



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

KCRISHNA VILANOVA DE SOUZA BARROS

**INFLUÊNCIAS AMBIENTAIS SOBRE O ECOSISTEMA *Halodule wrightii* NA
COSTA SEMIÁRIDA DO BRASIL**

FORTALEZA

2013

KCRISHNA VILANOVA DE SOUZA BARROS

INFLUÊNCIAS AMBIENTAIS SOBRE O ECOSISTEMA *Halodule wrightii* NA COSTA
SEMIÁRIDA DO BRASIL

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Cristina de Almeida Rocha Barreira.

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Karine Matos Magalhães.

FORTALEZA

2013

KCRISHNA VILANOVA DE SOUZA BARROS

INFLUÊNCIAS AMBIENTAIS SOBRE O ECOSISTEMA *Halodule wrightii* NA COSTA
SEMIÁRIDA DO BRASIL

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos

Aprovada em: ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

Prof^ª. Dr^ª. Cristina de Almeida Rocha Barreira (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof^ª. Dr^ª. Karine Matos Magalhães (Coorientadora)
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

Prof^ª. Dr^ª. Helena Matthews Cascon
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Luís Drude de Lacerda
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof^ª. Dr^ª. Erminda da Conceição Gerreiro Couto
Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)

Prof. Dr. José Souto Rosa Filho
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Ao mar, por todo o seu encanto.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer às minhas orientadoras, Cristina de A. Rocha Barreira, pelo direcionamento às influências ambientais e insistência de manutenção da macrofauna, que tornou esta Tese um trabalho ainda mais completo; e Karine Matos Magalhães, pela orientação deste estudo e pela atenção aos mínimos detalhes; e às duas, pela amizade, carinho e compreensão;

Aos Professores Drude Lacerda, Rodrigo Maggioni e Lidriana Pinheiro pelas indagações e sugestões durante a etapa de qualificação do curso de Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais;

Aos membros da banca examinadora, os professores Erminda da Conceição Gerreiro Couto, Helena Matthews Cascon, José Souto Rosa Filho e Drude Lacerda, pelas valiosas contribuições;

Aos revisores dos artigos já submetidos, pelas importantes sugestões que direcionaram a elaboração desta Tese;

Ao Laboratório de Biogeoquímica Costeira do Instituto de Ciências do Mar, especialmente à Professora Rozane Marins, pelos auxílios com o transporte durante a campanha de período chuvoso;

Aos amigos, estagiários e alunos do Laboratório de Zoobentos, sobretudo aqueles que participaram de mapeamentos e campanhas, Gabriel Ozean, Fiamma Abreu, Tatiana Falcão, Ismália Dias, Nertan Dias, Rafaela Camargo e Deyze Azevedo e, principalmente, Luiz Bezerra (Buda), pela força e troca de conhecimentos em todos os trabalhos de campo;

Aos estagiários e alunos do Laboratório de Ecossistemas Aquáticos da Universidade Federal Rural de Pernambuco, pela recepção sempre carinhosa, especialmente Silmar Silva, Cecília Lima, Rafael Bandeira, Maria Luísa, Cássio França, David Freire, Elisa Pitanga e Laura Costa, que realizaram as triagens e obtenção de densidade, biometria e biomassa de *H. wrightii*, além da troca de experiências, sobretudo, Silmar, que cuidou do material como se fosse dele;

À Professora Lidriana Pinheiro, pela permissão de uso do Laboratório de Geologia Marinha do Instituto de Ciências do Mar; em especial, à técnica deste laboratório, Maria Cidrônea (Cida), pelas orientações e auxílios; e à estagiária Cibele Lemos, pelos auxílios com o uso do programa ANASED;

À minha estagiária Caroline Ximenes, pelas identificações e processamento das macroalgas e auxílios com o processamento do sedimento, e Pedro Carneiro, técnico do

Laboratório de Macroalgas do Instituto de Ciências do Mar, pelas confirmações das espécies de macroalgas e obtenção da PerManova;

A Paulo Pachel e Jessika Alves, estagiários do Laboratório de Invertebrados Marinhos e Malacologia da Universidade Federal do Ceará (LIMCE), pelas identificações da carcinofauna, e à Profª Helena Mattews Cascon pela disponibilização dos alunos e do laboratório;

A Wilson Franklin, mais uma vez, pelo apoio, ensinamentos e identificações da poliquetofauna;

A Walter Cerqueira, pelas identificações dos ofiuroides;

A Pedro Henrique Viana, pela elaboração do mapa da área de estudo;

A Elisa Pitanga, Karine Magalhães, Cássio França, Thiago Reis e Marianna Lanari (ReBentos), pelos auxílios durante o levantamento bibliográfico; e também à bibliotecária do Instituto de Ciências do Mar, Nadsa Cid, pela obtenção de trabalhos raros através do Programa de Comutação Bibliográfica – Comut.

