



**Universidade Federal da Paraíba
Centro de Ciências Aplicadas e Educação**

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Monitoramento Ambiental

**DINÂMICA DOS PADRÕES SUCESSIONAIS DO
MACROFITOBENTOS EM ÁREAS MARINHAS SOB
DIFERENTES REGIMES DE PROTEÇÃO**

Marianna Barbosa da Silva

Orientador: Prof. Dr. Ricardo de Souza Rosa

Coorientador: Prof. Dr. George Emmanuel Cavalcanti de Miranda

**Rio Tinto, PB
Agosto de 2013**

Marianna Barbosa da Silva

**DINÂMICA DOS PADROES SUCESSIONAIS DO
MACROFITOBENTOS EM ÁREAS MARINHAS SOB
DIFERENTES REGIMES DE PROTEÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Monitoramento Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Monitoramento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo de Souza Rosa

Coorientador: Prof. Dr. George Emmanuel Cavalcanti de Miranda

FICHA CATALOGRÁFICA

S586d Silva, Marianna Barbosa da.
Dinâmica dos padrões sucessionais do macrofitobentos em áreas marinhas sob diferentes regimes de proteção / Marianna Barbosa da Silva. – Rio Tinto, PB., 2013.
95f.
Orientador: Ricardo de Souza Rosa
Coorientador: George Emmanuel Cavalcanti de Miranda
Dissertação (Mestrado) - UFPB/CCA
1. Ecologia. 2. Ictiofauna recifal. 3. Macroalgas. 4. Áreas marinhas protegidas. 5. Substratos artificiais.

UFPB/BC

CDU: 577.4(043)

Marianna Barbosa da Silva

**DINÂMICA DOS PADRÕES SUCESSIONAIS DO MACROFITOBENTOS EM
ÁREAS MARINHAS SOB DIFERENTES REGIMES DE PROTEÇÃO**

Os abaixo-assinados membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu Marianna Barbosa da Silva para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Monitoramento Ambiental, são de parecer favorável à APROVAÇÃO do trabalho de conclusão da candidata.

Rio Tinto, janeiro de 2014

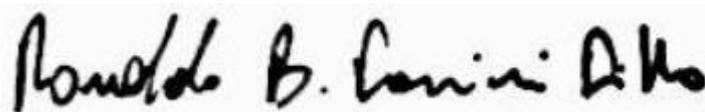
BANCA EXAMINADORA:



Prof. Dr. Ricardo de Souza Rosa
(Orientador e Presidente - Universidade Federal da Paraíba)



Prof. Dr. Arsenio José Areces-Mallea
(Membro externo- Instituto de Oceanología, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente-Cuba)



Prof. Dr. Ronaldo Bastos Francini-Filho
(Membro interno - Universidade Federal da Paraíba)

À minha mais que amada família.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, o Prof. Ricardo Rosa, por quem tenho grande admiração, por sempre ter sido muito solícito e atencioso em todos os momentos que precisei.

Ao meu coorientador, o Prof. George Miranda, pelas diversas coisas que me ensinou durante esse período, por toda ajuda na realização desse estudo e, principalmente, pelo apoio em todos os momentos.

À Êmille, pela parceria no trabalho de campo, com quem aprendi muito, e sem a qual esse trabalho não teria sido realizado.

Ao professor Luiz Carlos Serramo Lopez, por toda atenção a mim dispensada, e pela ajuda inicial com as análises estatísticas.

À SUDEMA, por ter permitido a realização do trabalho no Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha. À Polícia Militar Ambiental, e também às embarcações “Vida Mansa” e “Beethoven”, pelas diversas caronas até o Parque, em especial ao Antônio e ao Alexandre.

Aos Professores Ronaldo Bastos Francini-Filho e Gilson Ferreira de Moura pela participação na banca de qualificação, e aos professores Arsenio José Areces-Mallea e Ronaldo Bastos Francini-Filho pela participação na banca de defesa, pelas contribuições para o aperfeiçoamento do trabalho.

Aos Professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Monitoramento Ambiental, por todo o aprendizado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa concedida.

À minha família (Mãe, Mã, Fabio e Pedro) por todo apoio, amor e carinho, não só durante o mestrado, mas durante toda a minha vida. Agradeço em especial a minha mãe, por ter me ajudado a costurar as “gaiolas” utilizadas no experimento

Ao Eduardo pelo companheirismo e por sempre me mostrar que as coisas não são tão difíceis e complicadas. Agradeço também pela ajuda na implantação de uma das fases do experimento.

Agradeço à Ieda, Isa, Gabriela e Monique pela amizade e apoio em todos os momentos bons, e também os difíceis, que passamos juntas durante esse período. Sempre lembrarei com carinho e saudade das nossas idas à Rio Tinto.

Por fim, agradeço a todos os amigos do PPGEMA e do PPGCB pela amizade e por todos os momentos que passamos juntos.

SUMÁRIO

Resumo.....	11
1.0 Introdução Geral	13
1.1 Áreas marinhas protegidas como ferramenta para a conservação	13
1.2 O Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha.....	15
1.3 Monitoramento Ambiental.....	16
2.0 Objetivos e Apresentação dos Capítulos	18
Referências Bibliográficas	19
 Capítulo 1- Avaliação dos padrões de colonização e sucessão do macrofitobentos em comunidades recifais do litoral paraibano	
Resumo.....	23
1.0 Introdução	25
2.0 Materiais e Métodos	28
2.1 Áreas de Estudo	28
2.1.1 O Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha	29
2.1.2 Picãozinho	31
2.2 Pontos de Amostragem e Implantação do Experimento	33
2.3 Monitoramento.....	34
2.4 Análise dos Dados	35
3.0 Resultados	37
3.1 Processos de Colonização e Sucessão	37
3.1.1 Areia Vermelha	37
3.1.2 Picãozinho	41
3.2 Comparações entre as Áreas de Estudo	44
3.2.1 Descritores da Estrutura das Comunidades.....	44
3.2.2 Diferenças entre os Setores.....	45
3.2.2.1 Intra-áreas.....	45
3.2.2.2 Inter-áreas.....	46
3.2.3 Diferenças entre os Períodos de Estudo	47
4.0 Discussão.....	49

4.1 Processos de Colonização e Sucessão	49
4.2 Diferenças entre os Setores.....	52
4.3 Diferenças entre as Áreas de Estudo	52
4.4 Diferenças entre os Períodos de Estudo	54
5.0 Considerações Finais	55
Referências Bibliográficas	57

Capítulo 2 - A influência da ictiofauna herbívora sobre os padrões de colonização e sucessão do macrofitobentos em ecossistemas recifais

Resumo	64
1.0 Introdução	66
2.0 Materiais e Métodos	68
2.1 Área de Estudo	68
2.2 Implantação do Experimento	70
2.3 Monitoramento	73
2.4 Censos Visuais	73
2.5 Análise dos Dados	74
2.5.1 Macrofitobêntos	74
2.5.2 Ictiofauna	75
3.0 Resultados	76
3.1 Macrofitôbentos	76
3.1.1 Composição das Espécies e Porcentagem de Cobertura.....	76
3.1.2 Similaridades entre os Tratamentos	80
3.2 Ictiofauna	81
4.0 Discussão.....	85
4.1 Composição das Espécies e Porcentagem de Cobertura do Macrofitobentos.....	85
4.2 Similaridades entre os Tratamentos e o Papel dos Herbívoros	86
5.0 Considerações Finais	89
Referências Bibliográficas	90

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1- Avaliação dos padrões de colonização e sucessão do macrofitobentos em comunidades recifais do litoral paraibano

Figura 1. Delimitação do Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha.	30
Figura 2. Vista do banco de areia, dos barcos e dos turistas no PEMAV.....	30
Figura 3. Localização da região de Picãozinho.	32
Figura 4. Visão geral das piscinas naturais de Picãozinho, com destaque para os banhistas.	32
Figura 5. Substrato artificial na região de mesolitoral.....	33
Figura 6. Nódulo artificial na região de infralitoral.....	34
Figura 7. Composição e porcentagem de cobertura dos grupos de macroalgas no setor mesolitoral de AV (período chuvoso).....	38
Figura 8. Composição e porcentagem de cobertura dos grupos de macroalgas no setor infralitoral de AV (período chuvoso).	39
Figura 9. Composição e porcentagem de cobertura dos grupos de macroalgas no setor mesolitoral de AV (período seco).	40
Figura 10. Composição e porcentagem de cobertura dos grupos de macroalgas no setor infralitoral de AV (período seco).....	40
Figura 11. Composição e porcentagem de cobertura dos grupos de macroalgas no setor infralitoral de PI (período chuvoso)	42
Figura 12. Composição e porcentagem de cobertura dos grupos de macroalgas no setor mesolitoral de Pi (período seco).	43
Figura 13. Composição e porcentagem de cobertura dos grupos de macroalgas no setor de infralitoral de PI (período seco).	43
Figura 14. Dissimilaridades entre mesolitoral e infralitoral de Areia Vermelha no período chuvoso.....	45
Figura 15. Dissimilaridades entre infralitoral de Areia Vermelha em relação ao infralitoral de Picãozinho no período chuvoso..	46
Figura 16. Dissimilaridades entre mesolitoral de Areia Vermelha em relação ao mesolitoral de Picãozinho no período seco, aos 55 dias.....	47
Figura 17. Dissimilaridades entre período chuvoso e período seco no infralitoral de Areia Vermelha, aos 60 dias.	48
Figura 18. Dissimilaridades entre período chuvoso e período seco, no infralitoral de Picãozinho, aos 30 dias.....	48

Capítulo 2 - A influência da ictiofauna herbívora sobre os padrões de colonização e sucessão do macrofitobentos em ecossistemas recifais

Figura 1. Delimitação do Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha.....	69
Figura 2. Vista das piscinas naturais do PEMAV, com a cidade de Cabedelo ao fundo.	69
Figura 3. Vista do banco de areia e das barracas comerciais.	70
Figura 4. Substrato artificial colonizado.....	71
Figura 5. Modelo da estrutura metálica utilizada no experimento.....	72
Figura 6. Modelo de prancheta utilizada para a realização dos censos.	74
Figura 7. Composição e porcentagem de cobertura das espécies de macroalgas no dos substratos artificiais no grupo controle	77
Figura 8. Composição e porcentagem de cobertura das espécies de macroalgas dos substratos artificiais das imediações da gaiola	78
Figura 9. Composição e porcentagem de cobertura das espécies de macroalgas nos substratos artificiais presentes no interior das gaiolas	79
Figura 10. Composição e porcentagem de cobertura das espécies de macroalgas no controle e tratamentos	79
Figura 11. Análise de Cluster entre a composição de macroalgas no controle e nos tratamentos.....	80
Figura 12. Abundância relativa das espécies de peixes presentes no PEMAV	82
Figura 13. Freqüência de ocorrência das espécies de peixes presentes no PEMAV.....	83
Figura 14. Categorias representadas pelas classes de tamanho das espécies amostradas no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	84
Figura 15 Categorias tróficas das espécies amostradas no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.....	84

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1- Avaliação dos padrões de colonização e sucessão do macrofitobentos em comunidades recifais do litoral paraibano

Tabela 1. Períodos (dias) das coletas de dados em Areia Vermelha e Picãozinho.....	37
Tabela 2. Descritores das comunidades nas duas localidades (período chuvoso).....	44
Tabela 3. Descritores das comunidades nas duas localidades (período seco)	44

Capítulo 2 - A influência da ictiofauna herbívora sobre os padrões de colonização e sucessão do macrofitobentos em ecossistemas recifais

Tabela 1. Lista de espécies de macroalgas presentes nos substratos artificiais	76
Tabela 2. Espécies de peixes registradas nos censos visuais realizados no PEMAV, com valores de: indivíduos (Ni), abundância relativa (AR), frequência de ocorrência (FO), variação de comprimento e grupo trófico	81
Tabela 3. Índices descritores da comunidade de peixes do PEMAV	82

RESUMO

Os recifes formam ecossistemas que apresentam grande diversidade biológica e, no entanto, têm sofrido diversos impactos, resultantes de ações antrópicas. Estes estressores antropogênicos podem promover um impacto especial sobre as comunidades bentônicas dos recifes, que quase sempre são estruturadas por organismos sésseis. Desta forma, conhecimentos a respeito da estrutura das comunidades de fitobentos têm sido utilizados como base para a avaliação de impactos ambientais em muitos ambientes marinhos. No caso dos recifes, as alterações nas concentrações de nutrientes, assim como a sobrepesca, têm sido apontados como os maiores responsáveis pelo comprometimento da estrutura desse ecossistema. Assim, diversos estudos têm sido conduzidos com o propósito de compreender melhor o papel da herbivoria e do enriquecimento de nutrientes na estrutura das comunidades de algas marinhas. Neste contexto, o presente estudo se propôs a analisar os padrões de colonização e sucessão do macrofitobentos, bem como a influência da herbivoria, em especial pela ictiofauna, sobre esses processos. Desta forma, o presente trabalho foi dividido em dois capítulos, sendo o primeiro: “Avaliação dos padrões de colonização e sucessão do macrofitobentos em comunidades recifais do litoral paraibano”. O ensaio utilizou substratos artificiais e foi conduzido dentro dos limites de uma reserva marinha (O Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha-PEMAV) e numa localidade adjacente que apresenta características bióticas semelhantes; e evidenciou que a colonização e sucessão dos diferentes grupos ao longo do tempo provavelmente está relacionada às características biológicas das espécies (ciclo de vida, estrutura morfológica e estratégias reprodutivas). Já o segundo capítulo, intitulado “A influência da ictiofauna herbívora sobre os padrões de colonização e sucessão do macrofitobentos em ecossistemas recifais”, verificou que o grupo dos herbívoros não atuou de maneira a afetar a estrutura da comunidade do macrofitobentos presente no PEMA, o que provavelmente está relacionado à degradação dos recifes costeiros paraibanos, que acaba por alterar a estrutura das comunidades ícticas e fitobentônicas.

Palavras-chave: áreas marinhas protegidas, ictiofauna recifal, macroalgas, substratos artificiais.

ABSTRACT

Reefs ecosystems have high biological diversity, but they have suffered many impacts resulting from human activities. These anthropogenic stressors may promote particular impacts on reef benthic communities, which are often structured by sessile organisms. Thus, knowledge about the community structure of phytobenthos have been used as the basis for the assessment of environmental impacts in many marine environments. In the case of reefs, changes in nutrient concentrations, as well as overfishing, have been described as the greatest responsible for the damages to the structure of this ecosystem. Thus, several studies have been conducted in order to better understand the role of herbivory and nutrient enrichment on the structure of seaweed communities. In this context, the present study was to analyze the patterns of colonization and succession of the phytobenthos, as well as the influence of herbivory, especially the reef fish on these processes. Thus, this study was divided into two chapters, the first being: "Assessment of patterns of colonization and succession of the phytobenthos in reef communities in Paraíba coast." The assay used artificial substrates, and was conducted within the boundaries of a marine reserve (Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha-PEMAV) and an adjacent location that has similar biotic characteristics; and showed that the colonization of different groups over time is probably related with biological characteristics of the species (life cycle, morphological structure and reproductive strategies). The second chapter, entitled " The influence of herbivorous fish species on patterns of colonization and succession of phytobenthos in reef ecosystems," indicates that the group of herbivores did not affect the structure of the phytobenthos community present in PEMAV, a situation which is possibly related to overfishing and degradation of the coastal reefs in Paraíba, which alter the structure of the fish and phytobenthic communities.

Key words: artificial substrates, marine protected areas, phytobenthos, reef fish.

1. Introdução Geral

Os ecossistemas marinhos e costeiros proporcionam serviços essenciais à sobrevivência humana, como a manutenção do clima, a purificação da água, o controle de inundações, a proteção costeira, a possibilidade de uso recreativo, além, obviamente, do uso dos recursos marinhos na alimentação (Schindler *et al.*, 2010; Naser, 2013).

A pesca é uma fonte fundamental de proteína e de outros nutrientes essenciais para a população mundial. Atualmente 10% das calorias consumidas pela humanidade são extraídas do mar (FAO, 2012). Além disso, a atividade pesqueira tem uma importante vertente socioeconômica; no Brasil, a pesca gera 800mil empregos, e aproximadamente 4 milhões de pessoas dependem, direta ou indiretamente desse setor (MPA, 2013).

Contudo, as atividades antrópicas têm levado a uma forte pressão sobre esses ecossistemas, relacionadas à urbanização da costa, à sobrepesca, às mudanças climáticas globais, à industrialização e ao desmatamento, o que tem causado, dentre outras coisas, mudanças na qualidade da água, como por exemplo, alterações nos padrões de sedimentação, nitrificação e contaminação por metais pesados (Owen & Lee, 2004; Pan & Wang, 2012). Dessa maneira, inúmeros trabalhos têm apontado o declínio da biodiversidade marinha e dos estoques pesqueiros (e.g. Rosa & Menezes, 1996; Hutchings & Reynolds, 2004; Amaral & Jablonski, 2005).

1.1 Áreas marinhas protegidas como ferramenta para a conservação

O número de áreas marinhas protegidas (AMPs) cresceu dramaticamente nos últimos anos, em diversos países do mundo. Essas unidades têm sido implementadas com o intuito de conservar a biodiversidade, e também como ferramenta de manejo da pesca (Berger *et al.*, 2003; Revenga & Badalamenti, 2008; Harrison *et al.*, 2012). Desta maneira, já existem na literatura registros do sucesso das reservas marinhas em recuperar estoques superexplorados, colapsados ou considerados ameaçados (Roberts & Polunin, 1993). Além disso, as reservas protegem os processos ecológicos e a estrutura genética das populações da pressão de seleção da pesca e dos processos de

exploração (Bohnsack, 1998). Ademais, essas áreas podem se tornar locais para a prática de turismo sustentável, e também contribuir significativamente para o aumento do conhecimento da ciência marinha por meio de estudos sobre biologia e ecologia das espécies (IUCN,1999).

Atualmente, têm sido apontados os benefícios que as áreas protegidas marinhas proporcionam não só para as populações de diversas espécies no seu interior, como também para as populações de ecossistemas vizinhos, atuando com fonte exportadora de indivíduos jovens e adultos, bem como de ovos e larvas, por correntes marinhas (eg. Francini-Filho & Moura, 2008; Harrison *et al.*, 2012). Desta maneira, uma prática tem se tornado comum na circunvizinhança das reservas: “fishing the line”- que consiste na concentração do esforço de pesca nos limites da reserva marinha, de modo a se beneficiar das exportações dos estoques provenientes das áreas marinhas protegidas (Revenga & Badalamenti, 2008).

Contudo, embora o número e o tamanho das áreas protegidas no mundo tenham aumentando na década passada, a diversidade de ecossistemas não está suficientemente representada nos atuais sistemas de proteção, e assim, não garantem uma adequada conservação de certos habitats, biomas e espécies ameaçadas. Ademais, na grande maioria das vezes, a escolha de áreas destinadas para a criação de reservas tem estado fortemente relacionadas às circunstâncias políticas (Berger *et al.*, 2003), e desta maneira, muitas vezes não são efetivas no que concerne à proteção da biodiversidade. No mundo, das mais de cinco mil áreas protegidas existentes, apenas 1,3 mil incluem componentes marinhos e costeiros, representando menos de 1% dos oceanos (MMA, 2010).

Diversas espécies necessitam mais de um ecossistema marinho para completar o seu ciclo de vida, no caso dos peixes recifais, por exemplo, é sabido que eles utilizam estuários, manguezais e bancos de algas marinhas em seu estágio juvenil, e os recifes de coral quando adultos (Mumby *et al.*, 2006). Assim, é imprescindível que todos os ambientes indispensáveis à realização do ciclo de vida das espécies, bem como a conexão entre eles, estejam contemplados numa rede de proteção. Desta maneira, o número das reservas

a serem estabelecidas, o tamanho, o posicionamento, assim como a conectividade entre elas, deve ser decidida com base em estudos biológicos e ecológicos a respeito das espécies, para que a proteção possa ser de fato efetiva (Mora & Sale, 2002). No Brasil, as unidades de conservação ficam a cargo do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), que foi instituído no ano de 2000, por meio da Lei no 9.985/2000, cabendo a gestão dessas unidades ao ICMBio nos casos das unidades federais, e as demais aos órgãos estaduais e municipais específicos. Essa lei também estabelece que todas as unidades de conservação devem apresentar um plano de manejo, com um zoneamento interno das atividades a serem desenvolvidas. Tal plano deve ser elaborado em até cinco anos após sua criação (MMA, 2010).

1.2 O Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha

No estado da Paraíba (Brasil), apenas quatro unidades de conservação estão inseridas no ambiente marinho, três são federais e voltadas para a conservação e uso sustentável de recursos: a Área de Proteção Ambiental Barra do Rio Mamanguape, ARIE Manguezais da Foz do Rio Mamanguape e a Reserva Extrativista Acaú-Goiana. Já a quarta foi criada pelo estado em uma área recifal de grande visitação turística: O parque Estadual Marinho de Areia Vermelha.

O Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha, localizado no município de Cabedelo, foi criado em 28 de agosto de 2000, por meio do Decreto Estadual nº 21.263 no qual Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA) ficou responsável pela implantação e gestão do Parque. A criação teve o intuito de proteger e preservar integralmente os recursos naturais do ecossistema: a coroa, os recifes, as piscinas naturais, a fauna e a flora marinhas. Assim, algumas atividades são proibidas, como lançamento de resíduos e detritos de qualquer natureza, o exercício de atividades de captura, a pesca e o extrativismo (Paraíba, 2007). No que diz respeito à fiscalização, esta fica a cargo da Polícia Militar Ambiental da Paraíba.

O local que abriga uma faixa de areia de 400 metros, aproximadamente, se mantém emersa durante os períodos de maré baixa, e contempla piscinas naturais, que são propícias ao banho e prática de snorkeling. Estas condições acabam por criar um local de grande visitação turística.

1.3 Monitoramento Ambiental

Monitoramentos ambientais permitem avaliar as respostas de populações ou ecossistemas às práticas de manejo e conservação a que estão submetidas, bem como aos impactos de fatores externos (como perda de habitat, alterações da paisagem, mudanças climáticas, dentre outros) (Mikkelsen & Cracraft, 2001), bem como são críticos para um entendimento adequado acerca dos efeitos das reservas marinhas (Francini-Filho & Moura, 2008). Além disso, um programa de monitoramento pode dar suporte a processos de tomada de decisão, políticas públicas e ações de manejo com base em informação consistente sobre as populações, ecossistemas e suas tendências.

Assim sendo, o monitoramento de diferentes grupos marinhos como bioindicadores de qualidade ambiental se apresenta como um método bastante útil para avaliar alterações ambientais e ecológicas (Falcão *et al.*, 2008), como por exemplo, a diversidade e riqueza de espécies, características comportamentais, interações entre diferentes grupos, entre outros aspectos. Desta forma, é evidente que o primeiro estágio para conservar a biodiversidade é mapeá-la e medi-la (Margules & Pressey 2000).

No que diz respeito ao monitoramento ambiental, as algas bentônicas são um bom modelo para isso, visto que ocupam uma posição central em ecossistemas aquáticos na interface dos componentes químico-físicos e bióticos da cadeia alimentar. Este é um elo crítico nos ecossistemas aquáticos, e perturbações neste link podem influenciar profundamente o restante da comunidade aquática (McCormick & Cairns, 1994). Além disso, algas bentônicas são organismos sésseis, e desta forma, não podem evitar potenciais poluentes através de meios de migração. Comunidades de algas bentônicas geralmente são ricas em espécies, já que poucos centímetros quadrados de substrato podem apoiar mais de 100 espécies diferentes de

algas (Lowe & Pan, 1996). Assim, a totalidade do conjunto representa um sistema rico em informações para o monitoramento ambiental. Além do mais, as algas têm ciclos de vida relativamente curtos, o que permite uma rápida resposta a mudanças nas condições ambientais. (Lowe & Pan, 1996).

Outro método que se apresenta como uma ferramenta útil em estudos de monitoramento ambiental de organismos bentônicos são substratos artificiais. De acordo com *The European Artificial Reef Research Network* (EARRN, *apud* Blaine, 2001), substratos artificiais são estruturas submergidas que simulam algumas das características dos recifes naturais. Os sistemas de recifes artificiais são normalmente desenvolvidos para a exploração de peixes, para proteger as zonas marinhas da pesca ilegal e, mais recentemente, para a preservação e reabilitação dos habitats naturais (Pickering *et al.*, 1998). Tal abordagem baseia-se no comportamento de muitos destes organismos, como por exemplo, a sua afinidade por estruturas físicas (Levin *et al.*, 1993; Carr *et al.*, 1994).

Ao se comparar o uso de substratos artificiais com outros métodos, este demonstra grande utilidade, visto que é um método não destrutivo, de baixo custo, que pode ser usado para monitorar múltiplos locais, em diferentes profundidades simultaneamente, ao mesmo tempo em que permite recolher e identificar o material recrutado de um modo mais eficiente fora da água (Ferreira, 2008).

2. Objetivos e apresentação dos capítulos

O objetivo deste estudo é analisar os padrões de colonização e sucessão do macrofitobentos em áreas marinhas sob diferentes regimes de proteção, por meio de ensaios utilizando substratos artificiais, bem como a influência da herbivoria, em especial pela ictiofauna, sobre esses processos.

Assim sendo, o trabalho foi dividido em dois capítulos, sendo o primeiro: Avaliação dos padrões de colonização e sucessão do macrofitobentos em comunidades recifais do litoral paraibano, que tem por objetivo levantar dados a respeito dos padrões de colonização e sucessão das espécies de algas dentro dos limites de uma reserva marinha (O Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha) e numa localidade adjacente que apresenta características bióticas semelhantes. Já o segundo capítulo, intitulado “A influência da ictoufauna herbívora sobre os padrões de colonização e sucessão do macrofitobentos em ecossistemas recifais”, tem como objetivo o levantamento de dados a respeito do papel da ictiofauna na estruturação da comunidade de algas em ecossistemas recifais.

