de fital nos recifes de Porto de Galinhas (Ipojuca, PE)**. Dissertação de mestrado – Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco. 123p
- Sarmento VC & Santos PJP. 2012a. Trampling on coral reefs: tourism effects on harpacticoid copepods. **Coral Reefs**, 31: 135-146.
- Sarmento VC & Santos PJP. 2012b. Species of Harpacticoida (Crustacea, Copepoda) from the phytal of Porto de Galinhas coral reefs, northeastern Brazil. **Check List**, 8(5): 936–939.
- Sarmento VC, Barreto AF & Santos PJP. 2011. The response of meiofauna to human trampling on coral reefs. **Scientia Marina**, 75: 559-570.
- Sogard SM. 1984. Utilisation of meiofauna as a food source by a grassbed fish, the spotted dragonet, *Callionymus pauciradatus*. **Marine Ecology Progress Series**, 17: 183-191.
- Thompson RC, Crowe TP & Hawkins SJ. 2002. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. **Environmental Conservation** 29 (2): 168- 191.
- Warwick RM. 1988. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. **Marine Pollution Bulletin**, 19: 259 – 268.
- Watson DI & Barnes DKA. 2004. Temporal and spatial components of variability in benthic recruitment, a 5-year temperate example. **Marine Biology**, 145 201–214.
- Wells JBJ. 2007. An annotated checklist and keys to the species of Copepoda Harpacticoida (Crustacea). **Zootaxa**, 1568: 1-872.
- Zar JH. 1996. **Biostatistical Analysis**. 3ed. 606p.