Ao Programa de Reestruturação e Expansão das Universidades Federais (REUNI) da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pela concessão da minha bolsa de estudos; e ao Programa REUNI de Orientação e Operacionalização da Pós-Graduação Articulada à Graduação da Universidade Federal do Ceará (PROPAG/UFC), por ter me proporcionado formação para a docência;

Ao Prof. Rodrigo Maggioni por ter sido sempre solícito durante sua atuação como coordenador do curso, por ter aceitado orientar minha formação em docência e por ter permitido a minha entrada em suas turmas de Oceanografia Biológica II, para transmitir conhecimentos sobre angiospermas marinhas; e também aos alunos da disciplina (2008.2, 2009.1, 2009.2, 2010.1, 2011.1);

Enfim, a todos que colaboraram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho, especialmente a Deus (tradução de “espiritualidade”, a quem de fato agradeço e dedico este trabalho), que permitiu a continuação deste apaixonante estudo com as plantas marinhas; aos meus pais, João Vilanova de Barros e Maria Luiza de Souza Barros, pelo apoio incondicional de sempre; aos meus irmãos, Fabiano Vilanova e Tarciano Vilanova; a toda a minha família pelo apoio e incentivo; e Rodrigo, meu amor, por fazer meus dias mais felizes.

*"Sei que meu trabalho é uma gota no oceano,
mas sem ele, o oceano seria menor."*

Madre Teresa

RESUMO

Diante das pressões antropogênicas e relacionadas às mudanças climáticas, existe uma necessidade crescente de compreensão das relações espécies-ambiente. O objetivo deste estudo foi observar influências ambientais sobre as variações de *Halodule wrightii* na costa semiárida do Brasil e destas variações sobre as comunidades floro-faunísticas associadas. Em 2010, quatro prados de *H. wrightii* foram mapeados e foram estudadas as influências dos fundos rochosos e arenosos e da sazonalidade sobre densidade, biometria e biomassa. Estudou-se também a influência destas modificações em *H. wrightii* sobre as comunidades de macroalgas e macrofauna; e ainda, as principais influências ambientais, dentre variáveis meteorológicas, físico-químicas e sedimentares, sobre as variações das plantas. Os prados foram distribuídos em manchas, paralelamente à linha de costa e foram mais extensos nos fundos arenosos. A área total amostrada foi de 24430 m², sendo 5800 m² compostos de manchas densas, 9100 m² pouco densas, 14000 m² não vegetados e 8000 m² de rochas e outras associações recifais (algas, zoantídeos, esponjas e corais). Os habitats rochosos apresentaram prados com maiores densidade (SECO, $t = -7,528$; $gl = 43$; $p = 0,000$; CHUVOSO, $t = -11,038$; $gl = 43$; $p = 0,000$), biometria (SECO, $t = -2,674$; $gl = 47$; $p = 0,010$; CHUVOSO, $t = -0,172$; $gl = 42$; $p = 0,863$) e biomassa total (SECO, $t = -5,566$; $gl = 58$; $p = 0,000$; CHUVOSO, $t = -6,347$; $gl = 58$; $p = 0,000$). Identificaram-se 18 espécies de macroalgas associadas, classificadas como epilíticas (50%), epífitas de *H. wrightii* (38,4%), epífitas de algas (8%) e episâmicas (4%). Os descritores desta comunidade foram diretamente correlacionados à densidade de *H. wrightii*, aumentando durante o período seco, sendo mais influenciados pelo habitat que pela sazonalidade (PerMANOVA, $F = 29,4$; $R^2 = 0,20$; $p < 0,001$). Identificaram-se 1108 indivíduos da macrofauna, pertencentes a 112 táxons, destacando-se crustáceos, moluscos e poliquetos. A diversidade aumentou no período seco, possivelmente pela entrada de infauna com o aumento na hidrodinâmica, mas a abundância da epifauna pareceu diretamente relacionada às variações das angiospermas. Os descritores foram significativamente maiores nos prados de fundo rochoso e correlacionados à biometria e biomassa das plantas. Embora a macrofauna tenha sido similar nas áreas vegetadas e não vegetadas, larvas e espécies fitais ocorreram apenas nas áreas vegetadas. Apesar dos cenários ambientais heterogêneos, os quatro sítios estudados tiveram uma variação sazonal similar, promovendo também alterações sazonais similares nos prados. Em todos os sítios, a densidade das hastes foi maior no período seco ($t = 0,302$; $gl = 88$; $p = 0,710$), enquanto que biometria ($t = 2,909$; $gl = 62$; $p = 0,000$) e biomassa total ($t = -1,566$; $gl = 91$; $p = 0,119$) foram

maiores durante o período chuvoso. A principal variável que explicou as variações destes prados foi o tempo de exposição ($r = 0,813$). O habitat e a sazonalidade tiveram significativa influência sobre a biologia e a macrobiota associada a *H. wrightii*. As variações sazonais encontradas sugeriram forte relação com os padrões regionais de ventos e chuvas, que também devem ser monitorados junto aos prados, principalmente diante das esperadas alterações climáticas na região semiárida.

Palavras-chave: Angiospermas marinhas, Macroalgas, Macrofauna bentônica, Fundos rochosos e arenosos, Mudanças climáticas globais.