Referências Bibliográficas

- AMARAL, A.C.Z. & JABLONSKI, S. 2005. Conservação da biodiversidade marinha e costeira no Brasil. *Megadiversidade* 1: 43-51.
- BEGER M.; JONES; G.P. & Munday P.L. 2003. Conservation of coral reef biodiversity: a comparison of reserve selection procedures for corals and fishes. *Biological Conservation*. 111: 53-62.
- BLANE, M. 2001. Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. *Ocean & Coastal Management* 44: 241–259.
- BRASIL. 1997. *Diretrizes Ambientais para o Setor Pesqueiro. Diagnóstico e Diretrizes para a Pesca Marítima*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 124p.
- BOHNSACK, J.A. 1998. Application of marine reserves to reef fisheries management. *Australian Journal of Ecology* 23: 298-304.
- CARR, M.H. 1994. Effects of macroalgal dynamics on recruitment of a temperate reef fish. *Ecology* 75 (5): 1320–1333.
- FAO <www.fao.org.br/> Acesso em 3 de outubro de 2012.
- FERREIRA, M.S.M.G.G. 2008. *Colonização de substratos artificiais em ambiente marinho*. Mestrado em Ecologia, Biodiversidade e Gestão de Ecossistemas, Departamento de Biologia. Universidade de Aveiro, 30p.
- FRANCINI-FILHO, R.B. & MOURA, R.L. 2008. Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: an evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. *Fisheries Research* 93: 346-356.
- HARRISON, H.B.; WILLIAMSON, D.H.; EVANS, R.D.; ALMANY, G.R.; THORROLD, S.R.; RUSS, G.R.; FELDHEIM, K.A.; HERWERDEN, L.; PLANES, S.; SRINIVASAN, M.; BERUMEN, M.L.; JONES, G.P. 2012. Larval Export from Marine Reserves and the Recruitment Benefit for Fish and Fisheries. *Current Biology* 22: 1-6.
- HUTCHINGS, J.A. & REYNOLDS, J.D. 2004. Marine fish population collapses: consequences for recovery and extinction risk. *BioScience* 54: 297–309.
- IUCN. 1999. *Guidelines for Marine Protected Areas*. Edited and coordinated by Graeme Kelleher. World Commission on Protected Areas, Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 3.

- LEVIN, P.S. 1993. Habitat structure, conspecific presence and spatial variation in the recruitment of a temperate reef fish. *Oecologia* 94 (2): 176– 185.
- LOWE, R.L. & PAN, Y. 1996. Benthic algal communities as biological monitors. *In Algal ecology: freshwater benthic ecosystems* (R.J. Stevenson, M.L. Bothwell & R.L. Lowe, eds.). Academic Press, San Diego, p.705-739.
- MARGULES, C.R. & PRESSEY, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-53.
- MCCORMICK, P.V. & CAIRNS, J. 1994. Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology* 6 (5-6): 509-526.
- MIKKELSEN, P. M., & CRACRAFT, J. 2001. Marine biodiversity and the need for systematic inventory. Proceedings of the International Conference on Scientific Aspects of Coral Reef Assessment, Monitoring, and Restoration [National Coral Reef Institute], Ft. Lauderdale, Florida, April 14-16, 1999, James Darwin Thomas, ed. *Bulletin of Marine Science*, 69(2): 525-534.
- MMA. 2010. *Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos no Brasil*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 148p.
- MORA, C. & SALE, P.F. 2002. Are populations of coral reef fish open or closed? *Trends in Ecology & Evolution* 17(9):422-428.
- MPA < www.mpa.gov.br > Acesso em 29 de dezembro de 2013.
- MUMBY, P.J. 2006. Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. *Biological Conservation* 128: 215-222.
- NASER, H. A. 2013. Assessment and management of heavy metal pollution in the marine environment of the Arabian Gulf: A review. *Marine Pollution Bulletin* 72: 6–13.
- NOVA, D.A.V. 2010. *O uso de habitats dos peixes recifais e suas implicações para o funcionamento e design de áreas marinhas protegidas no Brasil*. Mestrado em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas. Universidade Federal do Paraná. 50p.
- OWEN, R.B. & LEE, R. 2004. Human impacts on organic matter sedimentation in a proximal shelf setting, Hong Kong. *Continental Shelf Research* 24: 583–602.
- PAN, K. & WANG, W.X. 2012. Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China. *Science of the Total Environment* 421–422: 3–16.
- PARAÍBA. Superintendência de Administração do Meio Ambiente. Portaria nº

002/2007, de 24 de janeiro de 2007. Dispõe sobre o Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha. Unidade de Conservação criada pelo Decreto Estadual nº 21.263, de 28 de agosto de 2000. Diário Oficial do Estado da Paraíba. João Pessoa, 24 de janeiro de 2007. n. 13426. p.4.

REVENGA S. & BADALAMENTI F. 2008. Management of marine protected areas for fisheries in the Mediterranean. *Options Méditerranéennes* 62: 107-111.

PICKERING, H.; WITHMARSH, D.; JENSEN, A. 1998. Artificial reefs as a tool to aid rehabilitation of coastal ecosystems: investigating the potential. *Reef Design and Materials Workshop*, Southampton, 16 pp.

ROBERTS, C.M. & POLUNIN, N.V.C.1993. Marine Reserves: Simple Solutions to Managing Complex Fisheries?. *AMBIO* 22 (6): 363-368.

ROSA, R.S. & MENEZES, N.A. 1996. Relação preliminar das espécies de peixes (Pisces, Elasmobranchii, Actinopterygii) ameaçadas no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 13(3): 647-667.

SCHINDLER, D. E. ; HILBORN, R. ; CHASCO, B. ; BOATRIGHT, C. P. ; QUINN, T. P. ; ROGERS, L. A. ; WEBSTER, M. S. 2010. Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. *Nature*: 465: 609-612.

Capítulo I

**Avaliação dos padrões de
colonização e sucessão do
macrofitobentos em comunidades
recifais do litoral paraibano**

Capítulo 1: Avaliação dos padrões de colonização e sucessão do macrofitobentos em comunidades recifais do litoral paraibano

Resumo

Os recifes formam ecossistemas que apresentam grande diversidade biológica e, no entanto, têm sofrido diversos impactos, resultantes de ações antrópicas. Estes estressores antropogênicos podem promover um impacto especial sobre as comunidades bentônicas dos recifes, que quase sempre são estruturadas por organismos sésseis. Desta forma, conhecimentos a respeito da estrutura das comunidades de fitobentos têm sido utilizados como base para a avaliação de impactos ambientais em muitos ambientes marinhos. Assim sendo, o objetivo do presente estudo foi obter dados a respeito dos processos de colonização e sucessão de comunidades de macrofitobentos, em diferentes regimes pluviométricos (período seco e chuvoso), em setores distintos (mesolitoral e infralitoral), e em locais submetidos a diferentes status de proteção: O Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha e a região de Picãozinho. Para tal, foram conduzidos experimentos utilizando substratos artificiais, que foram colonizados por diferentes espécies de macroalgas. Em cada área de estudo foram implantados 30 nódulos artificiais nos diferentes setores, em cada um dos períodos. O monitoramento foi realizado por meio de registro fotográfico quinzenal dos substratos, ao longo do tempo (6 meses). Os resultados indicaram a colonização inicial por *Ulva*, *Peyssonelia*, e pelo grupo das diatomáceas, sendo que posteriormente foi verificada a presença de *Caulerpa*, *Dictyota*, *Dictyopteris* e *Jania*. A colonização dos diferentes grupos ao longo do tempo provavelmente está relacionada às características biológicas das espécies (ciclo de vida, estrutura morfológica e estratégias reprodutivas). Observou-se também que o setor infralitoral apresentou colonização por maior número de gêneros e/ou maior porcentagem de cobertura de alguns deles, o que certamente está associado aos atributos intrínsecos das espécies em lidar com características ambientais, como por exemplo, dissecação e ação das ondas. Foi constatado também que a colonização ocorreu de forma mais rápida durante o período seco, o que pode ter relação com a sazonalidade de reprodução e crescimento de espécies, além de fatores relacionados ao ambiente (precipitação e transparência da água). Por fim, constatou-se uma maior diversidade na região de Picãozinho, em relação à Areia Vermelha, o que provavelmente está associado às diferentes características bióticas e abióticas das localidades do estudo.

Abstract

Reefs ecosystems have high biological diversity, but they have suffered many impacts resulting from human activities. These anthropogenic stressors may promote particular impacts on reef benthic communities, which are often structured by sessile organisms. Thus, knowledge about the community structure of phytobenthos have been used as the basis for the assessment of environmental impacts in many marine environments. Therefore, the aim of this study was to obtain data about the processes of colonization and succession of communities of phytobenthos in different rainfall regimes (dry and rainy seasons) in different sectors (mesolittoral and subtidal), and locations subjected to different protection status: Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha and the Picãozinho region. To this end, experiments were conducted using artificial substrates that were colonized by different species of seaweeds. In each study area were implanted 30 artificial nodules in different sectors, in each of the periods (dry and rainy seasons). The monitoring was performed by means of biweekly photographic recording of substrates over time (6 months). The results indicated the initial colonization by *Ulva*, *Peyssonelia*, and the group of diatoms, and was later verified the presence of *Caulerpa*, *Dictyota*, *Dictyopteris* and *Jania*. The colonization of different groups over time is probably related with biological characteristics of the species (life cycle, morphological structure and reproductive strategies). It was also noted that the subtidal has been colonized by the largest number of genera and / or higher percentage coverage of some of them, which is certainly associated with the intrinsic attributes of species to cope with environmental characteristics, such as dissection and wave action. It was also found that colonization occurred more quickly during the dry season, which may be related to the seasonality of reproduction and growth of species, as well as factors related to the environment (precipitation and water transparency). Finally, we found a greater diversity in the region of Picãozinho in relation to Areia Vermelha, which is probably related to different biotic and abiotic characteristics of the study sites.

1. Introdução

Sabe-se que os recifes são ecossistemas com grande diversidade biológica e importância do ponto de vista ecológico. Eles são também imprescindíveis no aspecto econômico-social, já que contemplam recursos importantes para a população humana, e assim, contribuem para a subsistência de várias comunidades tradicionais (Prates, 2006).

Hoje se estima que os habitats de recifes de coral cobrem aproximadamente 0,2% do fundo do oceano; porém, eles são altamente diversos e abrigam cerca de 25% de todas as espécies marinhas. (Roberts *et al.*, 2002). Embora os recifes do Atlântico Sul apresentem uma diversidade relativamente baixa, eles abrangem um número representativo de espécies endêmicas de diversos táxons (Moura, 2000), ficando, desta forma, evidente a importância de se conservar esses ecossistemas.

No Brasil, comunidades recifais coralíneas estão presentes desde o Parcel de Manuel Luís (MA) até os recifes de Viçosa, na área de Abrolhos, além de ilhas oceânicas, como Atol das Rocas e Fernando de Noronha (Ferreira & Maida, 2006). No Estado da Paraíba, especificamente, ambientes recifais rasos ocorrem no litoral norte, nas proximidades da desembocadura do rio Mamanguape e próximo à cidade da Baía da Traição, bem como, ao sul do estuário do rio Paraíba, até os limites com o vizinho estado de Pernambuco (Costa *et al.*, 2007). Quando comparados aos recifes do sudeste do Brasil, os recifes nordestinos são muito diversos e de grande importância ecológica e econômica (Rocha *et al.*, 1998). Todavia, esses ecossistemas têm sofrido diversos impactos, resultantes de ações antrópicas, como urbanização da costa, industrialização e desmatamento. Além disso, segundo Souza *et al.* (2007), os recifes paraibanos são tradicionalmente explorados pelo turismo, pesca artesanal, coletas de algas e, recentemente, o cultivo de espécies de algas marinhas comercialmente importantes. Assim, essas comunidades recifais paraibanas estão submetidas aos efeitos sinérgicos de todos esses impactos.

Estes estressores antropogênicos, por sua vez, podem promover um impacto especial sobre as comunidades bentônicas, que quase sempre são

estruturadas por organismos sésseis. Tais impactos podem resultar na redução do número de espécies, bem como na abundância de produtores primários, com conseqüente simplificação da estrutura da comunidade. Este fato, por sua vez, pode levar a um eventual aumento da abundância de táxons oportunistas com elevada capacidade de reprodução e de tolerância (Martins *et al.*, 2012). Neste contexto, em diversos recifes do mundo tem sido constatado um processo conhecido por “mudança de fase”, que ocorre quando a cobertura de coral é reduzida em favor da dominância de macroalgas, e a resistência (que é a capacidade dos recifes de absorver perturbações e reconstruir sistemas dominados por coral) (Hughes *et al.*, 2007) é retardada por causa dos processos ecológicos e/ou condições ambientais a que esses sistemas estão submetidos (Mc Manus & Polsenberg, 2004).

Desta forma, conhecimentos a respeito da estrutura das comunidades de fitobentos, incluindo seus aspectos qualitativos, têm sido utilizados como base para a avaliação de impactos ambientais em muitos ambientes marinhos (Liu *et al.*, 2007). Assim, algumas espécies de algas têm sido usadas como indicador de qualidade ambiental, quer pela sua sensibilidade, ou por sua tolerância a diversos tipos de poluentes (eg. Ostapczuk *et al.*, 1997; Muse, 1999).

Além disso, já foi reportada na literatura a ligação entre a proporção de espécies perenes e espécies oportunistas relacionadas à situação ecológica dos ecossistemas (eg.; Krause-Jensen *et al.*, 2007; Guinda *et al.*, 2008). Assim sendo, a presença de espécies sensíveis, isto é, aquelas suscetíveis à poluição, e principalmente k estrategistas, indica um ambiente preservado, enquanto que o domínio de espécies oportunistas, ou r estrategistas é um indicador de baixa qualidade ecológica (Martins *et al.*, 2012), ou de maior frequência de distúrbios naturais.

Uma vez que, após a ocorrência de algum tipo de distúrbio, as comunidades aquáticas são frequentemente expostas a espécies recém-chegadas ao ambiente, o estabelecimento destas em longo prazo está relacionado ao seu sucesso reprodutivo e/ou seu crescimento. Assim, o curso

da sucessão da comunidade pode ser alterado, por meio de interações positivas ou negativas com as espécies residentes (Connell & Slatyer, 1977).

Segundo Cifuentes *et al.* (2010), o fato de chegar primeiramente a um espaço aberto, confere vantagens aos colonizadores primários, especialmente para espécies pioneiras oportunistas, que muitas vezes são concorrentes fracas, que normalmente exploram substratos abertos por um breve período de tempo. Assim, a chegada e o estabelecimento de uma espécie colonizadora no ambiente marinho bentônico pode, portanto, ter uma forte influência sobre a diversidade e a estrutura das comunidades maduras (Sutherland & Karlson, 1977).

Durante o curso da sucessão, algumas espécies podem espalhar-se por reprodução assexuada, ou crescimento lateral, o que conduz à exclusão competitiva de vizinhos ou colonizadores novos. Segundo Cifuentes *et al.* (2010), as interações competitivas entre os colonizadores são mais importantes na determinação da sucessão de comunidades incrustantes que agentes externos (fatores abióticos), quando comparados a comunidades em avançados estágios sucessionais (Connell & Slatyer, 1977).

Em relação às espécies de algas marinhas, a trajetória sucessional esperada para essas comunidades em recifes de corais geralmente é a formação de um biofilme composto por material orgânico e microrganismos, que desempenha um papel crucial (Park *et al.*, 2011), posterior colonização por microalgas, depois a chegada de turf de algas, seguidas das coralíneas incrustantes, espécies de macroalgas carnosas, e por fim, algas foliares calcificadas eretas (Ceccarelli *et al.*, 2011). Contudo, o processo de sucessão em comunidades varia grandemente no espaço e no tempo. Tal fato está relacionado às características dos regimes de perturbação, à vulnerabilidade intrínseca que os organismos residentes apresentam à perturbação, à história de vida das espécies envolvidas e também às interações ecológicas que existem entre as diferentes espécies (Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1993; Hay, 1997).

Neste contexto, torna-se evidente a importância dos processos de colonização e os possíveis cursos de sucessão das comunidades de

macroalgas bentônicas em determinar, ou pelo menos influenciar fortemente, a estrutura de comunidades recifais maduras. Desta maneira, as perguntas que surgiram no decorrer deste trabalho foram as seguintes: como se dá o processo de colonização e sucessão do macrofitobentos em comunidades recifais? Como as diferenças temporais influenciam esses processos? E como as diferenças nos graus de exposição aérea durante os períodos de baixa-mar a que determinadas espécies estão submetidas interferem nesses processos?

No que se refere ao objetivo do estudo, este foi o de levantar dados a respeito dos processos de colonização e sucessão de comunidades de macrofitobentos, em diferentes regimes pluviométricos (período seco e período chuvoso) em duas áreas distintas submetidas a diferentes graus de exposição aérea durante os períodos de maré baixa (mesolitoral e infralitoral). Pretende-se assim caracterizar os padrões de colonização e sucessão do macrobentos dentro dos limites de uma unidade de conservação marinha (o Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha) e numa localidade adjacente, sem o status de área protegida.

2. Materiais e Métodos

2.1 Áreas de Estudo

As formações recifais brasileiras incluem algumas estruturas que não são recifes de corais verdadeiros (Maida e Ferreira, 1997). As estruturas recifais da costa paraibana apresentam origem abiogênica e são formadas pela litificação da areia da praia, por meio da cimentação calcárea ou por precipitação de óxido de ferro, e sobre essa base arenítica encontra-se uma porção biogênica, que é resultante do crescimento e associação de colônias de corais, algas calcárias, foraminíferos, vermetídeos e briozoários (Vuelta, 2000). Na Paraíba, a grande maioria dos recifes naturais se encontra em profundidades menores que 40m e apresenta formato alongado, alinhados paralelamente à linha da costa (Rocha *et al.*, 1998). É importante destacar que formações recifais coralíneas de origem biogênica, foram verificadas em

algumas estruturas recifais do litoral paraibano (Branner, 1904 *apud* Vuelta, 2000).

2.1.1 O Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha

O Parque Estadual Marinho Areia (PEMAV) foi criado em 28 de agosto de 2000, por meio do Decreto Estadual nº 21.263, no qual Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA) ficou responsável pela sua implantação e gestão. O PEMA (7° 0'42.50"S 37°49'1.71"O) que está localizado no município de Cabedelo, apresenta 3 km de extensão e dista aproximadamente 1 km da praia de Camboinha (Fig. 1).

O parque é formado por um banco de areia principal, a Ilha de Areia Vermelha e por um banco menor e mais ao norte, Areia Dourada, que ficam emersos durante os períodos de maré baixa, além de uma porção marinha que contempla formações recifais e piscinas naturais. Essas condições acabaram por tornar o local uma área de grande visitação turística (Fig. 2).

Segundo Querino (2011), embora não existam estudos geológicos no PEMA, acredita-se que sua estrutura recifal seja formada por base arenítica, visto que é a mais comum nos recifes paraibanos. Além disso, a formação recifal também é composta por corais zooxantelados, algas calcáreas incrustantes e rodólitos (Gondim *et al.*, 2011). O recife apresenta uma formação contínua, algumas vezes interrompida por grandes fendas onde se formam piscinas naturais, que apresentam profundidades que variam desde poucos centímetros até 4 m (Dias *et al.*, 2001).

As espécies mais comuns de macroalgas que compõem a comunidade bêntica da área de estudo são as seguintes: *Hypnea musciformis*, *Acanthophora spicifera*, *Padina spp.*, *Sargassum spp.*, *Gracilaria ferox*, *Occhodes secundiramea*, *Caulerpa racemosa*, *Halimeda opuntia*, *Gracilaria sp.* e *Dictyopteris delicatula* (Dias *et al.*, 2001).

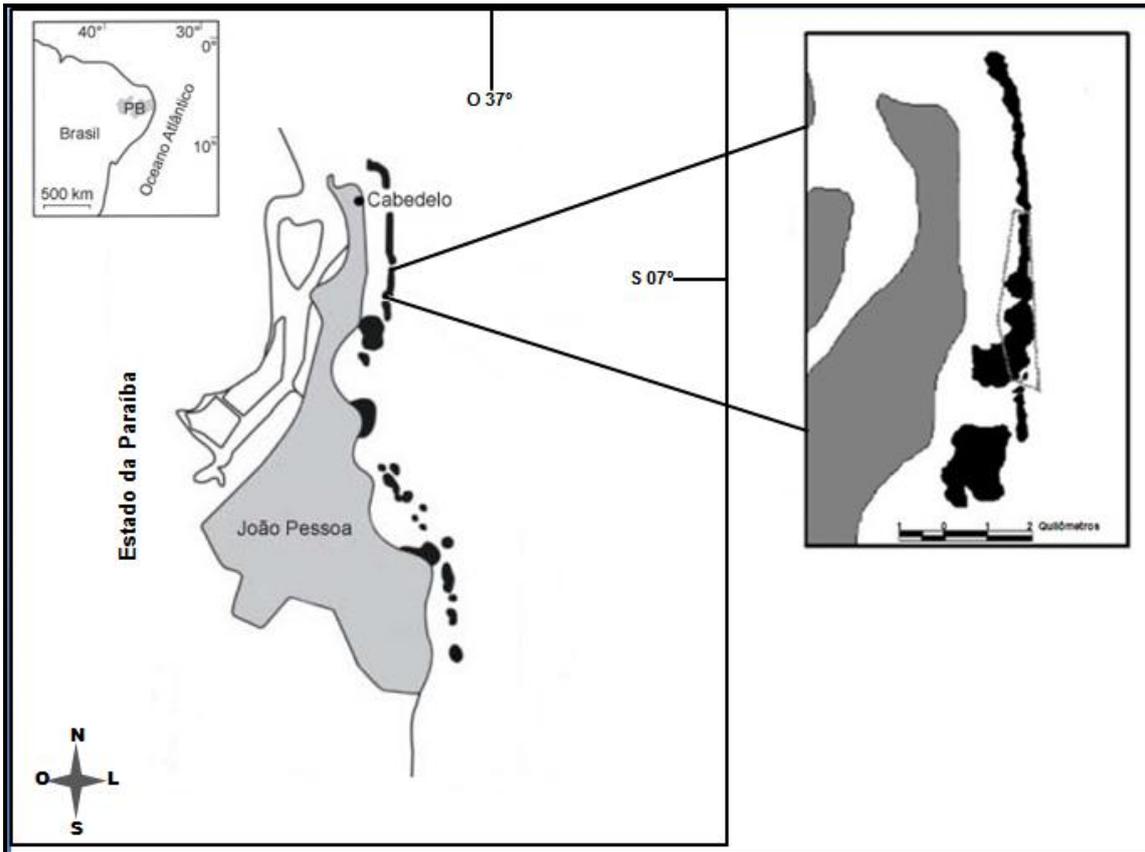


Fig 1. Delimitação do Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha. Fonte: Modificado de Gondim *et al.*, 2011.



Fig 2. Vista do banco de areia, dos barcos e dos turistas no PEMAV. Foto: Êmille Barbosa.

2.1.2 Picãozinho

A outra área de estudo é o recife de Picãozinho (7° 7'2.32"S 34°48'33.11"O), que se localiza na cidade de João Pessoa, abrange uma área de aproximadamente 300 metros de comprimento por 150m de largura, e dista 1.500m da Praia de Tambaú (Fig. 3). Assim como o PMAV, a área apresenta piscinas naturais de formação recifal, que se tornam disponíveis para banho e prática de mergulho durante os períodos de maré baixa. O local é um dos principais destinos turísticos do estado da Paraíba (Fig. 4).

Até aproximadamente o ano de 1988, a ida até o recife de Picãozinho era realizada, na grande maioria das vezes por pescadores locais, para a realização de passeios em família, pesca artesanal e limpeza de barcos e de motores (Bem, 2008). Contudo, no início dos anos de 1990 o local tornou-se área de interesse turístico, e desta maneira, passou a ser explorado por embarcações comerciais. Atualmente atividades de recreação na região são responsáveis por diversos impactos ambientais, relacionados à movimentação e ancoragem das embarcações, pisoteio dos recifes pelos turistas, alimentação da fauna pelos banhistas, lixo, entre outros (Vuelta, 2000). Segundo Debeus (2008), até o ano 2006 era comum a alimentação artificial dos peixes, entretanto, depois de campanhas educativas, essa prática foi quase eliminada.

A formação recifal de Picãozinho apresenta forma retangular, com profundidades máximas de 6 m e uma amplitude de maré de 2,7 m. (Souza *et al.*, 2007). A estrutura recifal é caracterizada por manchas grandes, separadas por piscinas internas e canais de água de pequeno porte. Durante marés mais baixas uma grande porção do recife emerge, expondo os organismos bentônicos que vivem dentro dessas áreas (Souza *et al.*, 2007).

Em relação à composição das comunidades bentônicas da região, segundo Martins *et al.* (2005), os recifes de Picãozinho apresentam dominância de macroalgas do gênero *Amphiroa* e *Gelidiella* na região de mesolitoral, e de *Sargassum* e *Halimeda* no infralitoral.