ABSTRACT

Environmental influences on the *Halodule wrightii* ecosystem of the semiarid coast of Brazil – Because of anthropogenic and climate change-related pressures, there is an increasing need of understanding on species-environment relationships. The objective of this study was to observe environmental influences on the variations of *Halodule wrightii* Ascherson in the semiarid coast of Brazil and the influences of these variations on florofaunal associations. In 2010, four meadows of *H. wrightii* were mapped and the influences of rocky and sandy bottoms and of the seasonality on shoot density, biometry and biomass were studied. It were also observed the influences of *H. wrightii* changes on macroalgal and macrofaunal communities, and also the main environmental influences, among meteorological, physicochemical and sedimentary variables, on the seagrass variations. The meadows were distributed in patches, parallel to the coastline, and more extensive on the sandy bottoms. The total area sampled was of 24430 m², being 5800 m² composed of dense patches, 9100 m² of sparse patches, 14000 m² of nonvegetated areas, and 8000 m² of rocks and other reef associations (algae, zoanths, sponges and corals). The rocky habitats had meadows with greater shoot densities (DRY, $t = -7,528$; $df = 43$; $p = 0,000$; RAINY, $t = -11,038$; $df = 43$; $p = 0,000$), biometry (DRY, $t = -2,674$; $df = 47$; $p = 0,010$; RAINY, $t = -0,172$; $df = 42$; $p = 0,863$), and total biomass (DRY, $t = -5,566$; $df = 58$; $p = 0,000$; RAINY, $t = -6,347$; $df = 58$; $p = 0,000$). Eighteen species of macroalgae were identified, classified as epilithic (50%), epiphytes on *H. wrightii* (38.4%), epipsammics (8%), and epiphytes on other algae (4%). The descriptors of this community were directly correlated to the *H. wrightii* shoot density, increasing during the dry season, being more influenced by the habitat than seasonality (PerMANOVA, $F = 29,4$; $R^2 = 0,20$; $p < 0,001$). The macrofauna was composed by 1108 specimens belonging to 112 taxa, highlighted crustaceans, mollusks and polichaetes. The faunistic diversity increased during the dry season probably due to an input of infauna because of the increase in hydrodynamic, but the abundance of epifauna seemed directly related to the seagrass variations. Considering the seagrass habitats, the faunal descriptors were significantly higher in the meadows of rocky bottoms, and correlated to *H. wrightii* biometry and biomass. Although the fauna have been similar in vegetated and nonvegetated areas, larvae and phytal specimens occurred only in vegetated areas. Despite the heterogeneous environmental scenarios, the four studied sites had a similar seasonal variation, also promoting similar seasonal alterations in the meadows. In all sites, the shoot density was higher in the dry season ($t = 0,302$; $df = 88$; $p = 0,710$), whereas biometry ($t = 2,909$; $df = 62$; p

= 0,000) and biomass ($t = -1,566$; $gl = 91$; $p = 0,119$) were higher during the rainy season. The variable that best explained the variations of these meadows was the time of emersion ($r = 0,813$). The habitat and the seasonality had a significant influence on the biology and macrobiota associated with *H. wrightii*. The seasonal variations found suggested a strong relationship with the winds and rainfall regional patterns, which should also be monitored with the meadows, especially facing the expected climate alterations in semiarid region.

Keywords: Seagrasses, Macroalgae, Benthic macrofauna, Rocky and sandy bottoms, Global climate changes.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Currais de pesca nas áreas dos prados de <i>H wrightii</i> do médio litoral, na costa do estado do Ceará, região semiárida do Brasil.....	22
Figura 2 –	Evolução de estudos sobre angiospermas marinhas no Brasil, desde a década de 1950 até 2012.....	28
Figura 3 –	Distribuição de estudos sobre angiospermas marinhas nos Estados e regiões brasileiras, desde a década de 1950 até 2012.....	28
Figura 4 –	Distribuição dos estudos sobre angiospermas marinhas considerando os tipos de clima do Brasil, desde a década de 1950 até 2012.....	28
Figura 5 –	Informações acerca de influências ambientais sobre prados de angiospermas marinhas desde a década de 1950 até 2012, com os percentuais correspondentes a cada estado brasileiro.....	30
Figura 6 –	Sítios estudados na costa semiárida, Nordeste do Brasil.....	47
Figura 7 –	Etapas dos mapeamentos dos bancos de <i>H wrightii</i> , realizados na costa semiárida do Brasil, em 2010.....	49
Figura 8 –	Desenho amostral para as coletas nos prados estudados na costa semiárida do Brasil, conforme sugerido por Burdick e Kendrick (2001) para prados distribuídos em manchas.....	49
Figura 9 –	Metodologia de amostragem de <i>H wrightii</i> e comunidades associadas na costa semiárida do Brasil.....	50
Figura 10 –	Metodologia de obtenção da biometria, densidade e biomassa das amostras de <i>H wrightii</i> coletadas na costa semiárida do Brasil.....	51
Figura 11 –	Cobertura das manchas, áreas e formatos resultantes do mapeamento dos prados de <i>H wrightii</i> estudados na costa semiárida do Brasil.....	52
Figura 12 –	Correnteza originada na foz do Rio Acaraú, que delimita a ocorrência dos bancos de <i>H. wrightii</i> no médio litoral da praia de Arpoeiras, Acaraú-CE, costa semiárida do Brasil.....	53
Figura 13 –	Banco de <i>H. wrightii</i> sobre o recife achatado da praia da Pedra Rachada, Paracuru-CE, costa semiárida do Brasil, com recife vertical que protege o prado, sobretudo durante as marés baixas.....	54
Figura 14 –	Banco de <i>H. wrightii</i> sobre o recife da praia das Goiabeiras, Fortaleza-CE, costa semiárida do Brasil.....	55