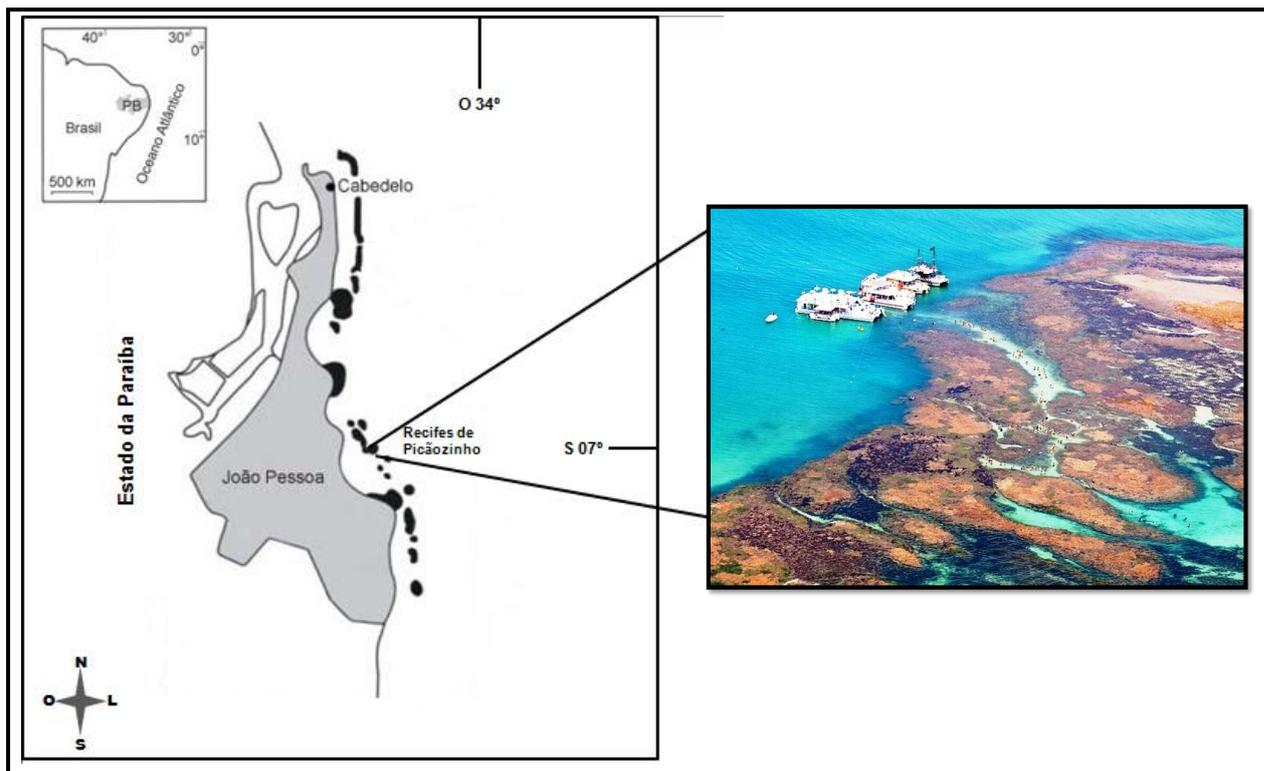


Fig 3. Localização da região de Picãozinho. Foto: Alessandro Potter. Fonte: Modificado de Gondim *et al.*, 2011.



Fig 4. Visão geral das piscinas naturais de Picãozinho, com destaque para os banhistas. Foto: Êmille Barbosa.

2.2 Pontos de Amostragem e Implantação do Experimento

Para que a implantação do experimento e as atividades de pesquisa fossem realizadas dentro dos limites do parque, foi solicitada autorização junto ao órgão responsável pela administração de Areia Vermelha – a Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA).

Nas duas áreas de estudo - Areia Vermelha (AV) e Picãozinho (PI) foram selecionados dois setores para estudo: a região de infralitoral, que permanece permanentemente submersa e a região de mesolitoral, que fica submersa durante a maré alta e exposta durante a maré baixa. Esses locais foram escolhidos com o intuito de mensurar possíveis diferenças nos padrões de colonização e sucessão das espécies de macroalgas, que estejam relacionadas ao grau de exposição aérea durante a baixa mar.

Em cada um dos setores (mesolitoral e infralitoral) foram instaladas 30 estruturas confeccionadas com cimento – denominadas nódulos - com aproximadamente 20cm de diâmetro x 10cm de altura (Fig. 5 e Fig. 6). Estes nódulos atuaram como substratos artificiais (SA) ao serem colonizados pelas diferentes espécies de organismos bentônicos, em especial as espécies de algas.



Fig 5. Substrato artificial na região de mesolitoral. Foto: Êmille Barbosa.



Fig 6. Nódulo artificial na região de infralitoral. Foto: George Miranda.

O experimento teve início em julho de 2012 (período chuvoso) e duração de 6 meses (de julho a dezembro de 2012). Para avaliar possíveis efeitos temporais no processo de colonização e sucessão da comunidade bêntica nos substratos, após três meses (outubro de 2012-período seco) outros 60 nódulos foram instalados nas áreas de estudo, seguindo a mesma metodologia já descrita. Em relação à precipitação pluviométrica, o ano de 2012 apresentou valores mensais de: 279,3mm (jul), 45,3mm (ago), 36,7mm (set), 30,5mm (out), 0,1mm (nov) e 5,6mm (dez) (AESA, 2012).

2.3 Monitoramento

A chegada até o local de estudo foi realizada por meio de barco particular, ou com o auxílio da embarcação da Polícia Ambiental e das embarcações comerciais.

O monitoramento dos substratos artificiais, no que diz respeito à colonização e sucessão pelas diferentes espécies de macroalgas, ocorreu *in situ*, a cada quinze dias, em período de maré baixa (inferior a 0.4), durante todo o período do experimento (ou seja, seis meses). Em cada dia de

monitoramento foi realizado o registro fotográfico digital de 5 substratos artificiais, escolhidos aleatoriamente, em cada um dos locais (mesolitoral e infralitoral), nas duas áreas de estudo (Areia Vermelha e Picãozinho).

As fotos digitais foram analisadas com o programa *Coral Point Count with Excel extensions* (Kohler & Gill, 2006), de modo a avaliar a cobertura relativa das diferentes espécies de macroalgas presentes nos substratos. A vantagem desse método está no fato de que ele permite a aquisição de dados sobre os organismos bentônicos sem danos ao ambiente, já que não há remoção de material biológico. No prosseguimento, para cada foto inserida no programa, foram sorteados 25 pontos aleatórios para a identificação dos organismos. Assim, posteriormente o programa gerou dados a respeito da composição de espécies e cobertura relativa de cada uma delas, e estes foram armazenadas em planilhas do programa Excel.

2.4 Análise dos Dados

A análise dos registros fotográficos dos substratos artificiais nos períodos iniciais de colonização, na maior parte das vezes não permitiu a identificação dos organismos ao nível taxonômico de espécie. Desta maneira, de modo a evitar possíveis equívocos no agrupamento dos organismos em espécies, optou-se por usar como unidade taxonômica o nível de gênero. Além disso, foi estabelecido o grupo das “Diatomáceas”.

Assim sendo, nas análises a respeito dos descritores da estrutura das comunidades (riqueza, diversidade e equitabilidade) houve uma adaptação, na qual a unidade utilizada foi número de gêneros, e não de espécies. Desta forma, de modo a caracterizar a estrutura das comunidades e possibilitar eventuais comparações foram utilizados índices de alguns descritores ambientais. O índice de diversidade utilizado foi o de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1963): $H' = -\sum_{i=1}^n [(n_i/n) \ln(n_i/n)]$, onde: “ n_i ” é o número de indivíduos pertencentes à espécie “ i ”, e “ n ” é o número total de indivíduos na amostra. Para a riqueza de espécies foi escolhido o índice de Margalef (Margalef, 1969): $R = S - 1 / \ln(n)$, onde: “ S ” representa o número total de espécies registradas e “ n ”, o número total de indivíduos. Utilizou-se ainda o índice de

equitabilidade de Pielou (Pielou, 1975): $E=H'/\ln(S)$, onde: “H” representada a diversidade e “S”, o número total de espécies registradas. Para verificar possíveis diferenças em relação aos descritores nas diferentes áreas de estudo, os índices utilizados foram submetidos a testes de Kruskal Wallis.

Utilizaram-se dados a respeito da composição e porcentagem de cobertura média dos diferentes gêneros de macroalgas para descrever o processo de colonização e sucessão ao longo do tempo (dias) para os diferentes setores das áreas de estudo.

Posteriormente, esses mesmos dados foram utilizados para verificar possíveis diferenças entre os setores (mesolitoral e infralitoral) e períodos (seco e chuvoso), tanto dentro das áreas de estudo como também entre elas. Para isso foram realizadas análises de similaridades (ANOSIM) com um padrão de 9999 permutações. Foram também feitas análises de similaridades do tipo SIMPER, de modo a constatar a porcentagem de dissimilaridade entre os grupos, bem como para avaliar quais dos gêneros de macroalgas mais contribuíram para as diferenças encontradas. Ordenações por escalonamento multidimensional não métrico (MDS) também foram realizadas, de modo a tornar mais fácil o entendimento acerca das diferenças verificadas. Todas as análises de similaridades foram feitas a partir do índice de similaridade de Bray-Curtis. A totalidade das análises foi realizada no programa Past (versão 2.14).

Durante o monitoramento do experimento, por conta da maré alta não foi possível chegar até a região do mesolitoral de Areia Vermelha em algumas datas. Sendo assim, o registro fotográfico dos nódulos não pôde ser realizado, por motivos de segurança. Dessa forma, em todas as análises de comparações entre os setores e áreas, estas foram feitas utilizando-se somente os dados que apresentavam períodos (dias) correspondentes entre os grupos analisados (Tab. 1).

Tabela 1. Períodos das coletas de dados em Areia Vermelha e Picãozinho

Areia Vermelha				Picãozinho		
Período Chuvoso		Período Seco		Período Chuvoso	Período Seco	
Mesolitoral	Infralitoral	Mesolitoral	Infralitoral	Infralitoral	Mesolitoral	Infralitoral
15 dias	30 dias	10 dias	10 dias	15 dias	25 dias	25 dias
60 dias	60 dias	25 dias	25 dias	30 dias	40 dias	40 dias
90 dias	90 dias	40 dias	55 dias	45 dias	55 dias	55 dias
105 dias	105 dias	55 dias	70 dias	60 dias	70 dias	70 dias
120 dias	120 dias		100 dias	90 dias	100 dias	100 dias
135 dias	135 dias			120 dias		
150 dias	150 dias			135 dias		
	165 dias			150 dias		
	195 dias			165 dias		
				195 dias		

3. Resultados

3.1 Processos de Colonização e Sucessão

3.1.1 Areia Vermelha

Período Chuvoso

No setor de mesolitoral, a presença do gênero *Ulva* foi constatada após 60 dias do início do experimento, permanecendo durante todo o período: 90 dias, 105 dias, 120 dias, 135 dias e 150 dias, com a porcentagem de cobertura igual a: 45%, 30%, 62%, 43%, 42% e 65%, respectivamente. *Caulerpa* foi verificada em pequenas proporções nos dias 135 (1%) e 150 (2%). Já o grupo das Diatomáceas se fez presente nos períodos de 90 dias e 150 dias, com cobertura de 5% e 1%, respectivamente (Fig. 7).

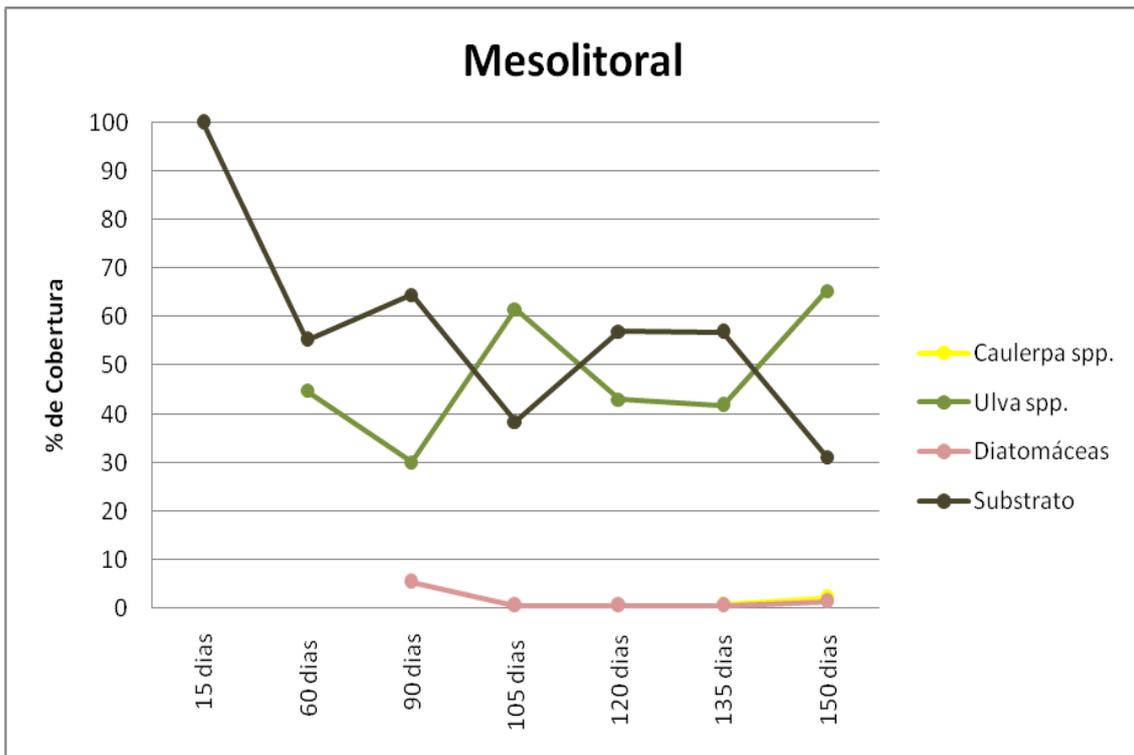


Fig 7. Composição e porcentagem de cobertura dos grupos de macroalgas no setor mesolitoral de AV (período chuvoso).

No infralitoral, depois de decorridos 30 dias, foi registrada a presença de macroalgas do gênero *Ulva* (33,6%), que apresentou um aumento significativo de cobertura entre o período de 60 a 150 dias, e uma posterior diminuição entre os dias 150 e 195. *Dictyota* foi verificada em pequenas proporções (1,5 % e 4,5%), nos períodos de 150 e 165 dias. Já a colonização por *Peyssonelia* foi registrada após 60 dias e apresentou uma diminuição dos 60 aos 90 dias, depois houve um aumento dos 90 aos 135 dias, novamente uma diminuição dos 135 aos 150 dias e finalizando, um aumento aos 165 dias. *Jania* esteve presente aos 120 dias, e posteriormente voltou a ser verificada aos 150 onde apresentou um aumento até 195 dias. Finalizando, o grupo das Diatomáceas esteve presente aos 60 e 90 dias, com porcentagens inferiores a 4% (Fig. 8).

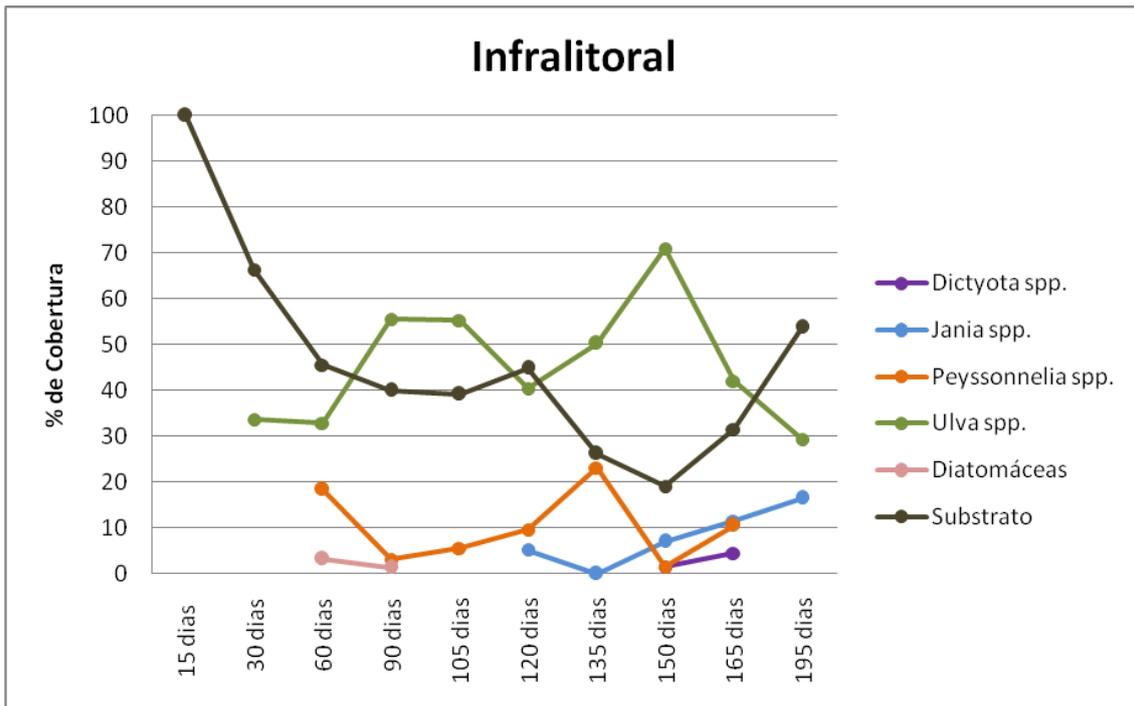


Fig 8. Composição e porcentagem de cobertura dos grupos de macroalgas no setor infralitoral de AV (período chuvoso).

Período Seco

No mesolitoral, a partir de 10 dias já foi verificada a presença de *Ulva* (32,8%), e esta permaneceu até o término de experimento (55 dias), com cobertura a cerca de 70%. *Caulerpa* foi registrada somente aos 40 dias, com uma cobertura baixa, aproximadamente 4%. O grupo de Diatomáceas também só foi constatado em um único momento (55 dias), com uma porcentagem próxima a 1% (Fig. 9).

Já no infralitoral, o gênero *Ulva* esteve presente após os primeiros 25 dias (46,4%) e permaneceu até o término do experimento (100 dias), entretanto houve uma diminuição da cobertura entre os dias 70 e 100. A presença de *Peyssonnelia* foi verificada aos 55 dias (1,33%); apresentou um aumento no momento seguinte (4,8%), mas voltou a diminuir aos 100 dias (3,2%). *Dictyota* foi registrada após 55 dias (1,77%) e permaneceu durante o período de 70 dias (8,4%) (Fig. 10).

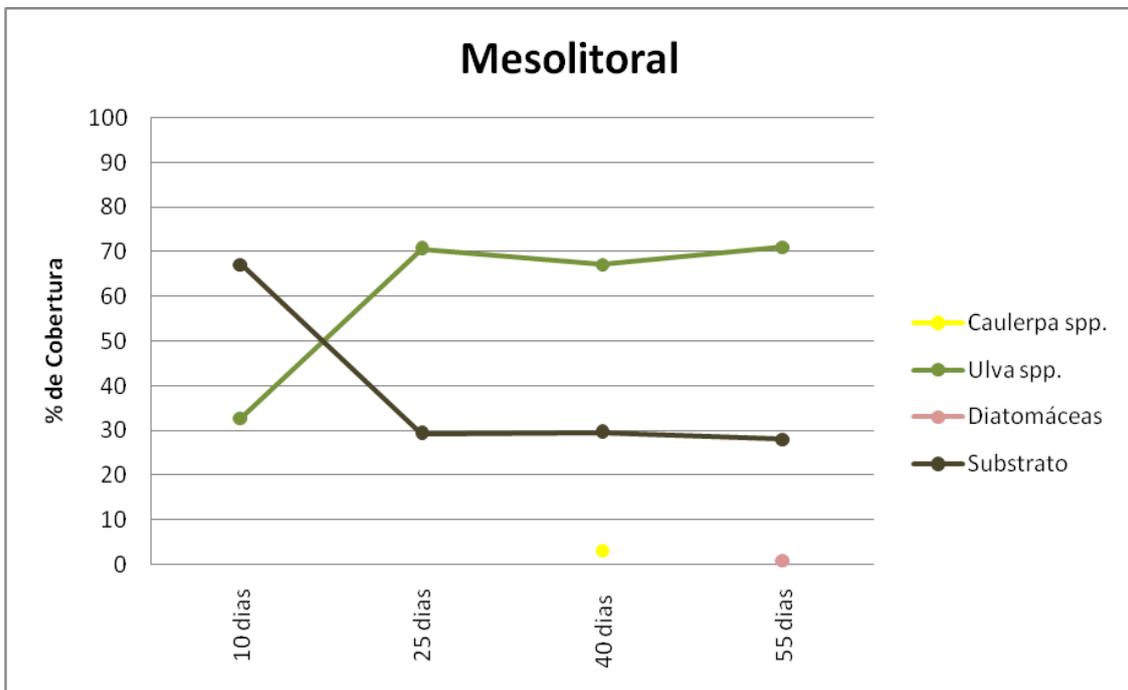


Fig 9. Composição e porcentagem de cobertura dos grupos de macroalgas no setor mesolitoral de AV (período seco).

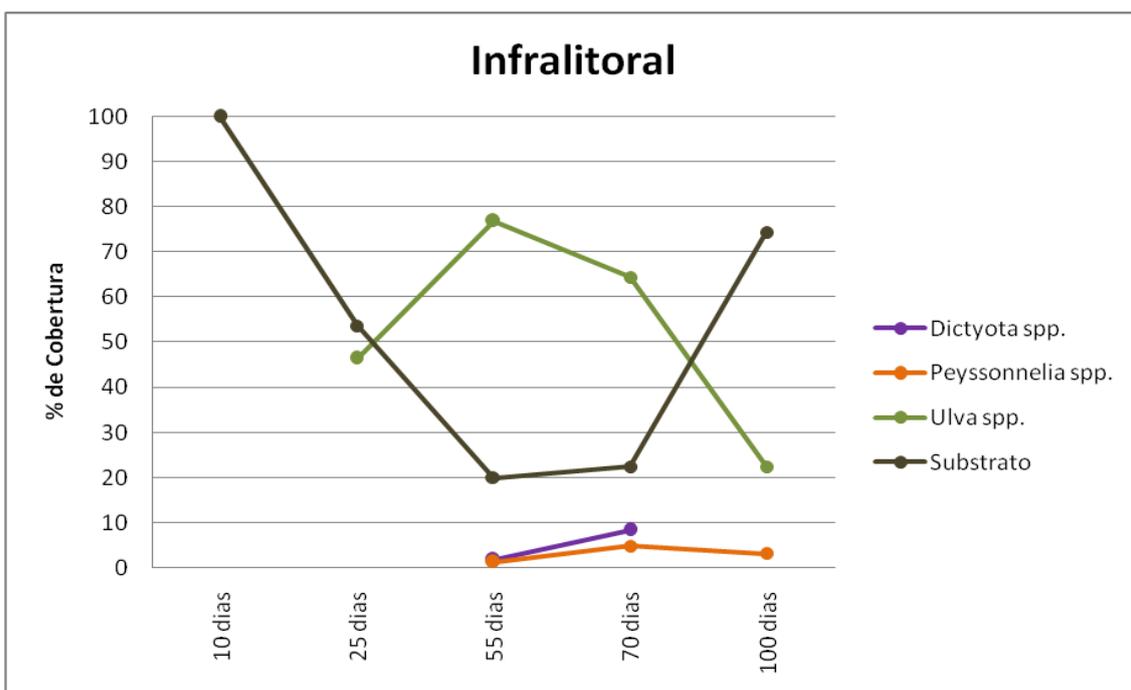


Fig 10. Composição e porcentagem de cobertura dos grupos de macroalgas no setor infralitoral de AV (período seco).

3.1.2 Picãozinho

Por motivos alheios, os nódulos implantados no mesolitoral de Picãozinho no período chuvoso (julho de 2011) foram destruídos. Assim, os dados referentes a esse setor nesse período foram perdidos.

Período Chuvoso

Caulerpa foi registrada após 90 dias (6.28%) e aos 120 dias sua cobertura aumentou para 28%; depois apresentou uma diminuição dos 120 aos 150 dias; não foi registrada aos 165 dias e aos 195 dias esteve novamente presente (4%). O gênero *Dictyopteris* foi verificado depois de transcorridos 120 dias (13,33%); permaneceu com uma cobertura de 6.5% no período seguinte (135 dias) e só foi novamente registrada aos 195 dias (16.66%). *Dictyota* esteve presente após 120 dias (4%), e permaneceu até o fim do experimento, apresentando um aumento nas porcentagens de cobertura: 5% (135 dias), 14% (150 dias), 25,14% (165 dias) e 42% (195 dias). Já *Hypnea* foi registrada com 1,33% de cobertura aos 120 dias, e foi verificada até os 150 dias, com uma cobertura sempre inferior a 1%. *Peyssonelia* esteve presente logo após 30 dias (1,6%), subiu para 14,4% aos 45 dias e para 36% aos 60 dias, depois foi registrada novamente aos 120 dias, e permaneceu até o fim do experimento: 120 dias (10%), 135 dias (14,5%), 150 dias (4%), 165 dias (1,71%) e 195 dias (0,66%). O gênero *Ulva* surgiu após 30 dias e permaneceu até o final, com porcentagens em torno dos 30% entre 30 e 60 dias, depois em torno de 50%, no período de 60 a 120 dias; teve uma queda depois dos 120 dias e ficou com cobertura em torno dos 30% até os 165 dias, quando caiu para 7,4%; por fim, registrou 1,33%. O grupo das Diatomáceas esteve presente aos 90 dias (5,71%) e aos 150 dias (3%) (Fig. 11).

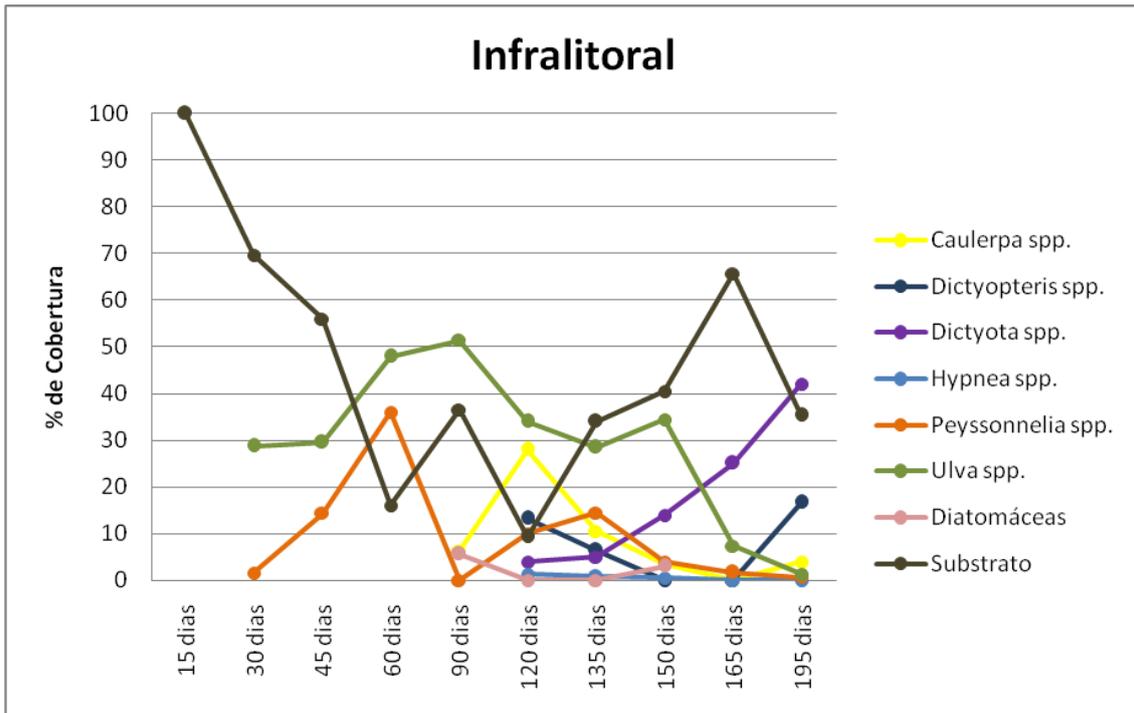


Fig 11. Composição e porcentagem de cobertura dos grupos de macroalgas no setor infralitoral de PI (período chuvoso).