Figura 15 – Área de ocorrência dos bancos de <i>H. wrightii</i> por entre os afloramentos rochosos na praia de Ponta Grossa, Icapuí-CE, costa semiárida do Brasil....	57
Figura 16 – Variação sazonal do banco de <i>H. wrightii</i> na praia das Goiabeiras, Fortaleza-CE, costa semiárida do Brasil.....	58
Figura 17 – Características dos prados de <i>H. wrightii</i> estabelecidos em fundos arenosos, durante o período seco, na costa semiárida do Brasil.....	58
Figura 18 – Variações nas médias de densidades dos brotos de <i>H. wrightii</i> nos sítios estudados, durante as campanhas de período seco e chuvoso, na costa semiárida do Brasil.....	59
Figura 19 – Variações das médias de larguras de base, meio e ápice das folhas e comprimento das folhas de <i>H. wrightii</i> , nos sítios estudados na costa semiárida do Brasil.....	61
Figura 20 – Variações das médias das biomassas aérea, subterrânea e total de <i>H. wrightii</i> , nos sítios estudados na costa semiárida do Brasil.....	62
Figura 21 – Gráfico de dispersão do escalonamento multidimensional (MDS) das abundâncias das espécies das comunidades de algas associadas a <i>H. wrightii</i> na costa do Ceará, Nordeste do Brasil.....	77
Figura 22 – Abundâncias das larvas de crustáceos e juvenis de ofiuroides coletadas nos sítios estudados em suas respectivas campanhas de período seco e chuvoso, na costa semiárida do Brasil.....	86
Figura 23 – Aparato utilizado para a obtenção da concentração do carbonato de cálcio das amostras de sedimento coletadas nos prados de <i>H. wrightii</i> da costa semiárida do Brasil.....	107
Figura 24 – Gráfico de dispersão resultante do escalonamento multidimensional (MDS) que considerou a distância euclidiana das amostras de variáveis abióticas obtidas na área dos prados de <i>H. wrightii</i> da costa semiárida do Brasil.....	114
Figura 25 – Diagrama resultante da Análise de Correlação Canônica (CCA) e dispersão das amostras de <i>H. wrightii</i> da costa semiárida do Brasil.....	116

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Artigos sobre angiospermas marinhas no Brasil publicados em periódicos indexados até junho de 2013, de acordo com o tema de estudo.....	43
Tabela 2 –	Tempo aproximado de exposição dos prados durante as marés baixas de sizígia, na costa semiárida do Brasil.....	52
Tabela 3 –	Resultados da análise de variância paramétrica de densidade, biomassa e biometria de <i>H. wrightii</i> , na costa semiárida do Brasil. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando valores estatisticamente diferentes entre os períodos seco e chuvoso, em cada sítio.....	60
Tabela 4 –	Resultados da análise de variância paramétrica de densidade, biomassa e biometria de <i>H. wrightii</i> , na costa semiárida do Brasil. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando valores estatisticamente diferentes considerando os habitats arenoso e rochoso..	62
Tabela 5 –	Classificação taxonômica das espécies de macroalgas associadas aos prados de <i>H. wrightii</i> estudados na costa do Ceará, Nordeste do Brasil...	73
Tabela 6 –	Variâncias (Testes t ou U) da biomassa de algas ($g\ ps\ m^{-2}$) para cada ponto estudado, frequência de ocorrência (FO) e classificação em relação ao hábito das espécies associadas aos prados de <i>H. wrightii</i> da costa do Ceará, Nordeste do Brasil.....	74
Tabela 7 –	Análises de variância dos descritores da comunidade florística nos sites estudados na costa do Ceará, Nordeste do Brasil, durante as estações seca e chuvosa. A baixa frequência de espécies nos prados de fundo arenoso não permitiu a obtenção de alguns descritores.....	75
Tabela 8 –	Valores médios dos descritores das comunidades nos habitats rochoso e arenoso e análise de variância paramétrica entre os habitats. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando valores estatisticamente diferentes entre os habitats.....	75

Tabela 9 –	Valores médios da densidade de <i>H. wrightii</i> (brotos m ⁻²) nos períodos seco e chuvoso, análises de variância paramétrica dos pontos estudados entre os períodos e também entre FR1 e os prados de fundo arenoso, considerando os períodos do ano. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando valores estatisticamente diferentes.....	76
Tabela 10 –	Resultados do teste PerMANOVA usando habitat e períodos do ano como variáveis independentes, e abundância total (N), número de espécies (S) e diversidade de Shannon (H') como variáveis dependentes. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando valores estatisticamente diferentes.....	76
Tabela 11 –	Densidade média da macrofauna bentônica associada a <i>H. wrightii</i> nas campanhas de período seco e chuvoso realizadas em duas praias de fundo arenoso (FA) e duas praias de fundo rochoso (FR), na costa semiárida do Brasil.....	87
Tabela 12 –	Análise de variância dos descritores da comunidade faunística nos prados de <i>H. wrightii</i> na costa semiárida do Brasil, durante as estações seca e chuvosa. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando médias estatisticamente diferentes entre os sítios de habitat rochoso, nos períodos seco e chuvoso.....	92
Tabela 13 –	Análises de variância dos descritores da comunidade faunística nas áreas vegetadas e não vegetadas de duas praias arenosas da costa semiárida do Brasil.....	94
Tabela 14 –	Distribuição da macrofauna bentônica nos dois sítios de fundo arenoso estudados na costa semiárida do Brasil e resultados da variância que comparou as abundâncias dos táxons entre as amostras vegetadas e não vegetadas.....	95
Tabela 15 –	Resultados da análise de variância paramétrica das variáveis ambientais obtidas para a área dos prados de <i>H. wrightii</i> da costa semiárida do Brasil. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando médias estatisticamente diferentes entre os períodos seco e chuvoso de 2010, em cada sítio.....	110