Período seco

Na região de mesolitoral, após 25 dias foi possível notar a colonização pelos gêneros *Ulva* (57,6%) e *Caulerpa* (4,8%). Já aos 40 dias, notou-se o desaparecimento de *Caulerpa* e o aparecimento de *Peyssonnelia* (0,8%), enquanto a cobertura do gênero *Ulva* se manteve em torno dos 54% de cobertura. Nos períodos seguintes (55 e 70 dias) percebeu-se que só *Ulva* esteve presente, e que houve uma diminuição de sua cobertura nesse período: de 46,8% para 24,4%. Passados 100 dias, houve um aumento de *Ulva* (78,28%) e o aparecimento de *Hypnea* com 1,14% (Fig. 12).

No infralitoral foi possível notar a presença de *Caulerpa* (6,4%) passados 25 dias do início; após 40 dias houve um aumento (de 9,6%) e no período seguinte (55 dias) um declínio na cobertura (de 1,71%). Já *Dictyopteris* apresentou uma cobertura de 0,4% aos 25 dias, seguido por um leve aumento (1,2%) no momento seguinte (40 dias). O gênero *Hypnea* só apareceu aos 40 dias, com uma porcentagem de 2,8%. Já *Peyssonnelia* foi verificada após 40 dias (0,8 %); apresentou um leve aumento aos 55 dias (4,57%); não foi registrada aos 70 dias e aos 100 voltou a estar presente (4,5%). *Ulva* foi

verificada aos 25 dias (44,8%) e ao longo dos períodos apresentou uma leve diminuição, chegando aos 100 dias com uma cobertura de 32,5% (Fig. 13).

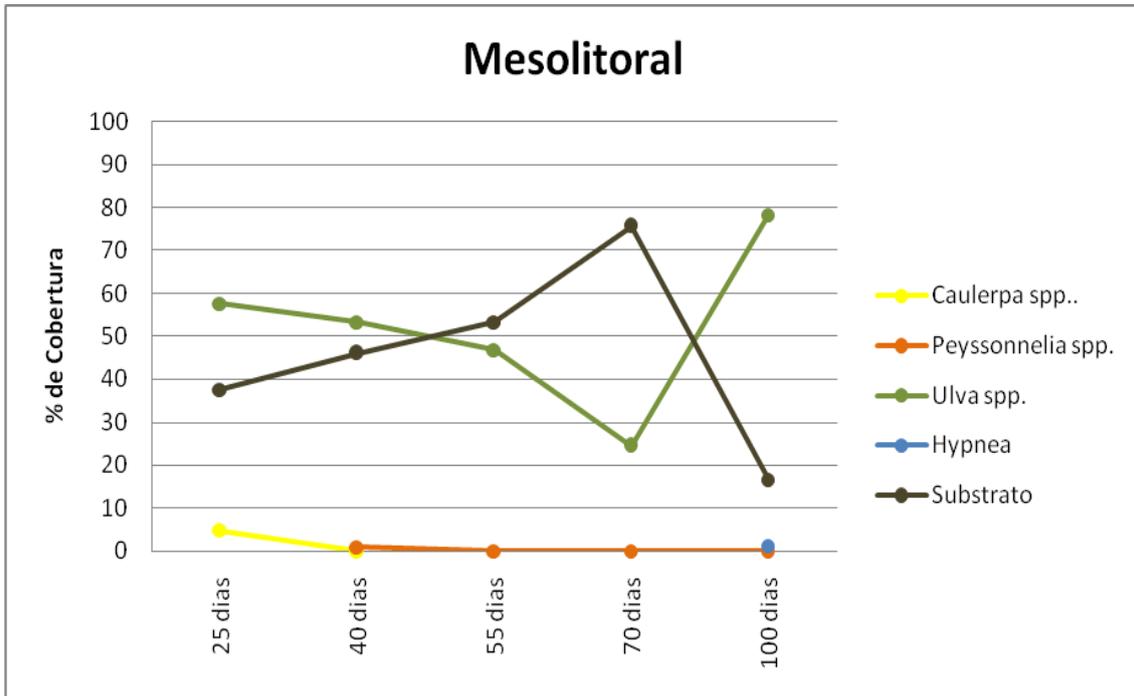


Fig 12. Composição e porcentagem de cobertura dos grupos de macroalgas no setor mesolitoral de Pi (período seco).

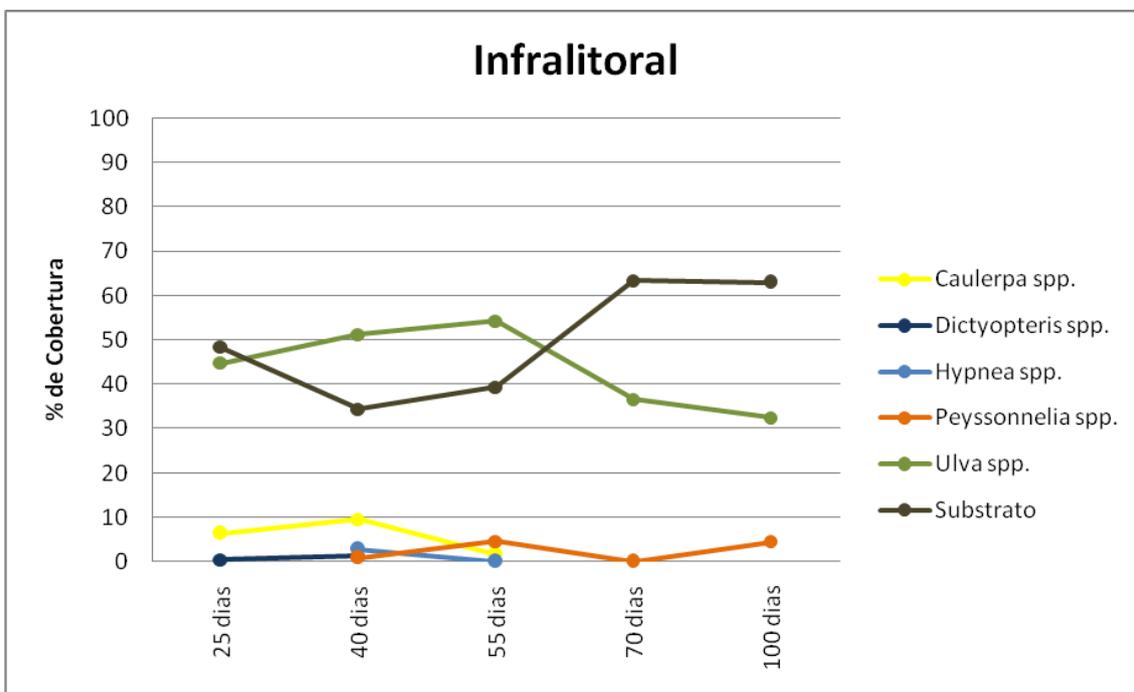


Fig 13. Composição e porcentagem de cobertura dos grupos de macroalgas no setor infralitoral de PI (período seco).

3.2 Comparação entre as Áreas de Estudo

3.2.1. Descritores da Estrutura das Comunidades

A comparação dos descritores ambientais (diversidade, riqueza e equitabilidade) entre as áreas de estudo (Areia Vermelha e Picãozinho), nos diferentes setores (mesolitoral e infralitoral) não apresentou diferenças (Kruskal Wallis, $p>0.05$) durante o período chuvoso (Tab. 2). O mesmo padrão foi encontrado para o período seco (Tab. 3).

Tabela 2. Descritores das comunidades nas duas localidades (período chuvoso)

	Areia Vermelha		Picãozinho	Teste de kruskal wallis
	Mesolitoral	Infralitoral	Infralitoral	
Diversidade	0,195	0,778	1,459	$p>0.05$
Riqueza	0,317	0,655	0,892	$p>0.05$
Equitabilidade	0,177	0,434	0,749	$p>0.05$

Tabela 3. Descritores das comunidades nas duas localidades (período seco)

	Areia Vermelha		Picãozinho		Teste de kruskal wallis
	Mesolitoral	Infralitoral	Mesolitoral	Infralitoral	
Diversidade	0,101	0,346	0,201	0,589	$p>0.05$
Riqueza	0,318	0,319	0,622	0,634	$p>0.05$
Equitabilidade	0,092	0,315	0,125	0,366	$p>0.05$

3.2.2 Diferenças entre os Setores (Mesolitoral e Infralitoral)

3.2.2.1 Intra-áreas

Na região de Areia Vermelha, no período chuvoso, após 60 dias do início do experimento foram constatadas diferenças significativas na composição e na cobertura das espécies entre o mesolitoral e infralitoral ($R=0,4059$ $p=0.0103$) (Fig. 14A). A dissimilaridade entre os setores foi de 46,29% e os gêneros que mais contribuíram para essa diferença foram: *Ulva* (51.01%) e *Peyssonnelia* (41.59%). Decorridos 90 dias, a diferença permaneceu significativa ($R=0.1683$ e $p=0.0156$) e a dissimilaridade encontrada foi 67,44%, já os grupos que mais contribuíram foram: *Ulva* (87.51%) e Diatomáceas (8.55%) (Fig 14B). No período de 120 dias e 150 dias, não foram registradas dissimilaridades. E durante o período seco, não foram verificadas diferenças (ANOSIM, $p>0.05$).

Na região de Picãozinho não foi possível fazer a comparação para os diferentes setores no período chuvoso, visto que os dados do mesolitoral foram perdidos. Já para o período seco, não foram registradas diferenças (ANOSIM, $p>0.05$).

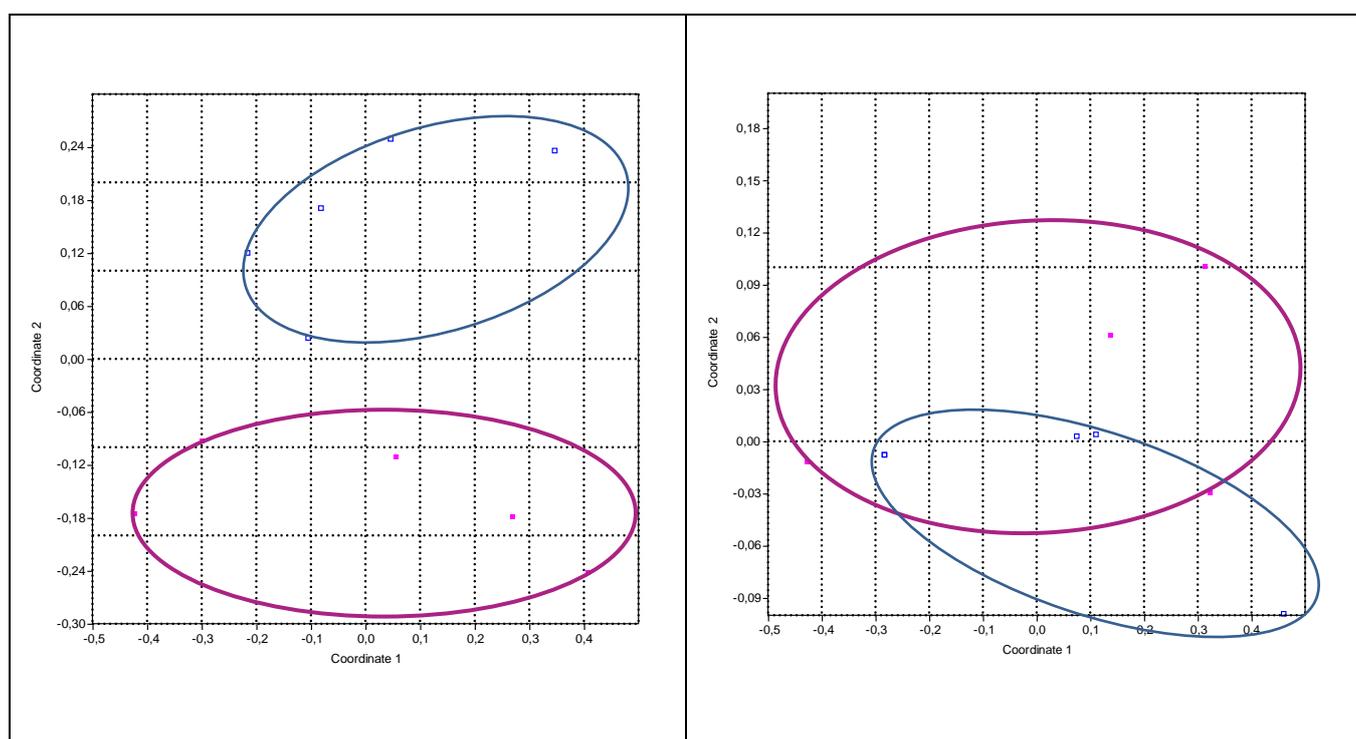


Fig 14. Dissimilaridades entre mesolitoral e infralitoral de Areia Vermelha no período chuvoso. **A:** aos 60 dias e **B:** aos 90 dias. Legenda: Mesolitoral (rosa) e Infralitoral (azul).

3.2.2.2 Inter-áreas

Durante o período chuvoso, não foram encontradas diferenças entre o infralitoral de Areia Vermelha em relação ao mesmo setor de Picãozinho, aos 60 dias e aos 90 dias. Contudo, decorridos 120 dias, dissimilaridades se mostraram significativas ($R=0.2739$ $p=0.0464$) (Fig. 15A), e os gêneros que mais contribuíram foram: *Ulva* (31.83%), *Caulerpa* (28.52%), *Dictyopteris* (18.46%) e *Peyssonnelia* (14.87%). O mesmo padrão se repetiu após 150 dias ($R=0.2847$ $p=0.0132$) (Fig. 15B). Porém houve diferenças em relação aos gêneros responsáveis pela dissimilaridade encontrada: *Ulva* (60.93%), *Dictyota* (16.89%), e *Jania* (10.55%). Já no período seco, após 25 dias e 55 dias não houve diferenças entre o infralitoral de Areia Vermelha em relação ao infralitoral de Picãozinho ($p>0.05$).

No caso do mesolitoral, durante o período seco, após 25 dias não houve diferenças entre o mesolitoral de Areia Vermelha e o mesmo setor na região de Picãozinho (ANOSIM, $p>0.05$). Porém, transcorridos 55 dias, a diferença (22,73%) se mostrou significativa ($R=0.5306$ $p=0.0006$), e o gênero *Ulva* contribuiu com 100% para essa dissimilaridade (Fig. 16).

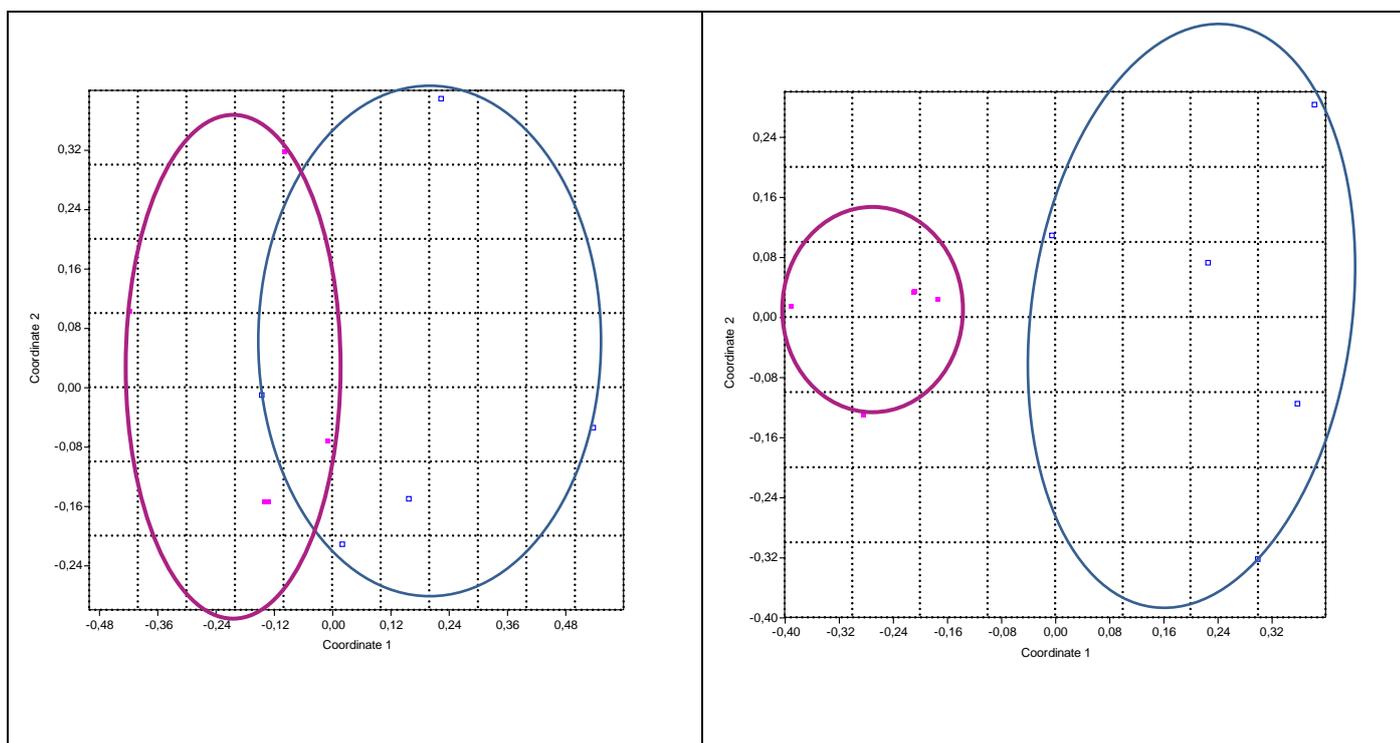


Fig 15. Dissimilaridades entre infralitoral de Areia Vermelha em relação ao infralitoral de Picãozinho, no período chuvoso. **A:** aos 120 dias e **B:** aos 150 dias. Legenda: Areia Vermelha (rosa) e Picãozinho (azul).

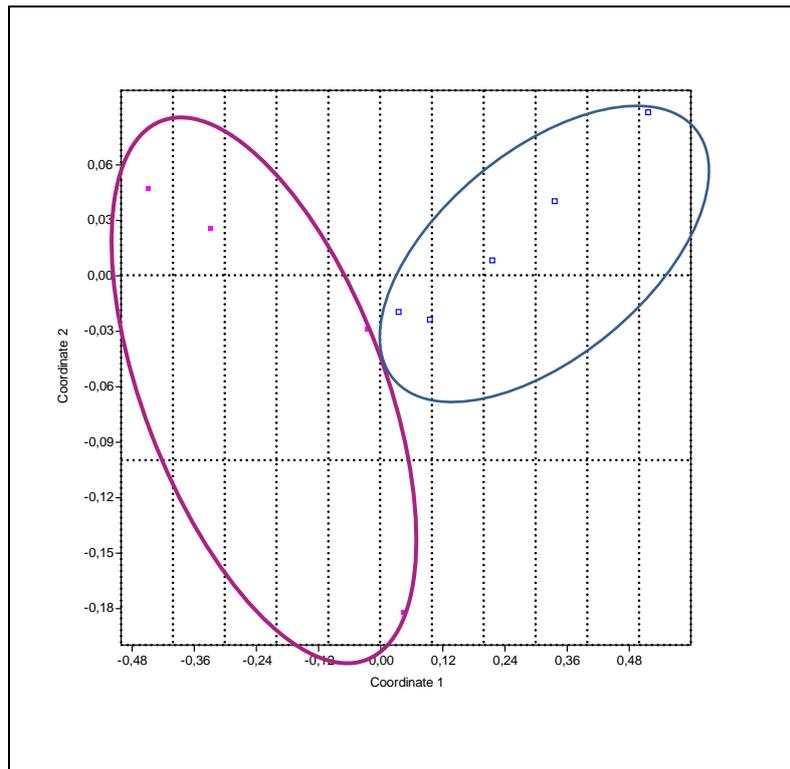


Fig 16. Dissimilaridades entre mesolitoral de Areia Vermelha em relação ao mesolitoral de Picãozinho, no período seco, aos 55 dias. Legenda: Areia Vermelha (rosa) e Picãozinho (azul).

3.2.3 Diferenças entre os Períodos de Estudo (Seco e Chuvoso)

Na área de Areia vermelha, a comparação entre o mesolitoral no período chuvoso com mesmo setor no período seco não apresentou dissimilaridade. Já no infralitoral, para o período de 30 dias não foram verificadas diferenças. Decorridos 60 dias, entretanto, as diferenças encontradas (49,61%), se mostraram significativas ($R=0.9932$ e $p=0.0004$), sendo que os grupos que mais contribuíram foram *Ulva* (com 67,12%) e *Peyssonnelia* (com 25.41%) (Fig. 17).

Já na região de Picãozinho, transcorridos 30 dias já foi possível constatar diferenças significativas (94,27%) entre o período chuvoso e o período seco do infralitoral ($R=0.6295$ $p=0,0013$) (Fig. 18), e os grupos que deram uma maior contribuição para a diferença encontrada foram *Peyssonnelia* (55,95%) e *Ulva* (36,03%). Não foram encontradas diferenças para os períodos de 45 dias, bem como para 60 dias.

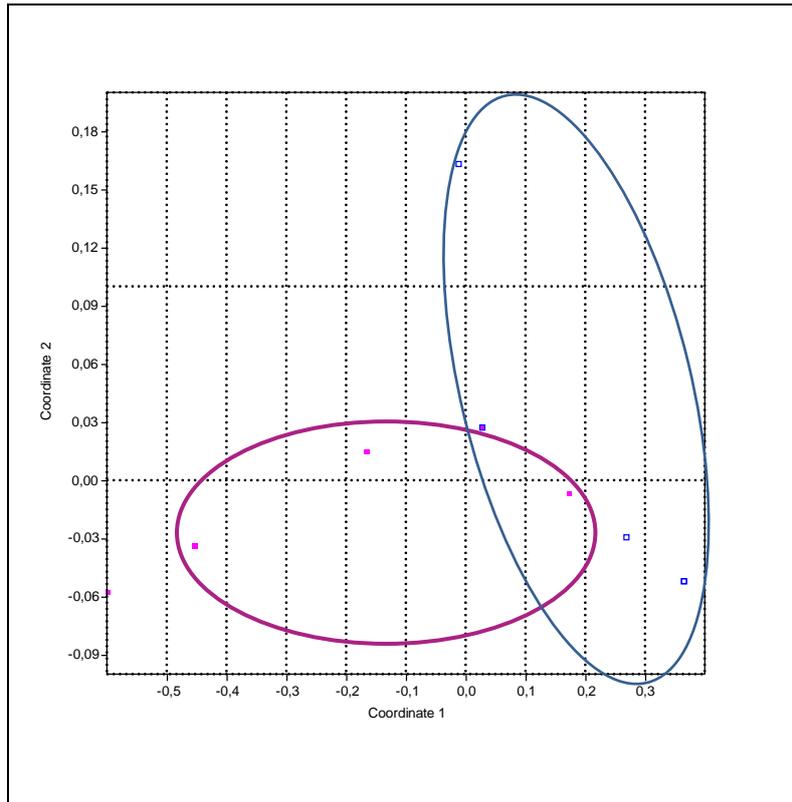


Fig 17. Dissimilaridades entre período chuvoso e período seco, no infralitoral de Areia Vermelha, aos 60 dias. Legenda: Período chuvoso (rosa) e Período seco (azul).

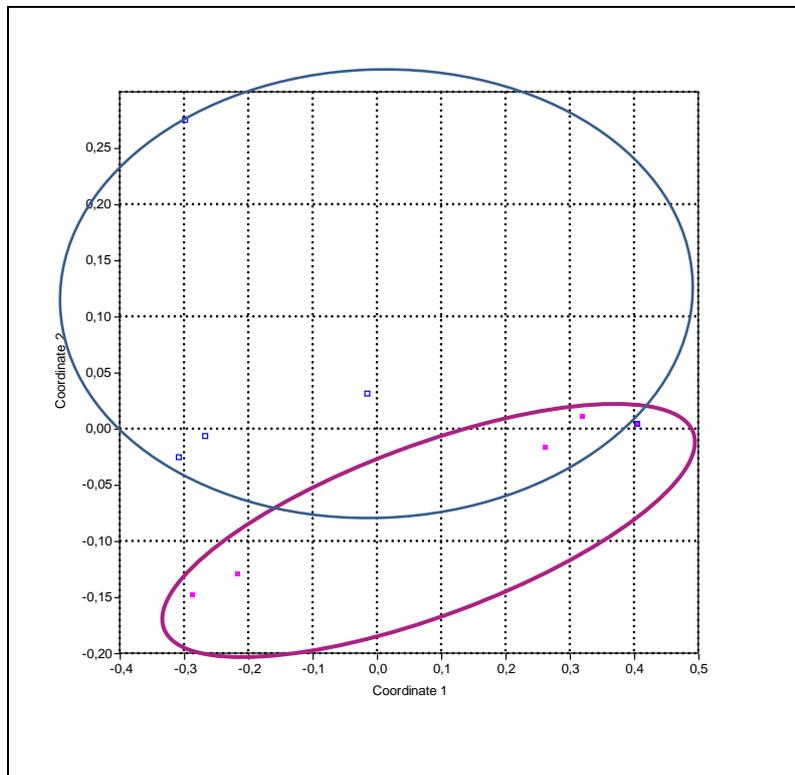


Fig 18. Dissimilaridades entre período chuvoso e período seco, no infralitoral de Picãozinho, aos 30 dias. Legenda: Período chuvoso (rosa) e Período seco (azul).

4.0 Discussão

4.1 Processos de Colonização e Sucessão

A análise da colonização dos substratos artificiais revelou que o gênero *Ulva* foi o primeiro a estar presente nos dois setores estudados (mesolitoral e infralitoral), bem como nas duas áreas de estudo (Av. e Pi.), no período seco assim como no chuvoso. Trabalhos realizados em ambientes recifais do nordeste brasileiro (eg. Silva *et al.*, 2001; Simões *et al.*, 2009) e em outros recifes do mundo (eg. Sousa, 1979; Turner, 1983) também verificaram a colonização por espécies desse gênero em estágios iniciais do processo sucessional.

O fato das espécies de *Ulva* serem amplamente registradas como colonizadoras iniciais em ambientes recifais provavelmente está relacionado ao fato de que: a) apresentam ciclo de vida curto (Sousa & Cocentino, 2004); b) são consideradas espécies oportunistas, ou seja, quando encontram condições favoráveis ao seu desenvolvimento se reproduzem rapidamente e ocupam o substrato disponível (Littler & Littler, 1980); e c) possuem esporos flagelados, o que lhe confere vantagem reprodutiva (em geral, são as primeiras espécies de algas a colonizar superfícies desnudas) (Sousa, 1979). Além de apresentar uma alta capacidade reprodutiva, essas espécies são capazes de se adaptar a diferentes condições ambientais (Schermer, 2010). Desta maneira, tais características conferem a essas macroalgas a capacidade de ser um excelente colonizador primário em ambientes diversos.

A colonização inicial pelo grupo das Diatomáceas era esperada, já que são organismos que compõem o biofilme, que acaba por formar uma condição que auxilia o assentamento dos outros organismos bênticos, e geralmente, são os colonizadores iniciais dos substratos (Park *et al.*, 2011). É possível que estes organismos estivessem presentes antes mesmo da colonização por *Ulva*, visto que segundo Joint *et al.* (2007), o assentamento dos zoosporos desse gênero é afetado pela presença do biofilme, pois estes esporos flagelados conseguem detectar sinais moleculares produzidos pelas bactérias presentes no biofilme. Assim, como as diatomáceas são organismos diminutos, é possível que estas estivessem presentes antes da colonização pelos diferentes gêneros

de algas. Entretanto, apenas quando atingiram determinada proporção tenham sido detectadas pelo método de amostragem utilizado.

No mesmo momento em que foi constatada a presença do grupo das Diatomáceas, verificou-se a colonização por *Peyssonelia*. A presença desse grupo em momentos iniciais do processo de colonização provavelmente está relacionada à capacidade das algas calcárias incrustantes em recrutar rapidamente em áreas desnudas do substrato, em curtos períodos, no início da trajetória sucessional (Quinn, 1982; Steneck, 1986 apud Kendrick, 1991). Isto está associado ao fato de que as espécies desse gênero apresentam características típicas de espécies oportunistas e/ ou espécies que tendem a dominar em períodos iniciais de sucessão, como por exemplo, ciclo de vida curto e altas taxas reprodutivas (Littler & Littler, 1980; Dethier, 1994). Em trabalho realizado no Recife de Fora (Bahia), Costa (2009) encontrou um padrão de colonização por esse gênero em períodos iniciais de sucessão, muito semelhante ao observado neste estudo.

O gênero *Caulerpa* foi registrado na região de Areia Vermelha decorridos 135 dias (período chuvoso), e na localidade de Picãozinho (período chuvoso), decorridos 90 dias. A ocorrência desse gênero nas duas áreas de estudo pode estar relacionada ao fato de que suas espécies apresentam grande facilidade de adaptação às variações ambientais; além disso, possuem altas taxas de crescimento e rápida propagação, já que são capazes de se dispersar rapidamente por fragmentação (Bulleri *et al.*, 2010). Em relação à colonização em momentos nos quais o processo sucessional já havia sido iniciado, provavelmente há ligação com as características biológicas das espécies desse gênero (ciclo de vida, taxas reprodutivas, estrutura morfológicas) que levaram essas espécies a serem referenciadas como de ambientes com sucessão média e/ou estresse-tolerante (Orfanidis *et al.*, 2003). Padrão muito semelhante ao grupo das *Caulerpa* foi observado para *Hypnea*, que após 120 dias (período chuvoso) do início do experimento foi verificada na região de Picãozinho. E assim, como *Caulerpa*, as espécies pertencentes a esse gênero são caracterizadas como espécies estresse-tolerante e/ou em estágios intermediários de sucessão (Orfanidis *et al.*, 2001).

No que concerne a *Dictyota*, esta só foi registrada nos setores do infralitoral das áreas de estudo (Fig. 8, Fig. 10 e Fig. 11), e nos períodos mais próximos ao término do experimento. Em Areia Vermelha (período chuvoso), o gênero foi verificado somente após 150 dias, e em Picãozinho (período chuvoso) esteve presente após 120 dias. O padrão de colonização por essas espécies foi bem semelhante ao observado para *Dictyopteris*, que esteve presente somente no infralitoral de Picãozinho, decorridos 120 dias do início do experimento.

A ocorrência desses gêneros (*Dictyota* e *Dictyopteris*) somente no infralitoral das áreas de estudo pode estar associada ao fato de que as feofíceas não estão bem adaptadas às condições ambientais que envolvem certo grau de exposição aérea, ficando sua maior abundância em locais imersos (Cutrim, 1990 *apud* Sousa & Cocentino, 2004). Além disso, as profundidades em que elas se encontram estão relacionadas às radiações de ondas de luz que absorvem. Sabe-se que as feofíceas absorvem comprimentos de ondas intermediários, diferentemente das algas verdes, que geralmente se encontram em menores profundidades (absorvem em comprimentos de ondas maiores), e das algas vermelhas, que se encontram em maiores profundidades e absorvem radiações de pequeno comprimento de onda (Sousa & Cocentino, 2004). Já a ocorrência de espécies desses gêneros (*Dictyota* e *Dictyopteris*) em momentos mais tardios no processo de colonização certamente está relacionada às características biológicas e ecológicas dessas espécies, como esporos maiores e menos móveis, crescimento mais lento, ciclo de vida mais longo e estrutura do talo mais complexa, que são característicos de espécies mais tardias no processo sucessional (Littler & Littler, 1980; Steneck & Dethier, 1994).

Em relação à *Jania spp*, este gênero só foi registrado para a região de Areia Vermelha (período chuvoso) decorridos 120 dias do início do experimento. Tal padrão certamente tem relação com o ciclo de vida longo que as espécies desse gênero apresentam, que acabam por caracterizar essas espécies como típicas de períodos finais na trajetória sucessional (Sousa, 1979).

4.2 Diferenças entre os Setores (Mesolitoral e Infralitoral)

Na região de Areia Vermelha (período chuvoso) foram constatadas diferenças significativas entre os referidos setores aos 60 e aos 90 dias (Fig 14A e 14B) e os grupos que mais contribuíram para as diferenças foram: *Ulva* (51.01%) e *Peyssonnelia* (41.59%) no período de 60 dias, e *Ulva* (87.51%) e Diatomáceas (8.55%) aos 90 dias.

O maior número de gêneros e a maior porcentagem de cobertura por *Ulva* no setor de infralitoral foram os maiores responsáveis pelas diferenças observadas, o que certamente têm ligação com as características intrínsecas das espécies em lidar com as características ambientais. No caso dos setores analisados (mesolitoral e infralitoral), os principais aspectos com o qual os organismos lidam é a dissecação e a ação das ondas. A dessecação que afeta a comunidade bêntica nas regiões entre-marés é um fator que interfere na distribuição vertical dos organismos ao longo da coluna d'água e, conseqüentemente, tem importante influência na composição das comunidades, uma vez que terão sucesso nesses locais somente aquelas espécies adaptadas às oscilações dos níveis de maré e suas conseqüências (Silva *et al.*, 2001). Em relação às ondas, estas podem remover ou limitar o crescimento de determinados grupos de macroalgas (Norton, 1991). A hidrodinâmica, além de arrancar as algas do substrato, resuspende o sedimento, podendo provocar a abrasão do sedimento no substrato, e assim impedir a fixação de esporos (Vadas *et al.*, 1992), bem como alterar padrões de transparência da água, que estão intimamente relacionadas às taxas fotossintéticas das espécies de algas (Jones *et al.*, 2001).

4.3 Diferenças entre Áreas de Estudo (Areia Vermelha e Picãozinho)

No infralitoral (período chuvoso) foram verificadas diferenças passados 120 e 150 dias (Fig. 15A e 15B), e os fatores que mais contribuíram para a dissimilaridade encontrada foram: a) diferenças na porcentagem de cobertura de *Ulva* e *Dictyota* (maiores na região de Picãozinho), b) a colonização por *Caulerpa* e *Dictyopteris* somente na região de Picãozinho, e c) a presença de

Jania em Areia Vermelha. Já no mesolitoral (período seco), após 55 dias as diferenças encontradas se mostraram relevantes (Fig. 16), e nesta situação, a proporção de cobertura de *Ulva* foi responsável por 100% das dissimilaridades encontradas.

Assim sendo, fica evidente que dissimilaridades estão relacionadas ao fato de que Picãozinho apresentou colonização por maior número de gêneros e/ou maior porcentagem de cobertura de algum deles. O padrão observado provavelmente está associado às diferentes características bióticas e abióticas das localidades do estudo (Areia Vermelha e Picãozinho). É possível que as diferenças encontradas em relação à composição e porcentagem de cobertura dos diferentes gêneros de algas estejam ligadas a fatores como luz (clareza da água), concentração de nutrientes e salinidade, que são os três principais elementos que regulam o crescimento das algas, e têm sido documentados para influenciar em grande escala os padrões de distribuição e abundância das macroalgas (Duarte, 1991; Nielsen *et al.*, 2002). Em geral, a biodiversidade do macrofitobentos aumenta com a crescente clareza da água e a salinidade, e tende a declinar com o aumento da concentração de nutrientes (Middelboe & Sand-Jensen, 2004).

Variações na transparência da água e na salinidade podem ser responsáveis por cerca de 80% da variação encontrada na cobertura de macroalgas entre diferentes áreas (Krause-Jensen *et al.*, 2007). A transparência da água está amplamente relacionada com concentrações de nitrogênio presentes (Nielsen *et al.*, 2002), geralmente oriundas de fontes terrestres (Lapointe *et al.*, 2005), e assim, a cobertura das espécies de algas está em parte relacionada às concentrações de nutrientes presentes na água.

Entretanto, outros fatores (como interações ecológicas, por exemplo) também estão intimamente relacionados à biodiversidade das macroalgas. Em estudo realizado em recifes de corais no Havaí, Hixon & Brostoff (1996) compararam o efeito da pastagem realizada por diferentes espécies de peixes herbívoros sobre a sucessão primária de algas bentônicas. Eles verificaram que na ausência da ictiofauna, a trajetória sucessional das comunidades de macroalgas foi bem diferente da que foi observada dentro de territórios de

peixes donzelas (*Stegastes fasciolatus*), assim como diverge do padrão de sucessão constatado fora dos territórios, onde as algas estão mais expostas ao pastejo por peixes papagaios (Scaridae) e peixes cirurgiões (Acanthuridae). Desta forma, fica evidente a importância dos processos bióticos na determinação da composição e da cobertura das comunidades de macroalgas.

Não foi possível, infelizmente contemplar dados físico-químicos das áreas de estudo neste trabalho, bem como mensurar o papel dos herbívoros para as duas localidades de estudo. Assim sendo, só é possível inferir que esses fatores estão relacionados às diferenças de composição e cobertura das algas encontradas nas diferentes localidades de estudo (Areia Vermelha e Picãozinho).

4.4 Diferenças entre os Períodos de Estudo (Seco e Chuvoso)

Em relação aos períodos de estudo, na região de Areia Vermelha, na região do infralitoral as diferenças mostraram-se relevantes passados 60 dias (Fig. 17). Na região de Picãozinho, após 30 dias foram verificadas diferenças no setor de infralitoral (Fig 18).

A colonização pelos diferentes gêneros de macroalgas, em geral, aconteceu de forma mais rápida no período seco, quando comparadas ao período chuvoso. As diferenças na composição e porcentagem de cobertura dos diferentes gêneros entre os períodos podem estar relacionadas ao momento em que os substratos se tornaram disponíveis para a colonização, visto que este fator é passível de causar alterações no curso da sucessão, em razão da sazonalidade de reprodução (eg. Kraufvelin *et al.*, 2007) e crescimento das espécies (Foster, 1975; Sousa, 1979).

Outro aspecto que pode estar relacionado com uma colonização mais rápida no período seco é o fato de que durante os meses do período chuvoso, a taxa de precipitação é maior e isso pode alterar a transparência da água, e conseqüentemente, a taxa fotossintética das espécies de macroalgas. É sabido que, em geral, a redução da absorção da luz ao nível das macroalgas é causada pelo aumento da turbidez e/ou pela deposição de partículas sólidas

sobre os tecidos fotossintéticos (Jones *et al.*, 2001). Costa (2006) encontrou forte correlação entre a transparência da água e a biomassa e crescimento das espécies, evidenciando a importância desse parâmetro para o desenvolvimento do macrofitobêntos. Kendrick (1991) relatou que o recrutamento das algas crostosas coralíneas pode sofrer variações de acordo com alterações nas taxas de sedimentação do ambiente. Desta maneira, variações sazonais na abundância relativa das espécies de macroalgas pode ser uma consequência das diferentes adaptações destas à presença e movimentação de sedimentos no habitat, que são passíveis de alterar, por exemplo, o recrutamento e a taxa fotossintética das espécies (Stewart, 1983).

Em estudo realizado em ecossistema recifal do Mar Mediterrâneo, Benedetti-Cecchi & Cinelli (1993) também encontraram uma taxa de cobertura mais rápida para as espécies de algas durante o período seco, o que se equipara plenamente com nossa observação.

5.0 Considerações Finais

O presente estudo verificou que os processos de colonização e de sucessão dos diferentes gêneros de macroalgas estão fortemente relacionados às características biológicas das espécies (como por exemplo, ciclo de vida, características estruturais e estratégias reprodutivas), ainda que fatores bióticos (como interações ecológicas) certamente estejam associados a esses processos.

Em relação aos diferentes setores, a colonização por maior número de gêneros e/ou maior porcentagem de cobertura de alguns deles no infralitoral indica que as características intrínsecas das espécies em lidar com fatores ambientais como dissecação e ação das ondas acabam por ser um fator determinante na distribuição destas entre os diferentes setores do recife.

A colonização pelas espécies de macroalgas de forma mais rápida no período seco revela que provavelmente tal fato esteja associado à sazonalidade de reprodução das espécies, assim como a fatores físicos, como taxas de precipitação e transparência da água, por exemplo.

A análise das diferentes áreas de estudo mostrou que a região de Picãozinho apresentou colonização por maior número de gêneros, e em alguns casos, maior porcentagem de cobertura, o que revela uma maior diversidade de espécies em relação à outra área de estudo (Areia Vermelha). Tal fato, provavelmente está associado às diferentes características bióticas e abióticas das localidades do estudo. É provável que as diferenças encontradas em relação à composição e porcentagem de cobertura dos diferentes gêneros de algas estejam ligadas a fatores como luz (claridade da água), concentração de nutrientes e salinidade, que são os três principais elementos que regulam o crescimento das algas.

Referências Bibliográficas

- AESA- Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Relatórios meteorológicos do ano de 2012. Disponível no site: <http://www.aesa.bp.gov.br>.
- BEM, K.C.F. 2008. Os Impactos Ambientais da Atividade Turística no Recife de Picãozinho – Pb. *Revista da FAS* 1(1): 1-10.
- BENEDETTI-CECCHI, L. & CINELLI, F. 1993. Early patterns of algal succession in a midlittoral community of the Mediterranean sea: a multifactorial experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 169 : 15-31.
- BULLERI, F.; BALATA, D.; BERTOCCI, I.; TAMBURELLO, L.; BENEDETTI-CECCHI, L. 2010. The seaweed *Caulerpa racemosa* on Mediterranean rocky reefs: from passenger to driver of ecological change. *Ecology* 91(8): 2205–2212.
- CECCARELLI, D.M.; JONES, G.P.; MC COOK, L.J. 2011. Interactions between herbivorous fish guilds and their influence on algal succession on a coastal coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 399: 60–67.
- CIFUENTES, M.; KRUEGER, I.; DUMONT, C.P.; LENZ, M.; THIEL, M. 2010. Does primary colonization or community structure determine the succession of fouling communities? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 395: 10–20.
- CONNELL, J.H.; & SLATYER, R.O. 1977. Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization. *The American Naturalist* 111(982): 1119-1144.
- COSTA, C.F.; SASSI, R.; COSTA, M.A.J.; BRITO, A.C.L. 2007. Recifes costeiros da Paraíba, Brasil: usos, impactos e necessidades de manejo no contexto da sustentabilidade. *Gaia Scientia* 1(1): 37-45.
- COSTA, R.M.V. 2009. A Sucessão Ecológica e Identificação de Algas Calcárias Incrustantes no Recife de Fora, Porto Seguro-BA. Mestrado em Botânica, Escola Nacional de Botânica Tropical - Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 122p.
- COSTA, V.M.F. 2006. Utilização da macroalga *Ulva lactuca* na redução de nutrientes (NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{2-}) provenientes da carcinicultura. Mestrado em Bioecologia Aquática. Centro de Biociências- Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 62p.
- DEBEUS, G. & CRISPIM, M.C. 2008. O Turismo nas piscinas naturais de Picãozinho, João Pessoa, Pb – Percepções, Conflitos e Alternativas.

Revista de Estudos Ambientais 10 (1): 21-32.

- DETHIER, M. N. 1994. The ecology of intertidal algal crusts: variation within a functional group. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 177:37–71.
- DIAS, T.L.P.; ROSA, I.L. & FEITOZA, B.M. 2001. Food resource and habitat sharing by the three western South Atlantic surgeonfishes (Teleostei: Acanthuridae: Acanthurus) of Paraíba coast, North-eastern Brazil. *J. Ichthyol. Aquat. Biol* 5(1):1-10.
- DUARTE, C.M. 1991. Seagrass depth limits. *Aquatic Botany* 40: 363–377.
- FERREIRA, B.P. & MAIDA, M. 2006. Monitoramento dos Recifes de coral do Brasil: situação atual e perspectivas. *Biodiversidade* 18. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília – DF.
- FRANCINI-FILHO, R.B. & MOURA, R.L. 2008. Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: an evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. *Fisheries Research* 93: 346-356.
- FOSTER, M.S. 1975. Algal Succession in a *Macrocystis pyrifera* Forest. *Marine Biology* 32: 313-329.
- GUINDA, X.; JUANES, J.A.; PUENTE, A.; REVILLA, J.A. 2008. Comparison of two methods for quality assessment of macroalgae assemblages, under different pollution types. *Ecological Indicators*.8: 743–753.
- GONDIM, A.I.; DIAS, T.L.P.D.; CAMPOS, F.F.; ALONSO, C. ; CHRISTOFFERSEN, M.L. 2011. Macrofauna bêntica do Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha, Cabedelo, Paraíba, Brasil. *Biota Neotropica* 11 (2): 75-86.
- HAY, M.E. 1997. The ecology and evolution of seaweed-herbivore interactions on coral reefs. *Coral Reefs* : 16 (Suppl.): S67-S76.
- HIXON, M.A.; BROSTOFF, W.N. 1996. Succession and herbivory: effects of differential fish grazing on Hawaiian coral-reef algae. *Ecological Monographs* 66:67–90.
- HUGHES, T.P.; BELLWOOD, D.R.; FOLKE, C.S.; MCCOOK, L.J.; PANDOLFI, J.M. 2007. No-take areas, herbivory and coral reef resilience. *Trends in Ecology and Evolution* 22 (1): 1-3.
- JOINT, I.; TAIT, K.; WHEELER, G. 2007. Cross-kingdom signalling: exploitation of bacterial quorum sensing molecules by the green seaweed *Ulva*.

- Philosophical Transactions of the Royal Society B* 362: 1223–1233.
- JONES, A.B.; DENNISON, W.C.; PRESTON N.P. 2001. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. *Aquaculture* 193: 155–178.
- KENDRICK, G. A. 1991. Recruitment of coralline crusts and filamentous turf algae in the Galapagos archipelago: effect of simulated scour, erosion and accretion. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 147: 47-63.
- KOHLER, K.E. & GILL, S.M. 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences* 32(9): 1259-1269.
- KRAUFVELIN, P.; RUUSKANEN, A.T.; NAPPU, N.; KIIRIKKI, M. 2007. Winter colonisation and succession of filamentous macroalgae on artificial substrates and possible relationships to *Fucus vesiculosus* settlement in early summer. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72 : 665-674.
- KRAUSE-JENSEN, D.; CARSTENSEN, J.; DAHL, K.. 2007. Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. *Marine Pollution Bulletin* 55: 114–125.
- LAPOINTE, B.E.; BARILE, P.J.; LITTLER, M.M.; LITTLER, D.S. 2005. Macroalgal blooms on southeast Florida coral reefs II. Cross-shelf discrimination of nitrogen sources indicates widespread assimilation of sewage nitrogen. *Harmful Algae* 4: 1106–1122.
- LITTLER, M.M. & LITTLER, D.S. 1980. The Evolution of Thallus Form and Survival Strategies in Benthic Marine Macroalgae: Field and Laboratory Tests of a Functional Form Model. *The American Naturalist* 116 (1): 25-44.
- LIU, D.; BAI, J.; SONG, S.; ZHANG, J.; SUN, P.; LI, Y.; HAN, G. 2007. The impact of sewage discharge on the macroalgae community in the Yellow Sea coastal area around Qingdao, China. *Water Air Soil Pollut* 7: 683–692.
- LORENÇO, L.J.S. 2011. Proposta de Zoneamento e Capacidade de Carga para o Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha. Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba, 135p.
- MAIDA, M.; FERREIRA, B. P. 1997. Coral reefs of Brazil: an overview. In: *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium* 1: 263-74.
- MARGALEF, R. 1969. *Perspective in ecological theory*. Chicago, The University of Chicago Press. 111p.

- MARTINS, C.D.L.; ARANTES, N.; FAVERI, C.; BATISTA, M.B.; OLIVEIRA, E.C.; PAGLIOSA, P.R.; FONSECA, A.L.; NUNES, J.M.C.; CHOW, F.; PEREIRA, S.B.; HORTA, P.A. 2012. The impact of coastal urbanization on the structure of phytobenthic communities in southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 64 : 772–778.
- MARTINS, G.J.M. ; LUCENA, L. A. F. ; HORTA, P. A.; MIRANDA, G.E.C. 2005. Composição e estrutura espaço/temporal das comunidades algas de recifes da Paraíba subsídios para a avaliação do impacto do turismo.. In: VII Congresso de Ecologia do Brasil, 2005, Caxambu - MG. VII Congresso de Ecologia do Brasil.
- McMANUS, J.W. & POLSENBERG, J.F. 2004. Coral–algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. *Progress in Oceanography* 60: 263–279.
- MIDDELBOE, A.L.; SAND-JENSEN, K. 2004. Patterns of species number and abundance in macroalgal communities in coastal waters. *Hydrobiologia* 511: 173–183.
- MOURA, R.L. 2000. Brazilian reefs as priority areas for biodiversity conservation in the Atlantic Ocean. *Proceedings of the International Coral Reef Symposium*, 9.
- MUSE, J.O.; STRIPEIKIS, J.D.; FERNÁNDEZ, F.M.F.; D'HUICQUE, L.; TUDINO, M.B.; CARDUCCI, C.N.; TROCCOLI, O.E. 1999. Seaweeds in the assessment of heavy metal pollution in the Gulf San Jorge, Argentina. *Environmental Pollution* 104 (2): 315–322.
- NIELSEN, S.L.; SAND-JENSEN, K.; BORUM, J.; GEERTZ-HANSEN, O. 2002. Depth colonisation of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25: 1025–1032.
- NORTON, T.A. 1991. Conflicting constraints on the form of intertidal algae. *British Phycological Journal* 26: 203–218.
- ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P., STAMATIS, N., 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Research* 2 (2): 45–65.
- ORFANIDIS, S.; PANAYOTIDIS, P.; STAMATIS, N. 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators* 3: 27–33.
- OSTAPCZUK, P.; BUROW, M.; MAY, K.; MOHL, C.; FRONING, M.; SÜßENBACH, B.; WAIDMANN, E.; EMONS, H. 1997. Mussels and algae as bioindicators for long-term tendencies of element pollution in marine ecosystems.

- Chemosphere* 34:2049-2058.
- PARK, S.R.; KANG, Y.H.; CHOI, C.G. 2011. Biofilm: A crucial factor affecting the settlement of seaweed on intertidal rocky surfaces. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91:163-167.
- PIELOU, E. C. 1975. *Ecological diversity*. New York, John Wiley & Sons. 165p.
- PRATES, A.P.L. (Ed.). 2006. *Atlas dos Recifes de Coral nas Unidades de Conservação Brasileiras*. 2.ed. Brasília: MMA. 232 p.
- QUERINO, L.A.C. 2011. *Composição e Estrutura da Comunidade de Peixes Recifais do Parque Estadual Marinho Areia Vermelha, Cabedelo, Pb*. Mestrado em Ciências Biológicas – Zoologia, Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba. 98p.
- QUINN, F. 1982. Competitive hierarchies in marine benthic communities. *Oecologia* 54: 129-135.
- ROCHA, L.A., ROSA I.L. & ROSA, R.S. 1998. Peixes recifais da costa da Paraíba, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 15: 553–566.
- ROBERTS, C.M.; McCLEAN, C.; VERON, J.E.N.; HAWKINS, J.P.; ALLEN, G.R. et al. 2002. Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science* 295: 1280–1284.
- SCHERNER, F. 2010. Impacto da urbanização sobre a performance fotossintética de macroalgas marinhas. Mestrado em Biologia Vegetal. Universidade de Santa. 37p.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. 1963. *The mathematical theory of communication*. Urbana, University of Illinois Press. 173p.
- SILVA, A.K.P.; MAYAL, E.M.; MELLO, R.L.S.; FERNANDES, M.L.B. 2001. Estudo preliminar da bioincrustação sobre substratos naturais, como indicador de impacto na região do Complexo Portuário De Suape-PE. *Tropical Oceanography* 29 (2): 139-146.
- SIMÕES, I.P.; GUIMARÃES, M.A.; CARVALHO, M.F.O.; VALDEVINO, J.; PEREIRA, S.M.B. 2009. Avaliação florística e sucessão ecológica das macroalgas em recifes na praia de Piedade (PE). *Neotropical Biology and Conservation* 4(1):49-56.
- SOUZA, A.T., ILARRI, M.I., MEDEIROS, P.M., GREMPEL, R.G., ROSA, R.S. & SAMPAIO, C.L.S. 2007. Fishes (Elasmobranchii and Actinopterygii) of Picãozinho reef, Northeastern Brazil, with notes on their conservation status. *Zootaxa*, 1608: 11-19.