Tabela 16 –	Classificações dos sedimentos coletados em campanhas de período seco e chuvoso no ano de 2010, nos prados de <i>H. wrightii</i> na costa semiárida do Brasil.....	111
Tabela 17 –	Matriz de correlação entre as variáveis meteorológicas, físico-químicas e sedimentares da área dos prados de <i>H. wrightii</i> na costa semiárida do Brasil. Em destaque, os valores significativamente ($p < 0,05$) correlacionados.....	112
Tabela 18 –	Resultados da análise de variância paramétrica de densidade das hastes, biomassa e biometria de <i>H. wrightii</i> , na costa semiárida do Brasil. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando valores estatisticamente diferentes entre os períodos seco e chuvoso, em cada sítio.....	114
Tabela 19 –	Fatores de inflação das variáveis ambientais em uma análise de correlação canônica que considerou variáveis não correlacionadas (1) e fator de inflação destas variáveis após a remoção de precipitações pluviométricas do modelo (2).....	115
Tabela 20 –	Resultados do teste Bio-Env, que observou as influências das variáveis ambientais sobre a variância de densidade, biometria e biomassa de <i>H. wrightii</i> nos sítios estudados ao longo da costa semiárida do Brasil.....	116

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	20
2	HIPÓTESES	23
3	OBJETIVOS	23
3.1	Objetivo geral	23
3.2	Objetivos específicos	24
4	RESULTADOS	25
4.1	Ecologia de angiospermas marinhas no Brasil: nosso conhecimento é suficiente para mitigar efeitos das mudanças climáticas?	25
4.1.1	<i>Introdução</i>	25
4.1.2	<i>Material e Métodos</i>	27
4.1.3	<i>Resultados</i>	27
4.1.3.1	<i>Estudos com angiospermas marinhas no Brasil</i>	27
4.1.3.2	<i>Influências ambientais sobre angiospermas marinhas brasileiras</i>	29
4.1.3.2.1	<i><u>Halodule wrightii</u> Acherson</i>	31
4.1.3.2.2	<i><u>Halophila decipiens</u> Ostenfeld</i>	32
4.1.3.2.3	<i><u>Ruppia maritima</u> Linnaeus</i>	33
4.1.3.2.4	<i>Flora e fauna associada</i>	34
4.1.3.3	<i>Possíveis registros preliminares dos efeitos das mudanças climáticas sobre prados de angiospermas marinhas na costa brasileira</i>	36
4.1.3	<i>Discussões</i>	37
4.1.3.1	<i>Lacunas nos estudos ambientais</i>	37
4.1.3.2	<i>Possíveis efeitos de mudanças climáticas, medidas de mitigação e sugestões para monitoramento dos prados</i>	38
4.1.4	<i>Conclusões</i>	42
4.2	Influências dos fundos rochosos e arenosos sobre <i>Halodule wrightii</i> Acherson na costa semiárida do Brasil	44
4.2.1	<i>Introdução</i>	44
4.2.2	<i>Material e Métodos</i>	46
4.2.2.1	<i>Área de estudo</i>	46
4.2.2.2	<i>Procedimentos de campo</i>	47
4.2.2.2.1	<i>Caracterização dos prados</i>	47

4.2.2.2.2	Mapeamentos.....	48
4.2.2.2.3	Desenho amostral e amostragens.....	48
4.2.2.3	<i>Procedimentos de laboratório.....</i>	50
4.2.2.4	<i>Análises Estatísticas.....</i>	50
4.2.3	Resultados.....	51
4.2.3.1	<i>Caracterização dos prados.....</i>	51
4.2.3.2	<i>Mapeamentos.....</i>	52
4.2.3.2.1	Arpoeiras.....	52
4.2.3.2.2	Pedra Rachada.....	53
4.2.3.2.3	Goiabeiras.....	55
4.2.3.2.4	Ponta Grossa.....	56
4.2.3.2	<i>Variações sazonais de densidade, biometria e biomassa das populações de <u>H. wrightii</u> na costa semiárida.....</i>	57
4.2.3.3	<i>Influências dos fundos rochoso e arenoso sobre variações morfológicas de populações de <u>H. wrightii</u> na costa semiárida.....</i>	59
4.2.4	Discussões.....	63
4.2.5	Conclusões.....	68
4.3	Influência da densidade de hastes de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson em fundos rochosos e arenosos sobre comunidades de macroalgas associadas.....	69
4.3.1	Introdução.....	69
4.3.2	Material e Métodos.....	70
4.3.2.1	<i>Procedimentos de laboratório.....</i>	70
4.3.2.2	<i>Análises estatísticas.....</i>	71
4.3.3	Resultados.....	71
4.3.3.1	<i>Sistemática e ecologia.....</i>	71
4.3.3.2	<i>Influências da sazonalidade e dos habitats rochoso e arenoso sobre a comunidade.....</i>	72
4.3.4	Discussões.....	78
4.3.5	Conclusões.....	82
4.4	Influência de <i>Halodule wrightii</i> Ascherson estabelecida em fundos rochosos e arenosos sobre a macrofauna bentônica associada.....	83
4.4.1	Introdução.....	83