- SOUSA, G.S. & COCENTINO, A.L.M. 2004. Macroalgas como Indicadoras da Qualidade Ambiental da Praia de Piedade – PE. *Tropical Oceanography* 32 (1): 1-22.
- SOUSA, W.P. 1979. Experimental Investigations of Disturbance and Ecological Succession in a Rocky Intertidal Algal Community. *Ecological Monographs* 49 (3): pp. 227-254.
- STENECK, R.S. & DETHIER, M.N. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69:476-498.
- STEWART, J.G. 1983. Fluctuations in the quantity of sediments trapped among algal thalli on intertidal rock platforms in Southern California. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 73: 205-211.
- SUTHERLAND, J.P. & KARLSON, R.H. 1977. Development and stability of the fouling community at Beaufort, North Carolina. *Ecological Monographs* 47: 425–446.
- TURNER, T. 1983. Complexity of early and middle successional stages in a rocky intertidal surfgrass community. *Oecologia* 60 (1): 56-65.
- VADAS, R.L.; JOHNSON, S.; NORTON, T.A. 1992. Recruitment and mortality of early post-settlement stages of benthonic algae. *British Phycological Society* 27: 331-351.
- VUELTA, C.B. 2000. *Influência do Turismo sobre a Ictiofauna do Recife de Picãozinho, Paraíba, Brasil*. Mestrado em Ciências Biológicas – Zoologia, Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba. 102p.

Capítulo II

**A influência da ictiofauna
herbívora sobre os padrões de
colonização e sucessão do
macrofitobentos em
ecossistemas recifais**

Capítulo 2: A influência da ictiofauna herbívora sobre os padrões de colonização e sucessão do macrofitobentos em ecossistemas recifais

Resumo

Ainda que a atividade pesqueira tenha grande importância socioeconômica, boa parte deste recurso marinho tem sido sobre-explorada, o que tem afetado fortemente a estrutura e a organização dos ecossistemas a que esses organismos estão relacionados. No caso dos recifes, as alterações nas concentrações de nutrientes, assim como a sobrepesca, têm sido apontados como os maiores responsáveis pelo comprometimento da estrutura desse ecossistema. Assim, diversos estudos têm sido conduzidos com o propósito de compreender melhor o papel da herbivoria e do enriquecimento de nutrientes na estrutura das comunidades de algas marinhas. Nesses termos, o objetivo do estudo foi avaliar de que maneira a ictiofauna herbívora pode afetar a estrutura das comunidades de macrofitobentos. Para tal, foi conduzido um experimento no Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha, com substratos artificiais e “gaiolas”, de modo a simular duas condições diferentes: uma na qual o processo sucessional das espécies de macroalgas acontece na presença da ictiofauna herbívora (tratamento imediações), e outra situação onde o acesso dos peixes é impedido (tratamento gaiolas). O ensaio teve duração de um mês e meio e os nódulos artificiais instalados haviam sido colonizados previamente em outra localidade (Ponta de Campina). De modo a acessar a composição e estrutura da ictiofauna presente no Parque, foram realizados censos visuais estacionários. Em relação à composição do macrofitobentos, os resultados indicaram que somente uma das espécies apresentou alterações significativas na porcentagem de cobertura final (tratamento imediações) em relação à condição inicial (*Padina antillarum*), o que pode estar relacionado ao fato de os nódulos terem sofrido um transplante de localidade antes do início do experimento. Nesses termos, o aumento de cobertura da espécie pode ter ligação com o fato desta não ser nativa da região. Outro ponto relevante foi que não foram constatadas dissimilaridades entre a condição inicial e os tratamentos, o que revela que os substratos tenderam a uma mesma trajetória sucessional, mesmo expostos a diferentes condições. Isto indica que o grupo dos herbívoros da região não atuou de maneira a afetar a estrutura da comunidade do macrofitobentos, o que pode estar relacionado a uma diminuição da proporção dos herbívoros ao longo do tempo, que foi, efetivamente, verificada ao se comparar os dados referentes à ictiofauna do presente estudo com um estudo pretérito (Querino 2011). Outro fator de extrema relevância que pode estar associado ao baixo consumo por parte dos herbívoros foi a prévia colonização dos nódulos por espécies de macroalgas, o que é passível de afetar o consumo por parte dos herbívoros devido à menor palatabilidade das espécies em estágios sucessionais mais avançados.

Abstract

Although the fishery has great socioeconomic importance, much of this marine resource has been overexploited, which has strongly affected the structure and organization of ecosystems to which these organisms are related. In the case of reefs, changes in nutrient concentrations, as well as overfishing, have been described as the greatest responsible for the damages to the structure of this ecosystem. Thus, several studies have been conducted in order to better understand the role of herbivory and nutrient enrichment on the structure of seaweed communities. In these terms, the aim of the study was to evaluate how the herbivorous fish species can affect community structure of phytobenthos. For this purpose, an experiment was conducted in Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha with artificial substrates and "cages" in order to simulate two different conditions: one in which the successional process of phytobenthos species occurs in the presence of herbivorous fish species (immediate treatment), and other situations where access of fishes is impeded (treatment cages). The experiment lasted for a month and a half and the artificial nodules installed were colonized previously in another location (Ponta de Campina). In order to access the composition and structure of fish fauna in this park, stationary visual census were held. Regarding the composition of the phytobenthos, the results indicated that only one species showed significant changes in the percentage of final cover (immediate treatment) compared to control (*Padina antillarum*), which may be related to the fact that the nodules have undergone a transplant before starting the experiment. In these terms, the increase in coverage of the species may be linked to the fact that this is not native to the region. Another important point was that no dissimilarities between the initial condition and the treatments were observed, indicating that the substrates tended to the same succession trajectory, even being exposed to different conditions. This indicates that the group of herbivores in the region did not act in ways that affect the community structure of phytobenthos, which may be related to a decrease in the proportion of herbivores over time, which was effectively checked by comparing data referring to the fish fauna of the present study with a past study (Querino 2011). Another extremely important factor that may be associated with low consumption by herbivores was prior colonization of nodules for algae species, which is likely to affect consumption by herbivores due to low palatability of the species in more advanced stages of succession.

1. Introdução

Embora a atividade pesqueira tenha incontestável importância socioeconômica, constitui uma fonte importante de proteínas (Remoundou, 2009) e seja responsável por gerar cerca de 800 mil empregos no Brasil (MPA, 2013), nos últimos anos, estudos têm apontado o equívoco da ideia amplamente difundida acerca da inesgotabilidade desses recursos (MMA, 2010). Desta forma, grande parte dos recursos marinhos tem sido sobre-explorada, o que tem afetado fortemente a estrutura e a organização dos ecossistemas a que esses organismos estão relacionados (Steneck, 1998).

No caso específico dos ecossistemas recifais, segundo Hughes *et al.* (2006) a receita para a morte de um recife é muito simples: basta distorcer teias alimentares de cima para baixo por sobrepesca, ou de baixo para cima, adicionando nutrientes, e adicionar à mistura estresses relacionados à mudança climática, doenças emergentes e uma infinidade de outros impactos antropogênicos.

Assim sendo, diversos estudos têm sido conduzidos com o propósito de compreender melhor o papel da herbivoria na estrutura das comunidades de algas marinhas, ou seja, de que maneira esse consumidores podem influenciar a trajetória sucessional desses grupos (eg. Ferreira *et al.*, 1998; Mumby *et al.*, 2006; Hughes *et al.*, 2007; Burkepile & Hay, 2008; Cheal *et al.*, 2010). Os efeitos do enriquecimento de nutrientes sobre essas comunidades também vêm sendo objeto de diversos estudos (eg. Smith *et al.*, 2001; McClanahan *et al.*, 2002; Belliveau & Paul, 2002; Littler *et al.*, 2006).

Nas teias tróficas, o nível superior acaba por controlar a população do nível trófico que se encontra imediatamente abaixo dele, visto já que esta é uma interação do tipo consumidor- recurso, na qual a energia e os nutrientes se movem em direção ascendente na cadeia trófica, enquanto as populações são controladas tanto pelo nível trófico inferior (seus recursos), como também pelo nível trófico superior (seus consumidores) (Ricklefs, 2010). Desta forma, a pastagem por macroherbívoros pode influenciar direta e indiretamente a abundância, distribuição e composição de espécies de algas em recifes de corais (McClanahan, 1997; Ferreira *et al.*, 1998), e conseqüentemente pode vir a afetar a trajetória sucessional desses grupos (Korpinen & Jormalainen, 2008).

Além de mediar a concorrência entre os corais e macroalgas, esses executam várias funções cruciais nos ecossistemas de recifes, incluindo a conversão da produtividade primária nas vias tróficas baseadas em peixes, assim como o fornecimento de substratos adequados para o crescimento e o recrutamento de novos corais (Mumby *et al.*, 2006).

A teoria sugere que a diversidade de herbívoros deve beneficiar os recifes, pois herbívoros diferentes têm diferentes estratégias de ataque, diminuindo a probabilidade de que qualquer macroalga consiga se defender adequadamente de todos eles (Burkpile & Hay, 2008). Em recifes com as comunidades de herbívoros intactas, mais de 90 por cento da produção líquida diária da comunidade de algas é consumida por eles (Hoey & Bellwood, 2010). Entretanto, esse processo relacionado ao controle dos herbívoros sobre a comunidade de macroalgas tem sido frequentemente interrompido, tanto pela perda da cobertura de coral, como pelo declínio da abundância dos grupos de herbívoros (Paddack & Cowen, 2006).

Nesses termos, diversos recifes do mundo estão sofrendo um processo de mudança de fase, que consiste na redução da cobertura de coral em favor da dominância de macroalgas. Normalmente, o crescimento de algas em excesso é em seguida rapidamente limitado e/ou controlado por pastoreio de herbívoros, permitindo assim que os corais possam se restabelecer com êxito (Hughes *et al.*, 2007). No entanto, se os herbívoros não estiverem presentes em número suficiente, as comunidades de algas serão bem sucedidas em direção a formas e espécies mais permanentes, impedindo a recuperação dos recifes ao seu estado anterior (Mc Manus & Polsenberg, 2004).

Diante deste contexto, compreender a influência da herbivoria na trajetória sucessional das espécies de algas é central para o desenvolvimento de conhecimentos sobre a estrutura de ecossistemas recifais e fazer possíveis inferências a respeito de como esses ecossistemas podem responder ao aumento das pressões antrópicas.

O presente estudo, portanto, teve por objetivo avaliar de que maneira a ictiofauna herbívora pode afetar a estrutura das comunidades de macroalgas bênticas recifais. Para tal, foi conduzido um experimento no Parque Estadual

Marinho de Areia Vermelha, com substratos artificiais e gaiolas, de modo a simular duas condições diferentes: uma na qual o processo sucessional das espécies de algas acontece na presença da ictiofauna herbívora, e outra situação onde o acesso desta é impedido, ou seja, não há influência desses herbívoros sobre a trajetória sucessional do macrofitobentos.

2. Materiais e Métodos

2.1 Área de Estudo

O Parque Estadual Marinho Areia Vermelha (PEMAV) tem como responsável pela sua implantação e gestão a Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA). O PEMA V ($7^{\circ} 0'42.50''S$ $37^{\circ}49'1.71''O$) que está localizado no município de Cabedelo, apresenta 3Km de extensão e dista aproximadamente 1km da praia de Camboinha (Fig. 1).

O parque é formado por um banco de areia principal - a Ilha de Areia Vermelha- e por um banco menor e mais ao norte - Areia Dourada-, que ficam emersos durante os períodos de maré baixa, além de uma porção marinha que contempla formações recifais e diversas piscinas naturais. Essas condições acabaram por tornar o local uma área de grande visitação turística (Fig. 2 e Fig. 3).

Segundo Querino (2011), ainda que não existam estudos geológicos dentro dos limites do PEMA V, acredita-se que sua estrutura recifal é formada por base arenítica, visto que esta é a base encontrada nas estruturas recifais da costa paraibana. Além disso, a formação recifal também é composta por corais zooxantelados e algas calcáreas incrustantes e rodolitos- (Gondim *et al.*, 2011). O recife apresenta uma formação contínua, algumas vezes interrompida por grandes fendas onde se formam piscinas naturais, que apresentam profundidades que variam desde poucos centímetros até 4 m (Dias *et al.*, 2001).

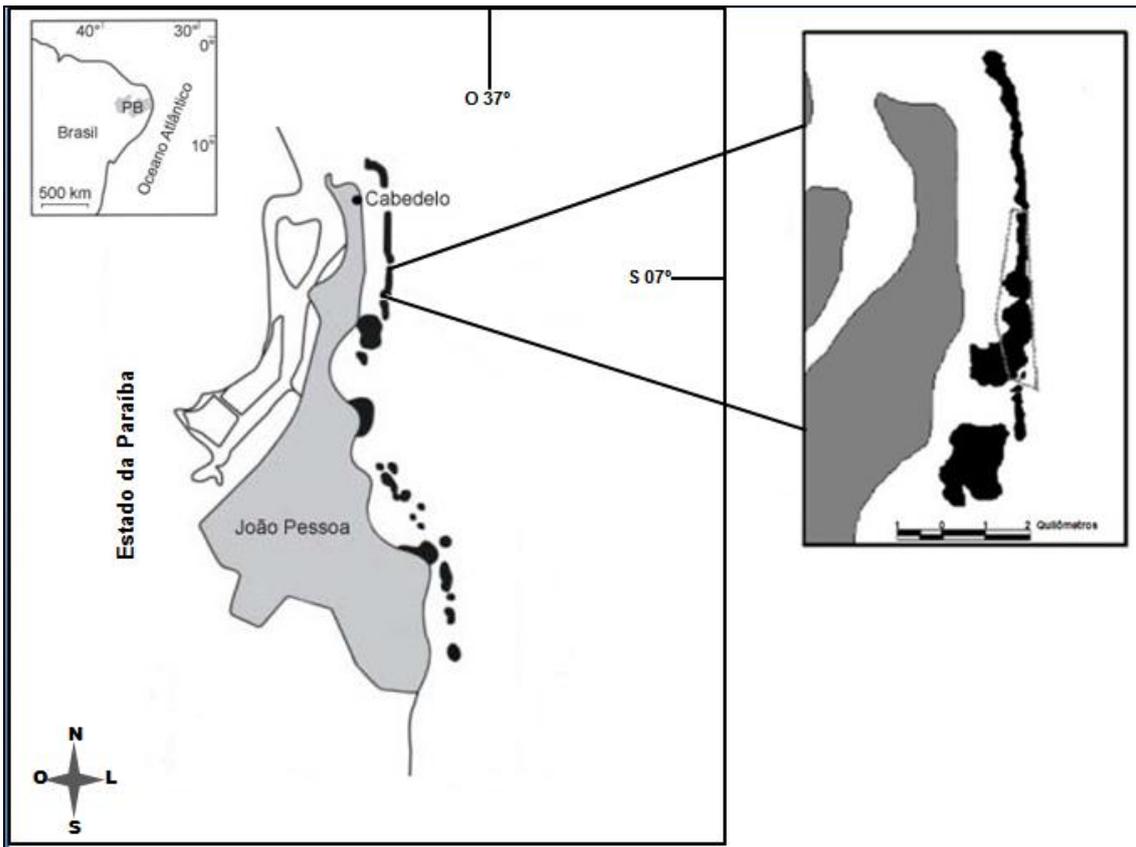


Fig 1. Delimitação do Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha. Fonte: Modificado de Gondim *et al.*, 2011.



Fig 2. Vista das piscinas naturais do PEMA, com a cidade de Cabedelo ao fundo. Foto: Marianna Silva.



Fig 3. Vista do banco de areia e das barracas comerciais. Foto: Émille Barbosa.

A comunidade bêntica da área de estudo é composta por macroalgas, sendo as mais comuns: *Hypnea musciformis*, *Acanthophora spicifera*, *Padina spp.*, *Sargassum spp.*, *Gracilaria ferox*, *Occhodes secundiramea*, *Caulerpa racemosa*, *Halimeda opuntia*, *Padina spp.*, *Gracilaria spp.* e *Dictyopteris delicatula* (Dias *et al.*, 2001).

No que concerne a ictiofauna, as espécies mais frequentes na área de estudo são: *Sparisoma axillare*, *Abudefduf saxatilis*, *Stegastes fuscus*, *Haemulon parra*, *Acanthurus chirurgus*, *Halichoeres brasiliensis*, *Acanthurus coeruleus*, *Acanthurus bahianus*, *Anisotremus virginicus* e *Scarus zelindae* (Querino, 2011).

2.2 Implantação do Experimento

Antes da implantação do experimento foi solicitado junto ao órgão responsável pela administração de Areia Vermelha – a Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA) - uma autorização para a realização de atividades de pesquisa dentro dos limites do parque.

O desenho experimental idealizado inicialmente consistia em monitorar a colonização e sucessão das diferentes espécies de macroalgas na presença e na ausência da ictiofauna herbívora, em duas áreas marinhas com diferentes status de proteção: o Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha e a região de Ponta de Campina, em habitats semelhantes. O experimento foi implantado, entretanto pouco tempo depois, este foi depredado e assim os dados ficaram comprometidos. Desta forma, foram realizadas algumas alterações no desenho do experimento e este acabou por ser implantado da maneira descrita a seguir.

Os substratos artificiais (nódulos) utilizados no estudo são estruturas confeccionadas de cimento, com aproximadamente 20cm de diâmetro por 10cm de altura, que foram implantadas na região de infralitoral na localidade de Ponta de Campina (7°2'14"S 34°49'19"W). Nesta localidade, os nódulos permaneceram por 10 meses (fevereiro a dezembro de 2012), período no qual foram colonizadas por diferentes espécies de macroalgas (Fig. 4).



Fig 4. Substrato artificial colonizado. Foto: Marianna Silva.

A fim de investigar o curso da sucessão das espécies de algas na ausência e presença da ictiofauna herbívora, 14 (quatorze) desses nódulos colonizados foram transplantados para a localidade de Areia Vermelha, local onde foram utilizados no experimento descrito a seguir.

Parte dos substratos (sete unidades) recebeu uma estrutura metálica (“gaiolas”, com 25cm de circunferência x 25cm de altura) recoberta com tela de malha de 12 mm, com o objetivo de impedir o acesso dos peixes herbívoros aos nódulos artificiais (Fig. 5). Já o restante dos nódulos (sete unidades) atuou como grupo controle. O experimento foi implantado em uma das piscinas naturais do PEMAV, com aproximadamente 15 m² de dimensão e 1,5 metros de profundidade em baixa mar. O ensaio teve duração de um mês e meio (com início em novembro e término no final de dezembro de 2012). Durante a realização do ensaio, a limpeza das gaiolas foi realizada diariamente em períodos de baixa-mar.



Fig 5. Modelo da estrutura metálica utilizada no experimento. Foto: Marianna Silva.

Foram implantados 7 (sete) substratos dentro das gaiolas e 7(sete) substratos fora da gaiola. Contudo, por motivos desconhecidos, possivelmente vandalismo, ao final do experimento somente 4 (quatro) gaiolas permaneceram implantadas no local do estudo. Assim sendo, foram coletados os substratos presentes nas gaiolas restantes (4), bem como os nódulos que atuaram como grupo controle dessas gaiolas. Estes foram identificados, acondicionados em sacos plásticos e levados para o Laboratório de Algas Marinhas (LAM) da Universidade Federal da Paraíba, onde foram armazenados no freezer, e posteriormente auxiliaram na identificação das espécies, quando somente o registro fotográfico não permitiu a identificação a nível de espécie. Desta forma, identificação das espécies de macroalgas foi realizada de acordo com Joly (1967); a identificação das espécies de Rodophytas, de acordo com Pereira (1977); as Phaeophytas de acordo com Nunes (1999) e, por fim, o trabalho de Kanagawa, 1984 foi utilizado para o grupo das Chlorophytas.

2.3 Monitoramento

Antes da implantação dos nódulos e ao término do experimento foi realizado o registro fotográfico de cada substrato, a fim de conhecer a composição e porcentagem de cobertura das espécies de macroalgas presentes. As fotos digitais foram analisadas com o programa *Coral Point Count with Excel extensions* (Kohler & Gill, 2006). Para cada foto inserida no programa foram sorteados 25 pontos aleatórios para a identificação dos organismos. Posteriormente, dados a respeito da composição de espécies e cobertura relativa de cada uma delas foram armazenados em planilhas do programa Excel para posterior análise estatística.

2.4 Censos Visuais

De modo a acessar a composição da ictiofauna presente no PEMAV, em especial o grupo dos herbívoros, foram realizados censos visuais estacionários, por meio de mergulho livre com o auxílio de snorkel. Foi realizado um total de 20 censos, totalizando 200 minutos de observações, durante o mês de maio de

2013, em período de baixa-mar (≤ 0.4). Todas as observações foram desenvolvidas na mesma localidade do Parque onde o experimento de herbivoria foi conduzido (descrito anteriormente).

O procedimento utilizado foi o proposto por Minte-Vera *et al.* (2008), que consiste de um protocolo de utilização de dois cilindros imaginários de mesmo centro e tamanhos de raios diferentes (2m e 4m). Dentro do raio de 2m são contabilizados os indivíduos menores que 10 cm, já os peixes de tamanho superior a 10 cm são contabilizados no cilindro maior (4m). Nos primeiros 5 minutos é realizada a identificação de todos os indivíduos presentes nos domínios dos cilindros; já nos 5 minutos posteriores é realizada a contagem dos indivíduos. O registro das espécies é feito em prancheta de PVC (policloreto de vinila) de acordo com seis categorias de tamanho: <2cm, 2-10cm, 10-20cm, 20-30cm, 30-40cm e >40cm (Fig. 6).

Censo						
Data:	Maré:	Início:	Fim:			
		Classes de Tamanho				
Espécies	< 2cm	2-10cm	10-20cm	20-30cm	30-40cm	>40cm
Obs.						

Fig 6. Modelo de prancheta utilizada para a realização dos censos.

2.5 Análise dos Dados

2.5.1. Macrofitobentos

Dados a respeito da porcentagem de cobertura de cada espécie de macroalgas no controle, assim como nos dois tratamentos (dentro das gaiolas e nas imediações) foram submetidos a testes de Kruskal-Wallis de modo a avaliar possíveis diferenças. A fim de verificar similaridades entre o controle e os tratamentos, os referidos dados também foram utilizados para análise de similaridades (ANOSIM), com um padrão de 9999 permutações, a partir do

índice de similaridade de Bray-Curtis. Por fim, foram realizadas análises do tipo Cluster de maneira a tornar mais fácil o entendimento acerca desses tratamentos. A análise de Cluster, também foi feita a partir do índice de similaridade de Bray-Curtis. Todas as análises foram realizadas no programa Past (versão 2.14).

2.5.2 Ictiofauna

A partir dos dados obtidos por meio dos censos visuais estacionários foram realizados cálculos de abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) das diferentes espécies de peixes. A abundância relativa foi calculada pela participação em porcentagem do número de indivíduos de cada espécie em relação ao número total de indivíduos; e a frequência de ocorrência foi calculada pelo percentual de censos em que uma determinada espécie foi observada em relação ao número total de censos realizados. As espécies foram classificadas quanto à frequência de ocorrência: Muito Comuns (>80%), Comuns (51-80%), Ocasional (21-50%), Incomuns (5-20%) e Raras (<5%); e também em relação à abundância relativa: Muito Abundantes (>10%), Abundantes (2-10%) e Pouco Abundantes (<2%) (Feitoza, 2001 *apud* Ferreira, 2009).

Visando compreender a estrutura trófica da ictiofauna presente no PEMA V foi realizada a classificação das espécies baseada em hábitos alimentares, de acordo com Ferreira *et al.* (2004) e Ferreira (2009). Tais categorias foram distribuídas da seguinte forma: Carnívoras Generalistas (CGE), espécies que se alimentam de peixes e invertebrados diversos; Predadores de Invertebrados Móveis (PIM), peixes que consomem principalmente invertebrados bentônicos móveis; Predadores de Invertebrados Sésseis (PIS), espécies que se alimentam predominantemente de invertebrados bentônicos sésseis; Piscívoros (PSC), composto por espécies que se alimentam de peixes; Herbívoros Territorialistas (HET), peixes que se alimentam de algas ao redor de um território específico que é protegido por eles; Herbívoros Não Territorialistas (HNT), espécies que se alimentam de algas, mas não delimitam um território específico a ser defendido; e Onívoros (ONI), espécies que consomem vários organismos de origem animal ou vegetal.

De modo a caracterizar a estrutura da ictiofauna presente no PEMAV foram calculados índices descritores ambientais: a Riqueza específica de Margalef (Margalef, 1969); o Complemento da diversidade de Simpson (1/D) (Simpson, 1949) e a Equitabilidade de Pielou (Pielou, 1975).

Objetivando uma melhor compreensão a respeito da estrutura da ictiofauna presente no PEMAV, bem como possíveis alterações na comunidade de peixes ao longo do tempo, os dados provenientes deste trabalho foram comparados aos do estudo realizado por Querino (2011), por este ter sido realizado sob condições muito semelhantes (localidade de estudo, metodologia e período de coleta). Dessa maneira, a comparação entre os dados foi realizada com base nos índices ecológicos (riqueza, equitabilidade e índice de Simpson). Assim sendo, foi realizado o teste de Kruskal Wallis para verificar a existência de diferenças significativas entre os descritores ambientais verificado nos dois estudos.

3. Resultados

3.1 Marcofitobentos

3.1.1. Composição das Espécies e Porcentagem de Cobertura

Foram identificados nos substratos artificiais três espécies de Rhodophyta, três espécies de Ochrophytas e também uma espécie de Chlorophyta (Tab. 1).

Tabela 1. Lista de espécies de macroalgas presentes nos substratos artificiais

Divisão	Família	Espécie
Chlorophyta	Ulvaceae	<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus 1753
Ochrophyta	Dictyotaceae	<i>Dictyopteris delicatula</i> J.V.Lamouroux, 1809
		<i>Lobophora variegata</i> (J.V.Lamouroux) Womersley ex E.C.Oliveira, 1977
		<i>Padina antillarum</i> (Kützting) Piccone 1886

Rhodophyta Corallinoideae *Jania sp.*

Cystocloniaceae *Hypnea musciformis* (Wulfen) J.V.Lamouroux, 1813

Peyssonneliaceae *Peyssonelia sp*

No que concerne à porcentagem de cobertura dos nódulos, os substratos utilizados no controle apresentaram a seguinte composição de cobertura média: *Jania sp.* (23%), *Ulva lactuca* (22%), *Lobophora variegata* (19%), *Padina antillarum* (17%), *Dictyopteris delicatula* (3%) *Peyssonelia sp.* (3%) e *Hypnea musciformis* (2%), além de 11% de substrato (área não colonizada) (Fig. 7).

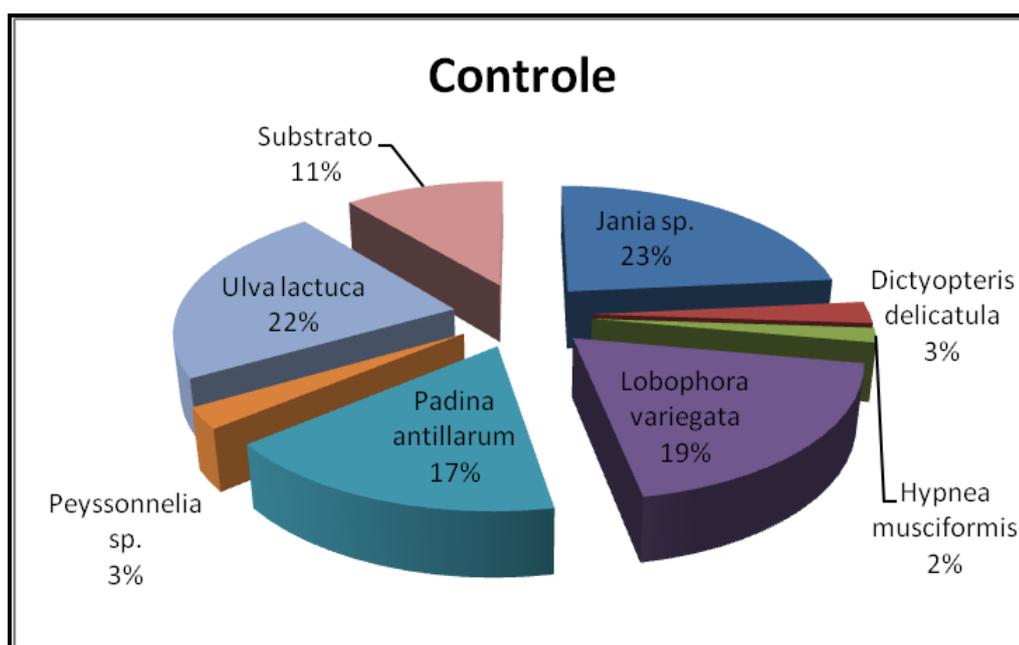


Fig 7. Composição e porcentagem de cobertura das espécies de macroalgas dos substratos artificiais no grupo controle.

A composição e a porcentagem de cobertura das macroalgas nos substratos que permaneceram nas imediações das gaiolas foram as seguintes: *Padina antillarum* (58%), *Jania sp.* (16%), *Lobophora variegata* (11%), *Ulva lactuca* (6%), *Peyssonelia sp.* (5%), *Hypnea musciformis* (1%), além do substrato (3%) (Fig 6). Nesta condição, *Dictyopteris delicatula* não apresentou cobertura (0%), diferentemente da condição inicial (3%) (Fig.8).

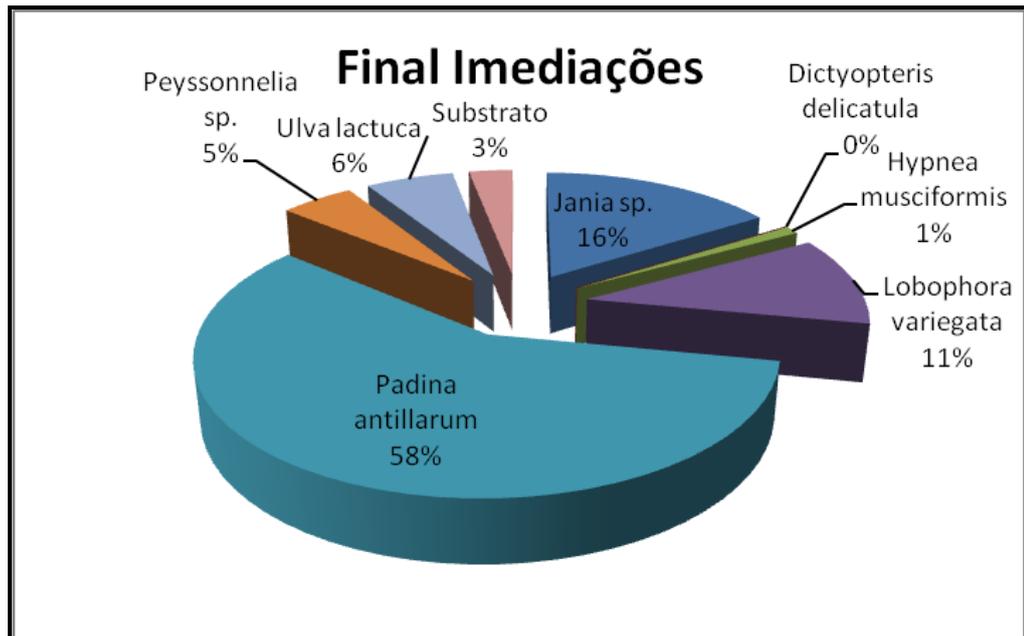


Fig 8. Composição e porcentagem de cobertura das espécies de macroalgas dos substratos artificiais das imediações da gaiola.

Já os nódulos artificiais que estiveram no interior das gaiolas apresentaram a seguinte composição: *Padina antillarum* (49%), *Jania sp.* (17%), *Lobophora variegata* (15%), *Ulva lactuca* (10%), *Peyssonnelia sp.* (3%) e substrato (6%). Neste tratamento, não foi verificada porcentagem de cobertura para as espécies *Dictyopteris delicatula* e *Hypnea musciformis*, o que difere da condição inicial, na qual obtiveram 3% e 2% de cobertura, respectivamente (Fig.9).

Ao término do experimento, o teste de Kruskal-Wallis mostrou que para cada uma das espécies, a diferença da cobertura entre a condição inicial em relação aos tratamentos não foi de fato significativa ($p > 0,05$) (Fig. 10); com exceção de *Padina antillarum* ($H=8.223$, $p=0,015$), na qual o teste a posteriori (Mann Whitney) indicou diferenças significativas entre o controle e o tratamento “imediações” ($p=0,01425$).

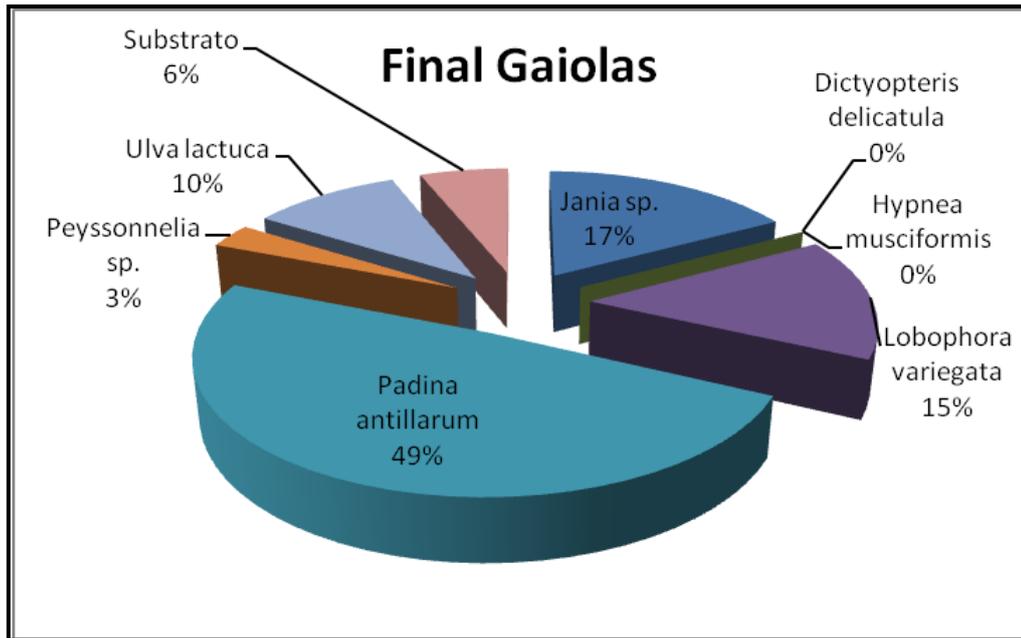


Fig 9. Composição e porcentagem de cobertura das espécies de macroalgas nos substratos artificiais presentes no interior das gaiolas.

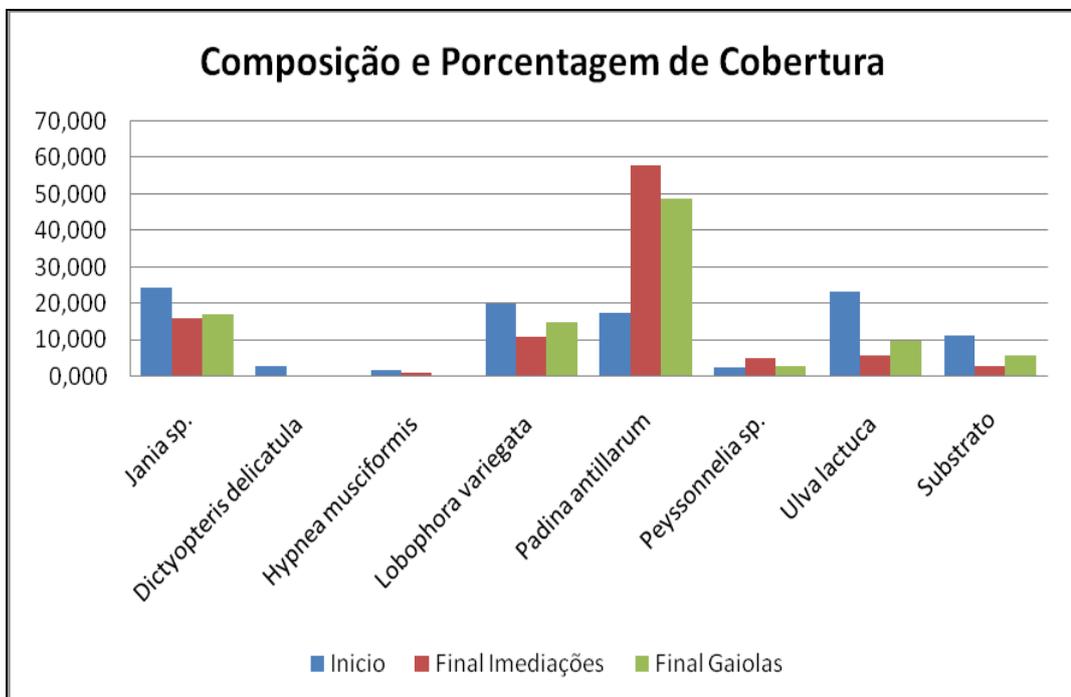


Fig 10. Composição e porcentagem de cobertura das espécies de macroalgas no controle e tratamentos.

3.1.2 Similaridades entre os Tratamentos

Não foram constatadas dissimilaridades entre a composição e a porcentagem de cobertura das espécies entre os substratos do controle em relação aos tratamentos (grupo de nódulos que permaneceram nas imediações das gaiolas e substratos que ficaram no interior das gaiolas) (ANOSIM, $p>0,05$). A análise de Cluster evidenciou o fato de não terem sido encontradas diferenças significativas, visto que não houve uma separação clara entre os grupos. (Fig. 11).

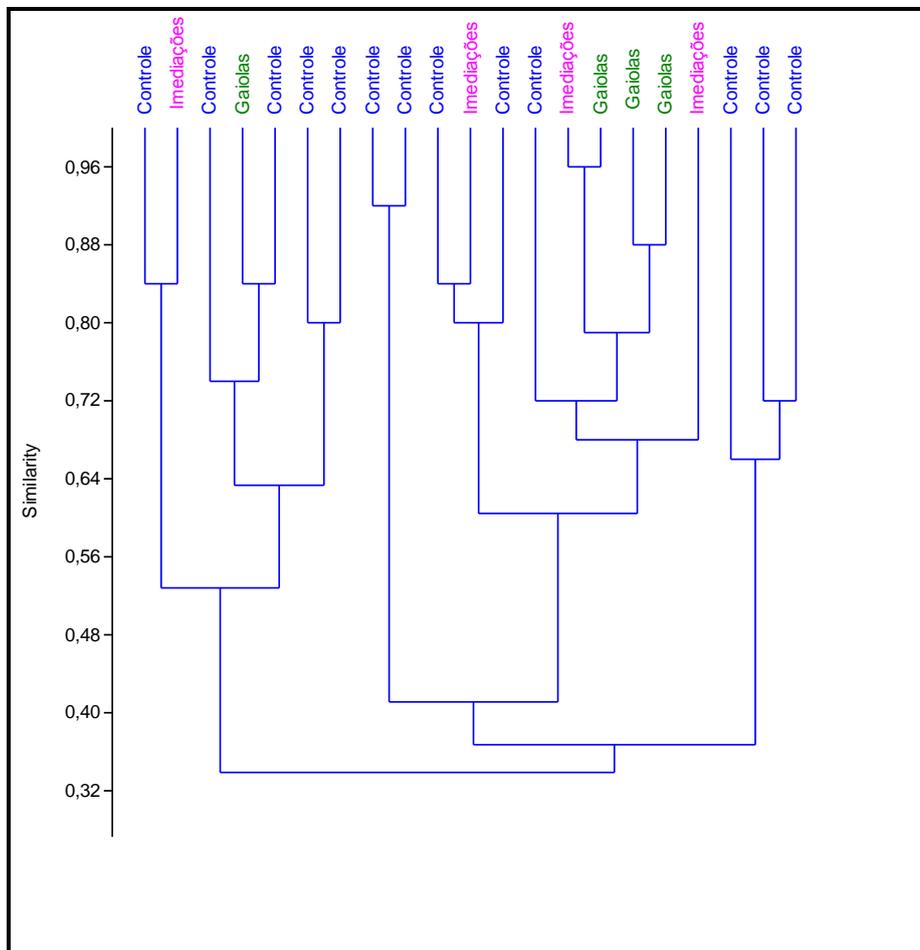


Fig 11. Análise de Cluster entre a composição de macroalgas no controle e nos tratamentos (substratos presentes nas imediações das gaiolas e substratos que permaneceram no interior das gaiolas).

3.2. Ictiofauna

Do total de 20 censos realizados no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha foram observadas 159 espécimes, representadas por 18 espécies e distribuídas em 11 famílias (Tab. 2). As famílias que apresentaram mais abundância foram: Haemulidae com 68 indivíduos, Acanthuridae com 57 indivíduos e Labridae, com 10 indivíduos; somadas, perfazem 84,86% de todos os indivíduos recenseados. Em relação às espécies, as que apresentaram mais abundância relativa foram: *Haemulon aeorlineatum* (35,22%), *Acanthurus chirurgus* (24,52%) e *Acanthurus bahianus* (9,43%), que somadas correspondem a 69,18% do total de indivíduos observados. Os índices descritores da comunidade (riqueza de espécies, equitabilidade e índice de Simpson) estão apresentados na tabela 3, assim como os valores levantados por Querino (2011). O teste de Kruskal Wallis não revelou diferenças entre os índices ($H=0,4762$, $p=0,8273$).

Tabela 2. Espécies de peixes registradas nos censos visuais realizados no PEMAV, com valores de: indivíduos (Ni), abundância relativa (AR), freqüência de ocorrência (FO), variação de comprimento e grupo trófico. Onde: MA: Muito Abundante, A: Abundante e PA: Pouco Abundante; MO: Muito Comuns, C: comuns, O: ocasional, e I: incomuns; e CGE: Carnívoros generalistas; HET: Herbívoros Territoriais; HNT: Herbívoros Não-territoriais; ONI: Onívoros; PIM: Predadores de Invertebrados Móveis; PIS: Predadores de Invertebrados Sésseis e PSC: Piscívoros.

Família	Espécie	Ni	AR	FO	Varição de Comprimento (cm)	Grupo Trófico
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau, 1855	15	A	O	2-30	HNT
	<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	39	MA	C	<2-30	HNT
	<i>Acanthurus coeruleus</i> Bloch & Schneider, 1801	3	PA	I	2-20	HNT
Haemulidae	<i>Anisotremus moricandi</i> (Ranzani, 1842)	3	PA	I	10-30	PIM
	<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	1	PA	I	10-20	PIM
Carangidae	<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	3	PA	I	2-10	PSC
Chaetodontidae	<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus, 1758	2	PA	I	2-20	PIS
Gerreidae	<i>Eucinostomus lefroyi</i> (Goode, 1874)	4	A	O	2-20	PIM
Haemulidae	<i>Haemulon aeorlineatum</i> Cuvier, 1830	56	MA	MC	<2-30	ONI
	<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)	1	PA	I	2-10	PIM
	<i>Haemulon plumieri</i> (Lacépède, 1801)	10	A	O	2-30	CGE
	<i>Haemulon squamipinna</i> Rocha & Rosa, 1999	1	PA	I	2-10	PIM
Labridae	<i>Halichoeres brasiliensis</i> (Bloch, 1791)	9	A	O	2-30	PIM
	<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner, 1867)	2	PA	I	2-10	PIM
Ostracidae	<i>Lactophrys trigonus</i> (Linnaeus, 1758)	1	PA	I	30-40	ONI
Mullidae	<i>Pseudopeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	6	A	I	2-20	PIM
Scaridae	<i>Sparisoma radians</i> (Valenciennes, 1840)	1	PA	I	2-10	HNT
Pomacentridae	<i>Stegastes variabilis</i> (Castelnau, 1855)	2	PA	I	2-20	HET

Tabela 3. Índices descritores da comunidade de peixes do PEMAV.

	Riqueza (R)	Equitabilidade (J')	Complemento da diversidade de Simpson (1/D')
Valores levantados neste estudo	18	0,71	4,90
Valores levantados por Querino (2011)	24	0,77	3,07

No que concerne à abundância relativa, somente *Haemulon aerolineatum* e *Acanthurus chirurgus* foram classificadas como “Muito Abundantes”; outras quatro espécies foram alocadas na categoria “Abundantes” (*Acanthurus bahianus*, *Eucinostomus lefroyi*, *Haemulon plumieri* e *Pseudopeneus maculatus*); e as demais (12 espécies) foram classificadas como “Pouco Abundantes” (Fig. 12). O agrupamento referente à frequência de ocorrência indicou *Haemulon aerolineatum* como “Muito Comum”; *Acanthurus chirurgus* como “Comum”; e: *Acanthurus bahianus*, *Eucinostomus lefroyi*, *Haemulon plumieri* e *Halichoeres brasiliensis* como “Opcionais”; e as espécies restantes (12 espécies) foram enquadradas na categoria “Comuns” (Fig.13).

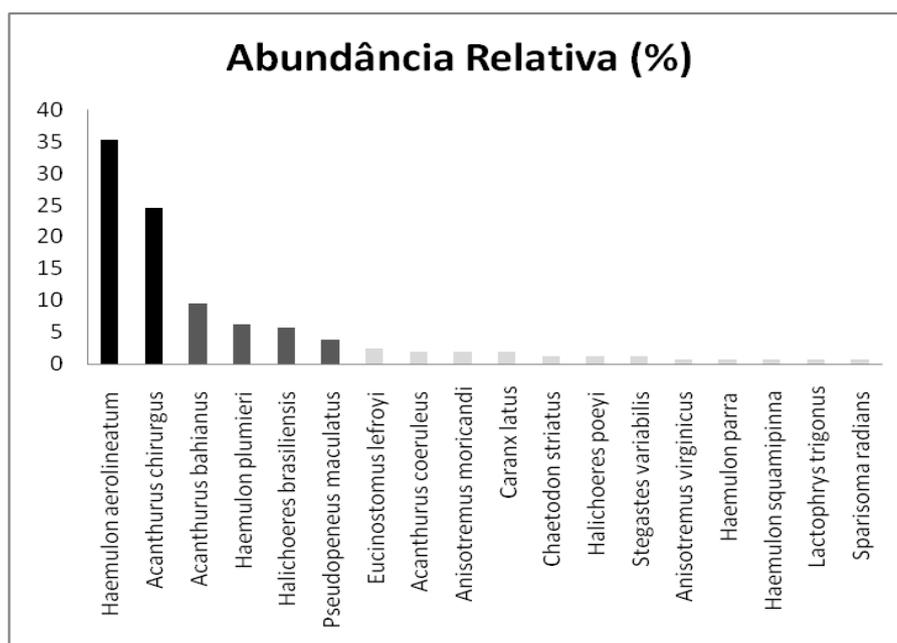


Fig 12. Abundância relativa das espécies de peixes presentes no PEMAV. A coloração das barras em diferentes tons significam: MA: muito abundante, A: Abundante e PA: pouco abundante, respectivamente.

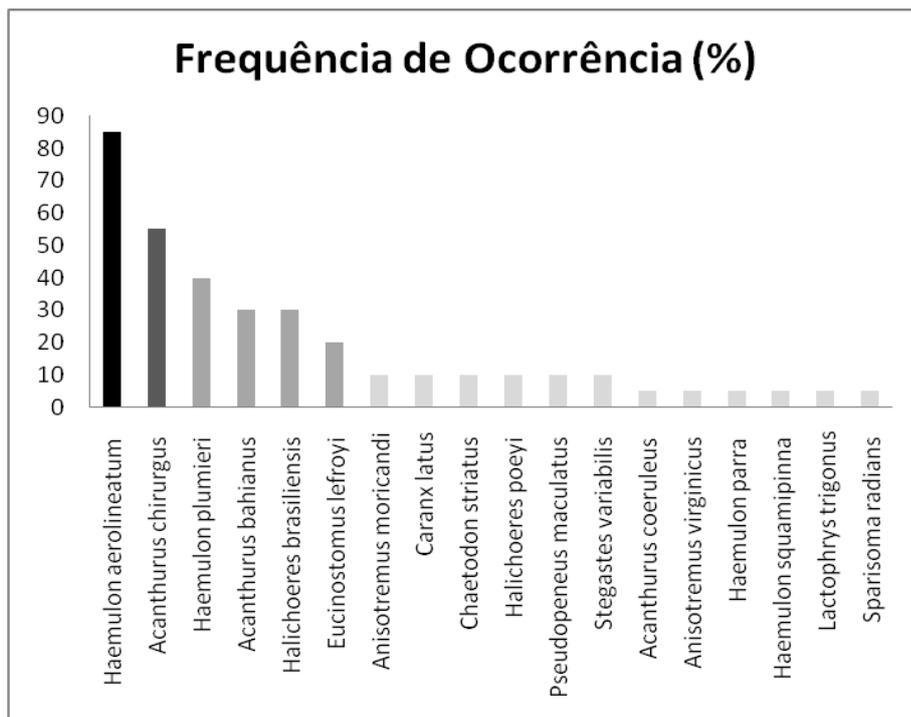


Fig 13. Frequência de ocorrência das espécies de peixes presentes no PEMAV. A coloração das barras em diferentes tons significam: - MO: Muito Comuns, C: comuns, O: ocasional e I: incomuns, respectivamente.

A maior parcela dos indivíduos recenseados esteve na categoria de tamanho referente a “2-10 cm” (51,57%), seguida de “10-20cm” (32,70%), e as demais classes somadas (20-30cm, 30-40cm e >40cm) perfizeram um total de 15,73%, somente (Fig. 14). No que concerne às categorias tróficas, a maioria das espécies registradas se encontrou no grupo dos “Herbívoros Não-territorialistas” (36,47%), com grande representatividade da espécie *Acanthurus chirurgus* (24,52%); em segundo lugar está o grupo dos “Onívoros” (35,84%), com uma ampla parcela de contribuição da espécie *Haemulon aeorolineatum* (35,22%); este é seguido dos “Predadores de invertebrados móveis” (16,98%) e “Carvívoros Generalistas” (6,28%). As demais categorias (Piscívoros, Herbívoros Territorialistas e Predadores de Invertebrados Sésseis) englobaram menos de 2% das espécies cada uma (Fig. 15).