4.4.2	<i>Material e Métodos</i>	84
4.4.2.1	<i>Procedimentos de campo e laboratório</i>	84
4.4.2.2	<i>Análises estatísticas</i>	85
4.4.3	<i>Resultados</i>	85
4.4.3.1	<i>Sistemática e ecologia</i>	85
4.4.3.2	<i>Influências dos habitats rochoso e arenoso e das variações dos prados sobre a comunidade faunística</i>	93
4.4.3.3	<i>Influências da presença e ausência de <u>H. wrightii</u> sobre a macrofauna bentônica associada aos prados de fundos arenosos móveis</i>	94
4.4.4	<i>Discussões</i>	96
4.5.5	<i>Conclusões</i>	103
4.5	Principais influências ambientais sobre as variações locais e sazonais de <i>Halodule wrightii</i> na região central da costa semiárida do Brasil	104
4.5.1	<i>Introdução</i>	104
4.5.2	<i>Material e Métodos</i>	105
4.5.2.1	<i>Procedimentos de campo</i>	106
4.5.2.2.1	Obtenção dos dados abióticos.....	106
4.5.2.2	<i>Procedimentos de laboratório</i>	106
4.5.2.2.1	Análise Granulométrica.....	106
4.5.2.2.2	Tratamento das amostras biológicas.....	108
4.5.2.3	<i>Análises Estatísticas</i>	108
4.5.3	<i>Resultados</i>	109
4.5.3.1	<i>Variações ambientais da área dos prados de <u>H. wrightii</u> ao longo da costa semiárida, durante as estações seca e chuvosa</i>	109
4.5.3.2	<i>Variações sazonais de <u>H. wrightii</u> na costa semiárida</i>	114
4.5.3.3	<i>Influências meteorológicas, físico-químicas e sedimentares sobre as variações sazonais dos prados de <u>H. wrightii</u> na costa semiárida</i>	115
4.5.4	<i>Discussões</i>	116
4.5.5	<i>Predições para os prados da costa semiárida, considerando os efeitos ambientais observados atualmente e os efeitos esperados a partir das mudanças climáticas</i>	121
4.5.6	<i>Conclusões</i>	124

5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	126
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	128
7	APÊNDICE.....	150

1 INTRODUÇÃO GERAL

As angiospermas marinhas são plantas vasculares que ocorrem em zonas costeiras de todo o mundo e oferecem importante contribuição energética em escala local e mundial a vários outros ecossistemas marinhos e estuarinos (BJÖRK *et al.*, 2008; DUARTE; GATTUSO, 2008; HARTOG; KUO, 2006; HEMMINGA; DUARTE, 2000; SHORT *et al.*, 2001). Estas plantas crescem desde a zona entremarés, onde podem ficar totalmente expostas à luz do sol, a até mais de 40m de profundidade, quando as águas oceânicas são mais claras (DUARTE; GATTUSO, 2008). Ocorrem em praticamente todos os continentes, à exceção do Antártico (DAWES, 1998; DUARTE; GATTUSO, 2008; LARKUM, ORTH; DUARTE, 2006; SHORT *et al.*, 2007) e estão ligadas aos mais importantes habitats marinhos, como recifes de coral, manguezais, marismas e bancos de ostras (BJÖRK *et al.*, 2008).

O caule e as folhas oferecem substrato para a fixação de organismos epífitos, atraindo grupos visitantes, aumentando a produção primária e secundária do ecossistema (BOROWITZKA; LAVERY; VAN KEULEN, 2006; DUARTE, 1989; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989). O importante papel na base da cadeia trófica destes ecossistemas marinhos inclui a participação de outros grupos da vegetação aquática submersa, como epífitas, fitoplâncton, microalgas bênticas e macroalgas, que juntos promovem aumento de matéria orgânica e nutrientes no meio (BOROWITZKA; LAVERY; VAN KEULEN, 2006; CHRISTIAN; LUCZKOVICH, 1999; COCENTINO *et al.*, 2004; MAGALHÃES; ESKINAZI-LEÇA, 2000). Dessa forma, constituem um dos mais produtivos ecossistemas do mundo e sua produção pode ser considerada equivalente a plantas cultivadas, especialmente quando associadas às algas (COSTANZA *et al.*, 1997; DUARTE; CEBRIAN, 1996; HEMMINGA; DUARTE, 2000; ORTH *et al.*, 2006; PHILIPS; MEÑEZ, 1988; ZIEMAN; WETZEL, 1980). Representam uma importante fonte de alimento para megaherbívoros como tartarugas-verdes, dugongos, peixes-boi, aves aquáticas e peixes herbívoros, além de constituírem habitat fundamental para diversas espécies recreacionais e comerciais (BECK *et al.*, 2001; BJÖRK *et al.*, 2008; D'INCAO, 1982; GARCIA *et al.*, 1996; KIKUSHI, 1974; NAKAOKA, 2005; NAKAOKA *et al.*, 2001; SHERIDAN; LIVINGSTON, 1983; STARCK; DAVIS, 1966). Constituem, também, a principal fonte de proteína dos pescadores em costas tropicais, além de abrigarem importantes produtos da pesca, que são dependentes destes ecossistemas, como camarões e peixes (BJÖRK *et al.*, 2008).