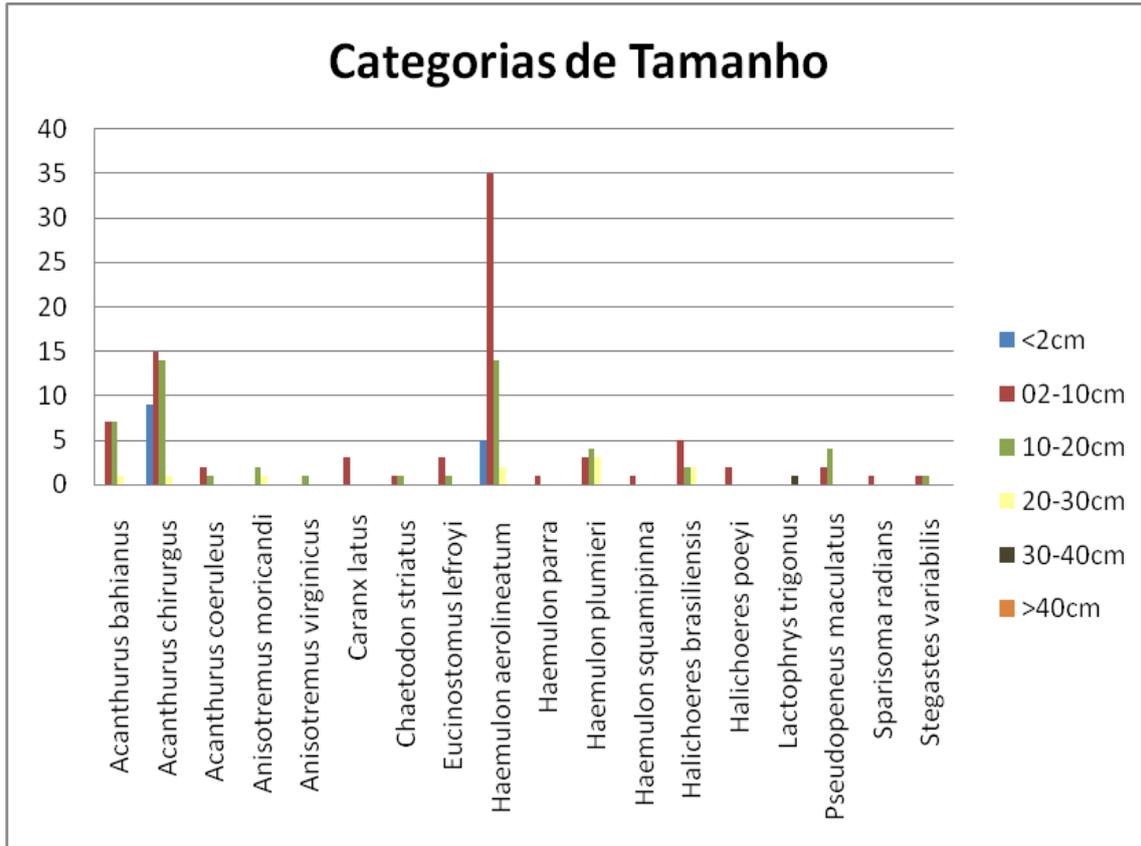


Fig 14. Categorias representadas pelas classes de tamanho das espécies amostradas no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha.

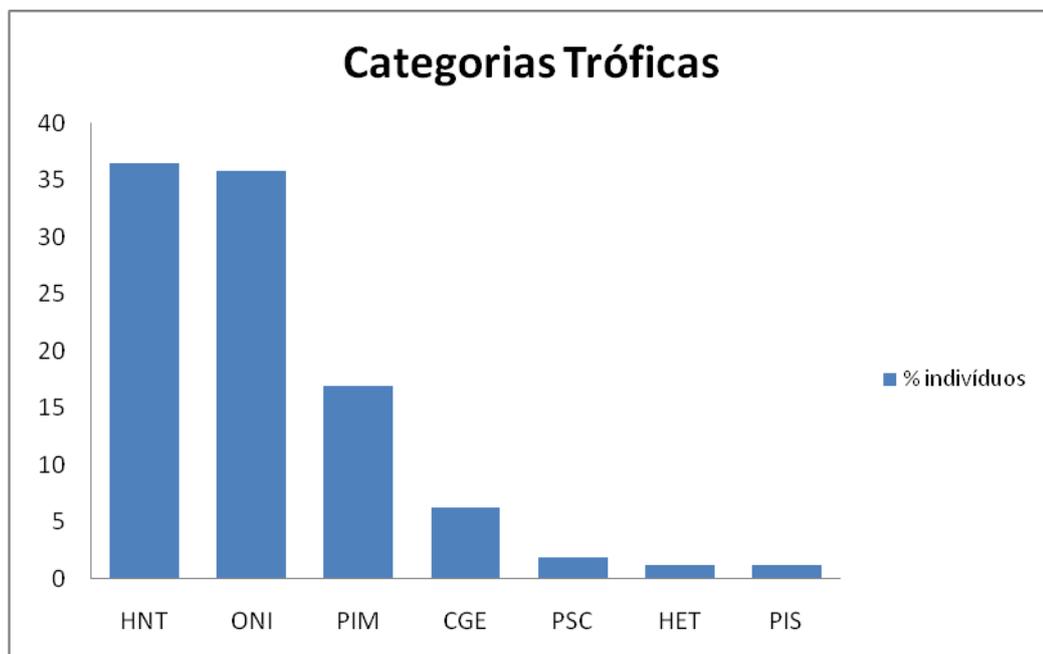


Fig 15. Categorias tróficas das espécies amostradas no Parque Estadual Marinho Areia Vermelha. Onde: CGE: Carnívoros generalistas; HET: Herbívoros territoriais; HNT: Herbívoros não-territoriais; ONI: Onívoros; PIM: Predadores de invertebrados móveis; PIS: Predadores de invertebrados sésseis e PSC: Piscívoros.

4.0 Discussão

4.1 Composição das Espécies e Porcentagem de Cobertura do Macrofitobêntos

A análise da porcentagem de cobertura de cada uma das espécies presentes nos substratos do controle do experimento em relação aos tratamentos (imediações e gaiolas) não indicou dissimilaridades, com exceção de *Padina antillarum* (Fig. 10), que ampliou sua porcentagem de cobertura de 17% no controle, para 58% no tratamento “imediações” e 49% no grupo dos nódulos que permaneceram no interior das gaiolas.

Tal fato pode estar relacionado ao transplante de local que esses nódulos sofreram, visto que primeiramente foram implantados na região de Ponta de Campina, onde foram colonizados pelas espécies presentes neste local; passados aproximadamente 10 meses, estes foram transferidos para a região de Areia Vermelha. Assim, nesta situação, esta espécie parece ter se comportado como uma “espécie não nativa”, já que foi retirada do seu habitat de origem (Ponta de Campina), com seus predadores naturais e suas interações ecológicas, principalmente competição com outras espécies, e foi introduzida em outro ambiente, provavelmente, com características ambientais diferentes, assim como dotado de outras relações bióticas.

O sucesso de uma espécie em um novo ambiente, em geral, é resultado de uma variedade de fatores, incluindo ausência de predadores naturais, vantagem competitiva e taxas de crescimento rápido. Deste modo, essas espécies acabam por ampliar sua cobertura, ocupando o substrato (Hay *et al.*, 1994; Bolser e Hay, 1996; Smith *et al.*, 2002; Boudouresque & Verlaque, 2002).

Ainda que a ocorrência desse gênero tenha sido registrada para a região de Areia vermelha (Dias *et al.*, 2001; Querino, 2011) no experimento de colonização e sucessão do macrofitobentos realizado na localidade (capítulo 1), durante todo o monitoramento (6 meses), em nenhum dos substratos foi registrada a presença de espécies desse gênero. Isso pode indicar que houve uma mudança, talvez sazonal, na composição da comunidade de macroalgas presentes no PEMAV.

4.2 Similaridades entre os Tratamentos e Papel dos Herbívoros

Não foram observadas diferenças entre o grupo controle e os tratamentos (substratos no interior e imediações das gaiolas) (Fig. 11). Assim, é possível inferir que mesmo em condições diferentes (tratamentos) o processo sucessional das comunidades de macroalgas dos substratos foi bastante semelhante, ou seja, tendeu a uma mesma “trajetória sucessional”.

Desta maneira, é possível que o grupo de herbívoros presentes na localidade não tenha atuado fortemente de modo a ter um papel crucial na determinação da trajetória sucessional da comunidade de macrofitobentos. Tal fato também pode estar associado com o aumento da porcentagem de cobertura de *Padina antillarum*, já que esta espécie apresenta altas taxas de crescimento e relativa palatabilidade (Thacker *et al.*, 2001).

Sabe-se que a ictiofauna e os ouriços são os herbívoros mais relacionados ao processo de controle das populações de macroalgas e desempenham um papel fundamental na estrutura dessas comunidades (Morrison, 1988; Hay, 1991; Hixon & Brostoff 1996; Mc Manus & Polsenberg, 2004), ainda que diferentes espécies de herbívoros possam influenciar o desenvolvimento da sucessão de diferentes maneiras (Steneck & Dethier, 1994; McClanahan, 1997; Ceccarelli *et al.*, 2011). Entretanto, a variação na intensidade de pastejo tem sido citada como um fator determinante relacionado à biomassa (Lewis & Wainwright 1985; Albert & Tibbetts, 2008), à produtividade (Russ, 2003) e à sucessão (Hixon & Brostoff, 1996) nas comunidades de algas.

Assim sendo, fica evidente que a importância dos consumidores na dinâmica da comunidade de macroalgas é proporcional à sua densidade (Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1993). Outro ponto relevante é o fato de que a intensidade de pastagem pode variar espacialmente no recife e isso pode estar associado à ação das ondas no mesmo recife, bem como à presença de refúgios contra a predação; e desta forma, o papel dos herbívoros pode diferir entre os diferentes habitats recifais (Marques, 2006).

Em relação ao grupo de ouriços, o trabalho de Gondim *et al.* (2011) apresentou um inventário da macrofauna benthica realizado no Parque Estadual

Marinho de Areia Vermelha, e nele foi registrada somente uma espécie (*Echinometra lucunter*). O estudo verificou a presença desses organismos associados a substratos consolidados na região das estruturas recifais. Desta forma, como o estudo foi implantado numa área de infralitoral numa das piscinas naturais do parque, que tem como base substrato arenoso, é bem provável que esta espécie não esteja presente na região do estudo, e desta forma, não interfira na trajetória sucessional das macroalgas. Fato semelhante foi verificado para os recifes de Abrolhos, nos quais os ouriços do mar formam populações de baixa densidade, com pouco impacto sobre a comunidade de algas (Figueiredo & Steneck 2002). No entanto, a ictiofauna herbívora pode atingir números elevados em áreas onde a pesca não é permitida (Ferreira & Gonçalves, 1999).

No que diz respeito à ictiofauna, o trabalho de Querino (2011) analisou a composição e a estrutura da comunidade de peixes recifais de Areia Vermelha. Contudo, dados a respeito da densidade absoluta das espécies não foram contemplados, o que inviabilizou a comparação entre os dados do presente trabalho e o realizado pela autora neste quesito. Assim, ainda que seja possível calcular a densidade da ictiofauna herbívora que foi recenseada no presente ensaio, optou-se por não comparar estes dados com o de outros trabalhos da literatura, visto que a maior parte deles foi realizada em ambientes com características diferentes (como por exemplo, profundidade, regime pluviométrico e tipo de substrato) e, desta maneira, a comparação poderia não ser adequada por possuir um viés significativo; já que, é sabido que a abundância e a riqueza das espécies são influenciadas por fatores como profundidade, complexidade do substrato e composição bêntica (Bell, 1983; Friedlander *et al.*, 2003; Gratwicke & Speight 2005). Desta maneira, como mencionado anteriormente, a comparação entre os dados foi realizada com base propriamente nos índices ecológicos (riqueza, equitabilidade e índice de Simpson) obtidos no presente estudo e naquele realizado por Querino (2011).

Assim sendo, o teste de Kruskal Wallis não evidenciou diferenças entre os índices ecológicos. Entretanto, é possível notar certa distinção em relação à composição da comunidade de peixes em alguns aspectos. No estudo pretérito, o grupo dos “Herbívoros” (HT e HNT) representava 51% da

abundância total, seguido da categoria dos carnívoros (PIM, CGE e PSC), com 27%, e em última posição os onívoros, com 22% do total amostrado. No presente estudo, os “Herbívoros” (HT e HNT) não alcançaram 39% da proporção de indivíduos observados enquanto os “Onívoros” apresentaram 35,84% dos indivíduos recenseados, ficando como segundo grupo mais representativo, diferentemente do que foi constatado no estudo pretérito. É possível então inferir que houve uma alteração na composição dos grupos tróficos, com uma diminuição da abundância de peixes herbívoros e um crescimento na proporção de onívoros. Esta mudança pode estar relacionada ao fato dos herbívoros não terem atuado fortemente de modo a ter um papel crucial na determinação da trajetória sucessional da comunidade de macrofitobentos.

Outro ponto extremamente relevante, que pode estar associado ao fato de não terem sido verificadas diferenças significativas entre o controle e os tratamentos, ou seja, o baixo consumo por parte dos herbívoros, é que os substratos implantados já haviam iniciado o processo sucessional, e o efeito dos consumidores na taxa de sucessão, como se sabe, depende de como ocorre o modelo de substituição de espécies (Connell & Slatyer, 1977), bem como do estágio de sucessão em que se encontram os organismos que são mais afetados pelos predadores (Farrell, 1991).

Determinar a palatabilidade das espécies é algo extremamente complexo, já que existem muitas considerações bioquímicas (Bolser & Hay, 1996), além de questões relacionadas às características estruturais das espécies (Litter & Littler, 1980; Steneck & Dethier, 1994). Entretanto, sabe-se que espécies de algas em estágios sucessionais mais avançados tendem a ser relativamente mais resistentes ao pastejo por herbívoros, pelo menos os generalistas, visto que a seleção tende a favorecer a evolução de defesa contra os predadores. Já as espécies primárias na sucessão tendem a ser mais palatáveis, pois investem mais em crescimento do que em defesas morfológicas e/ou químicas (Littler & Littler, 1980). As espécies de macroalgas folhosas tendem a ser menos resistentes aos herbívoros (mais palatáveis), seguida das formas ramificadas, coriáceas, articuladas e, por fim, as formas incrustantes e calcificadas (Littler *et al.*, 2006).

5.0 Considerações Finais

Diversos trabalhos em comunidades recifais em diferentes locais do mundo têm evidenciado a importância dos herbívoros na estrutura das comunidades do macrofitobentos (eg. Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1993; Thacker *et al.*, 2001; Belliveau & Paul, 2002; McClanahan & Sala, 2002; Littler *et al.*, 2006; Marques *et al.*, 2006; Mumby *et al.*, 2006; Burkepile & Hay, 2008; Korpinen & Jormalainen, 2008) .

O presente trabalho levantou algumas questões relevantes, como o fato de que a densidade e composição da ictiofauna pode ser um fator crucial na dinâmica sucessional das comunidades de macroalgas, e também, que o estágio sucessional em que se encontra a comunidade do macrofitobentos é passível de influenciar a atuação dos herbívoros no que concerne ao controle do nível trófico inferior. Entretanto, mais estudos desta natureza são necessários para um melhor entendimento do papel dos herbívoros nos padrões de colonização e sucessão do macrofitobentos, bem como para compreensão da estrutura das comunidades recifais como um todo.

Referências Bibliográficas

- ALBERT S, U. J.; TIBBETTS, I.R. 2008. Responses of algal communities to gradients in herbivore biomass and water quality in Marovo Lagoon, Solomon Islands. *Coral Reefs* 27:73–82.
- BELL, J.D. 1983. Effects of Depth and Marine Reserve Fishing Restrictions on the Structure of a Rocky Reef Fish Assemblage in the North-Western Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ecology* 20: 357-369.
- BELLIVEAU, S.A. & PAUL, V.J. 2002. Effects of herbivory and nutrients on the early colonization of crustose coralline and fleshy algae. *Marine Ecology Progress Series* 232: 105–114.
- BENEDETTI-CECCHI, L. & CINELLI, F. 1993. Early patterns of algal succession in a midlittoral community of the Mediterranean sea: a multifactorial experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 169 : 15-31.
- BOLSER, R. C.; HAY, M. E. 1996. Are tropical plants better defended? Palatability and defenses of temperate vs. tropical seaweeds. *Ecology* 77: 2269–2286.
- BOUDOURESQUE, C. F. & VERLAQUE, F. 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin* 44: 32–38.
- BURKEPILE, D. E. & HAY, M.E. 2008. Herbivore species richness and feeding complementarity affect community structure and function on a coral reef. *PNAS* 105 (42): 16201–16206.
- CECCARELLI, D.M.; JONES, G.P.; MC COOK, L.J. 2011. Interactions between herbivorous fish guilds and their influence on algal succession on a coastal coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 399: 60–67.
- CHEAL, A.J.; MACNEIL, M.A.; CRIPPS, E.; EMSLIE, M. J.; JONKER, M.; SCHAFFELKE ,B.; SWEATMAN, H. 2010. Coral–macroalgal phase shifts or reef resilience: links with diversity and functional roles of herbivorous fishes on the Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 29:1005–1015.
- CONNELL, J.H.; & SLATYER, R.O. 1977. Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization. *The American Naturalist* 111(982): 1119-1144.
- DIAS, T.L.P.; ROSA, I.L. & FEITOZA, B.M. 2001. Food resource and habitat sharing by the three western South Atlantic surgeonfishes (Teleostei: Acanthuridae: Acanthurus) of Paraíba coast, North-eastern Brazil. *J. Ichthyol. Aquat. Biol* 5(1):1-10.

- FERREIRA, C. E. L.; FLOETER, S. R.; GASPARINI, J. L.; FERREIRA, B. P.; JOYEUX, J. C. 2004. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal of Biogeography* 31: 1093-1106.
- FERREIRA, C.E.L.; GONÇALVES, J.E.A.; COUTINHO, R.; PERET, A.C. 1998. Herbivory by the Dusky Damselfish *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) in a tropical rocky shore: effects on the benthic community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 229 : 241–264.
- FERREIRA, C.E.L. & GONÇALVES, J.E.A. 1999. The unique Abrolhos reef formation (Brazil): need for specific management strategies. *Coral Reefs* 18: 352.
- FERREIRA, P.H.P. 2009. Composição e Estrutura Trófica de uma Comunidade de Peixes Recifais do Estado da Paraíba, Brasil. Mestrado em Ciências Biológicas – Zoologia, Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba. 128p.
- FARRELL, T.M. 1991. Models and Mechanisms of Succession: An Example From a Rocky Intertidal Community. *Ecological Monographs* 61: 95-113.
- FIGUEIREDO, M.A.O. & STENECK, R.S. 2002. Floristic and ecological studies of crustose coralline algae on Brazil's Abrolhos reefs. In: *Proceedings of the 9th International Coral Reef Symposium*, Bali. pp: 493-498.
- FRANCINI-FILHO, R.B. & MOURA, R.L. 2008. Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: an evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. *Fisheries Research* 93: 346-356.
- FRIEDLANDER, A; NOWLIS, J. S.; SANCHEZ, J. A.; APPELDOORN, R.; USSEGLIO, P.; MCCORMICK, C.; BEJARANO, S.; MITCHELL-CHUI, A. 2003. Designing effective marine protected areas in Seaflower Biosphere Reserve, Colombia, based on biological and sociological information. *Conservation Biology*, 17(6): 1769-1784.
- GONDIM, A.I.; DIAS, T.L.P.D.; CAMPOS, F.F.; ALONSO, C. ; CHRISTOFFERSEN, M.L. 2011. Macrofauna benthica do Parque Estadual Marinho de Areia Vermelha, Cabedelo, Paraíba, Brasil. *Biota Neotropica* 11 (2): 75-86.
- GRATWICKE, B. & SPEIGHT, M. R. 2005. Effects of habitat complexity on Caribbean marine fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 292: 301-310.
- HAY, M. E. 1991. Fish-seaweed interactions on coral reefs: Effects of herbivorous fishes and adaptations of their prey. In: Sale P. F. (Ed.), *The*

- Ecology of Fishes on Coral Reefs*. Academic Press, Inc., San Diego, California: 96-119.
- HAY, M. E.; KAPPEL, Q. E.; FENICAL, W. B. 1994. Synergisms in plant defenses against herbivores: Interaction of chemistry, calcification and plant quality. *Ecology* 75:1714–1726.
- HIXON, M.A.; BROSTOFF, W.N. 1996. Succession and herbivory: effects of differential fish grazing on Hawaiian coral-reef algae. *Ecological Monographs* 66:67–90.
- HOEY, A.S. & BELLWOOD, D.R. 2010. Among-habitat variation in herbivory on *Sargassum* on a mid-shelf reef in the northern Great Barrier Reef. *Marine Biology* 157:189–200.
- HUGHES, T.P.; BELLWOOD, D.R.; FOLKE, C.S.; MCCOOK, L.J.; PANDOLFI, J.M. 2006. No-take areas, herbivory and coral reef resilience. *TRENDS in Ecology and Evolution* 22 (1): 1-3.
- HUGHES, T.P.; RODRIGUES, M.J. BELLWOOD, D.R.; CECCARELLI, D.; HOEGH-GULDBERG, O.; MCCOOK, L.; MOLTSCHANIWSKYJ, N.; RATCHETT, M.S.; STENECK, R.S.; WILLIS, B. 2007. Phase Shifts, Herbivory, and the Resilience of Coral Reefs to Climate Change. *Current Biology* 17: 360–365.
- JOLY, A.B. 1967. *Gêneros de algas marinhas da Costa Atlântica latino-americana*. São Paulo : USP , 461p.
- KANAGAWA, A.I. 1984. *Clorofíceas Marinhas Bentônicas do estado da Paraíba-Brasil*. Doutorado em Ciências. Universidade de São Paulo. 470p.
- KOHLER, K.E. & GILL, S.M. 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences* 32(9): 1259-1269.
- KORPINEN, S. & JORMALAINEN, V. 2008. Grazing effects in macroalgal communities depend on timing of patch colonization. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 360: 39–46.
- LEWIS, S.M.; WAINWRIGHT, P.C. 1985. Herbivore abundance and grazing intensity on a Caribbean coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 87:215–228.
- LITTLER, M.M. & LITTLER, D.S. 1980. The Evolution of Thallus Form and Survival Strategies in Benthic Marine Macroalgae: Field and Laboratory Tests of a Functional Form Model. *The American Naturalist* 116 (1): 25-44.

- LITTLER, M.M.; LITTLER, D.S.; BROOKS, B.L. 2006. Harmful algae on tropical coral reefs: Bottom-up eutrophication and top-down herbivory. *Harmful Algae* 5: 565–585.
- McCLANAHAN, T.R. 1997. Primary succession of coral-reef algae: Differing patterns on fished versus unfished reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 218: 77–102.
- MAIDA, M.; FERREIRA, B. P. 1997. Coral reefs of Brazil: an overview. In: *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium* 1: 263-74.
- MARGALEF, R. 1969. *Perspective in ecological theory*. Chicago, The University of Chicago Press. 111p.
- MARQUES, L.V.; VILLAC, R.; PEREIRA, R.C. 2006. Susceptibility of macroalgae to herbivorous fishes at Rocas Atoll, Brazil. *Botanica Marina* 49: 379–385.
- MINTE-VERA, C.V.; MOURA, R.L.; FRANCINI-FILHO, R.B. 2008. Nested sampling: an improved visual-census technique for studying reef fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 367: 283–293.
- McCLANAHAN, T.R. 1997. Primary succession of coral-reef algae: differing patterns on fished versus unfished reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 218: 77–102.
- McCLANAHAN, T.R.; COKOS, B.A.; SALA, E. 2002. Algal growth and species composition under experimental control of herbivory, phosphorus and coral abundance in Glovers Reef, Belize. *Marine Pollution Bulletin* 44: 441–451.
- McMANUS, J.W. & POLSENBERG, J.F. 2004. Coral–algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. *Progress in Oceanography* 60: 263–279.
- MMA. 2010. *Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos no Brasil*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 148p.
- MORRISON, D. 1988. Comparing fish and urchin grazing in shallow and deeper coral reef algal communities. *Ecology* 69:1367–1382.
- MPA < www.mpa.gov.br > Acesso em 29 de dezembro de 2013.
- MUMBY, P. J. ; DAHLGREN, C. P.; HARBORNE, A.R.; KAPPEL, C.V.; MICHELI, F.; BRUMBAUGH, D.R.; HOLMES, K.E.; MENDES, J.M.; BROAD, K.; SANCHIRICO, J.N.; BUCH, K.; BOX, S.; STOFFLE, R.W.; GILL, A.B. 2006. Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science* 311:98–101.

- NUNES, J.M.C. 1999. *Phaeophyta da região metropolitana de Salvador, Bahia, Brasil*. Mestrado em Ciências, Universidade de São Paulo. 274p.
- PADDACK, M.J. & COWEN, R.K. 2006. Grazing pressure of herbivorous coral reef fishes on low coral-cover reefs. *Coral Reefs* 25: 461–472.
- PEREIRA, S.M.B. 1977. *Rodofíceas Marinhas da Ilha de Itamaracá e Arredores (Estado de Pernambuco-Brasil)*. Doutorado em Botânica, Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo, 275p.
- PIELOU, E. C. 1975. *Ecological diversity*. New York, John Wiley & Sons. 165p.
- QUERINO, L.A.C. 2011. Composição e Estrutura da Comunidade de Peixes Recifais do Parque Estadual Marinho Areia Vermelha, Cabedelo, Pb. Mestrado em Ciências Biológicas – Zoologia, Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba. 98p.
- REMOUNDOU, K.; KOUNDOURI, P.; ARETI KONTOGIANNI, A.; NUNES, P.A.L.D. & SKOURTOS, M. 2009. Valuation of natural marine ecosystems: an economic perspective. *Environmental Science e Policy* 12: 1040-1051.
- RICKLEFS, R. E. 2010. *A Economia da Natureza*. 6ª edição. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 522p.
- ROCHA, L.A., ROSA I.L. & ROSA, R.S. 1998. Peixes recifais da costa da Paraíba, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 15: 553–566.
- RUSS, G.R. 2003. Grazer biomass correlates more strongly with production than with biomass of algal turfs on a coral reef. *Coral Reefs* 22:63–67.
- SIMPSON, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163:688.
- SMITH, J.E.; SMITH, C.M.; HUNTER C.L. 2001. An experimental analysis of the effects of herbivory and nutrient enrichment on benthic community dynamics on a Hawaiian reef. *Coral Reefs* 19: 332–342.
- SMITH, J. E.; HUNTER, C. L.; SMITH, C. M. 2002. Distribution and Reproductive Characteristics of Nonindigenous and Invasive Marine Algae in the Hawaiian Islands. *Pacific Science* 56: 299-315.
- STENECK, R.S. 1998. Human influences on coastal ecosystems: does overfishing create trophic cascades? *Trends in Ecology and Evolution* 13 (11): 429-430.
- STENECK, R.S. & DETHIER, M.N. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69:476-498.
- THACKER, R.; GINSBURG, D.; PAUL, V. 2001. Effects of herbivore exclusion and nutrient enrichment on coral reef macroalgae and cyanobacteria. *Coral*

Reefs 19: 318-329.

VUELTA, C.B. 2000. *Influência do Turismo sobre a Ictiofauna do Recife de Picãozinho, Paraíba, Brasil.* Mestrado em Ciências Biológicas – Zoologia, Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba. 102p.