Além da estrutura da teia trófica, as angiospermas marinhas também alteram o fluxo da água e o ciclo de nutrientes, uma vez que os componentes estruturais das folhas,

rizomas e raízes modificam o fluxo de correntes e ondas, enquanto capturam e armazenam sedimentos e outras partículas (FONSECA; CAHALAN, 1992; HEMMINGA; DUARTE, 2000). Por alterarem as condições físico-químicas do ambiente, são conhecidas como “engenheiras de ecossistemas” (JONES *et al.*, 1994; COCENTINO *et al.*, 2004; KOCH, 2009). Ao mesmo tempo em que promovem alterações ambientais, também respondem ao ambiente, sendo consideradas por Orth *et al.* (2006) verdadeiros sentinelas biológicos ou “canários costeiros”, já que são capazes de sinalizar as perdas dos serviços prestados pelo ecossistema.

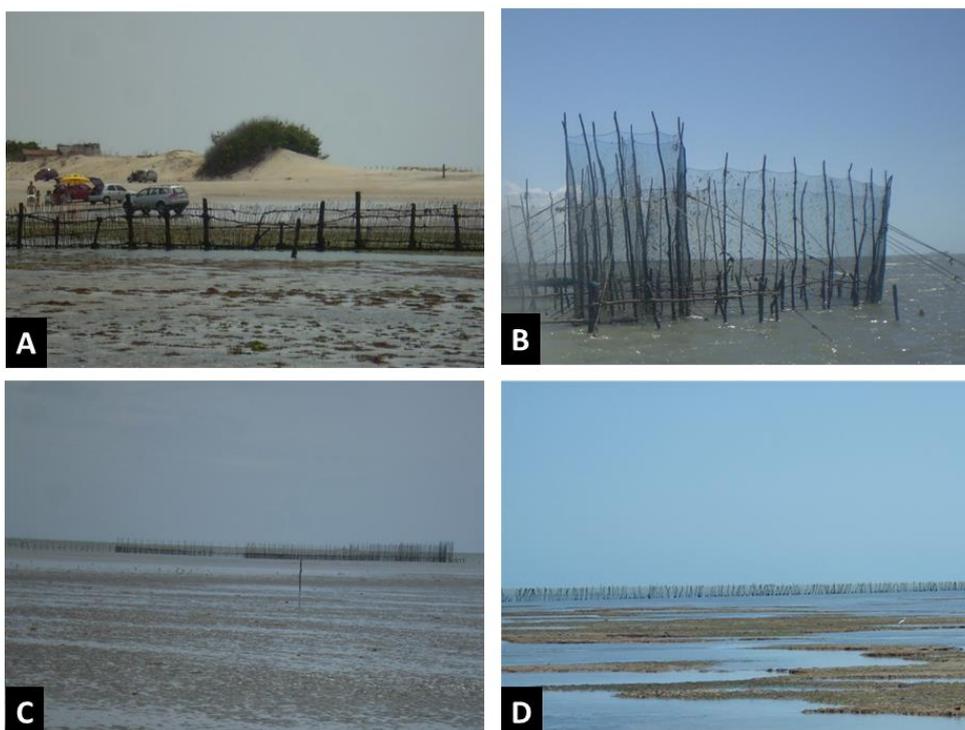
Em função da sensibilidade a alterações no ambiente e consequente influência sobre a teia trófica, grandes alterações climáticas ou ambientais podem trazer prejuízos para o ecossistema e para comunidades humanas que se utilizam destes recursos para sua sobrevivência (*cf.* WAYCOTT *et al.*, 2007). As mudanças climáticas globais, por exemplo, modificam muitos fatores abióticos diretamente relacionados a estes prados, alterando também todos os processos bióticos e abióticos costeiros influenciados por estas plantas (BJÖRK *et al.*, 2008; DUARTE *et al.*, 2002; SHORT; NECKLES, 1999; WAYCOTT *et al.*, 2007). Por causa das pressões sobre o ambiente marinho, existe uma necessidade crescente acerca de estudos sobre as relações espécies-ambiente (SNICKARS *et al.*, 2013). Sendo o crescimento das angiospermas marinhas uma resposta integrada de todas as partes da planta às condições ambientais (KOCH; BEER, 1996), as implicações sobre os padrões de sazonalidade evidenciam a importância dos estudos acerca das influências ambientais sobre angiospermas marinhas (DUARTE, 1989). O tipo de substrato em que se estabelece uma espécie de angiosperma marinha pode ter consequências fundamentais para a sua ecologia (BANDEIRA, 2002). Além disso, os conhecimentos básicos sobre a ecologia das espécies pode auxiliar nas tomadas de decisão para restaurar estes ecossistemas frente aos distúrbios (BARROS; ROCHA-BARREIRA; MAGALHÃES, 2013; FONSECA; THAYER; KENWORTHY, 1987).

O Brasil tem aproximadamente 20.000 hectares de angiospermas marinhas localizadas no entorno de recifes de coral, lagoas costeiras, recifes de praia e costões rochosos (CREED, 2003). As espécies registradas ao longo da costa brasileira são *Halodule wrightii* Ascherson, *Halodule emarginata* Hartog, *Halophila decipiens* Ostenfeld, *Halophila baillonii* Ascherson e *Ruppia maritima* Lipkin (SHORT *et al.*, 2007), sendo *Halodule wrightii* a espécie mais comum, encontrada desde o Piauí até Santa Catarina (DEN HARTOG, 1972; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1983; SHORT *et al.*, 2007; COPERTINO, *com. pess.*). De acordo com Cocentino *et al.* (2004), *H. wrightii* é a espécie mais abundante na costa do nordeste

brasileiro, onde atinge as maiores biomassas, formando extensos bancos entre os recifes e o continente.

No estado do Ceará, as localidades apontadas como as que obtiveram a maior produção de pescado em 2005 – Camocim, Acaraú, Itarema e Barroquinha (IBAMA, 2006), são locais onde se encontram os principais prados de angiospermas marinhas do Estado, sobretudo os de profundidade. As atividades pesqueiras representam a principal atividade econômica de muitas comunidades costeiras deste Estado e uma das mais importantes de todo o Nordeste brasileiro, tendo a lagosta como principal produto, seguida de camarão e pargo (IDEMA, 1999; IBAMA, 2006). Os currais de pesca (Fig. 1), que já foram a principal representação da pesca marítima no Ceará (cf. PAIVA; NOMURA, 1965), ainda são frequentemente encontrados em meio aos prados do capim marinho *H. wrightii* na zona entremarés, sobretudo associados a pescadores de subsistência ou produtores em pequena escala.

Figura 1 – Currais de pesca nas áreas dos prados de *H. wrightii* do médio litoral, na costa do estado do Ceará, região semiárida do Brasil.



Legenda: A – curral de pesca na praia da Pedra Rachada, município de Paracuru-CE; B e C – currais de pesca em Arpoeiros, Acaraú-CE; D – curral de pesca por entre o banco dos Cajuais, Icapuí-CE. Fonte: A, B e C – Arquivo pessoal da autora; D – foto gentilmente cedida por Carlos Augusto Oliveira de Meireles.

Visando ampliar o conhecimento da biologia da espécie *Halodule wrightii*, espécie mais comum no médiolitoral da costa semiárida, e acerca das influências ambientais sobre angiospermas marinhas de um modo geral, este estudo levantou inicialmente as informações acerca das influências ambientais sobre as espécies brasileiras, disponíveis em artigos publicados, através de uma aprofundada **revisão bibliográfica** (CAPÍTULO 1); observou as **influências dos habitats rochoso e arenoso** sobre *H. wrightii* (CAPÍTULO 2), sobre comunidades de macroalgas associadas (CAPÍTULO 3) e sobre a macrofauna bentônica associada (CAPÍTULO 4); e também as **influências de variáveis meteorológicas, físico-químicas e sedimentares** sobre as variações sazonais de densidade, biometria e biomassa de *H. wrightii*, ao longo da costa semiárida (CAPÍTULO 5). Estas informações podem definir os padrões de sazonalidade e influências ambientais sobre a biologia de *H. wrightii* e macrobiota associada na costa semiárida do Brasil, reunindo dados para os futuros monitoramentos dos prados nesta região, diante das esperadas mudanças no clima.

2 HIPÓTESES

- O habitat (*i.e.* tipo de fundo em que o prado está estabelecido) tem influência direta sobre a biologia de *Halodule wrightii*, influenciando, inclusive, a composição e variações entre as comunidades floro-faunísticas associadas;
- Apesar de estabelecidos em diferentes tipos de fundo e de estarem sujeitos a diferentes condições hidrodinâmicas e ambientais, os prados de *H. wrightii* apresentam padrões sazonais e respostas semelhantes às influências ambientais ao longo da costa semiárida do Brasil.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

O objetivo deste estudo foi observar as principais influências ambientais sobre as variações de densidade, biometria e biomassa de *Halodule wrightii* e comunidades floro-faunísticas associadas na costa semiárida do Brasil, gerando dados para predições sobre o

futuro destes ecossistemas, principalmente diante da necessidade de se enfrentar os distúrbios ambientais causados pelas mudanças climáticas.

3.2 Objetivos específicos

- Sumarizar as informações existentes acerca das influências ambientais sobre as espécies de angiospermas marinhas no Brasil, nos artigos já publicados;
- Estudar as consequências ecológicas do estabelecimento dos prados em habitats rochosos e arenosos sobre a plasticidade de *H. wrightii*;
- Observar de que forma o habitat e as variações sazonais na densidade de *H. wrightii* influenciam as flutuações da comunidade de macroalgas associada;
- Verificar de que forma o habitat e as variações de biometria e biomassa de *H. wrightii* influenciam as flutuações da macrofauna associada;
- Reconhecer os principais fatores ambientais que regulam as diferenças na plasticidade e variações sazonais de *H. wrightii* ao longo da costa semiárida do Brasil.

4 RESULTADOS

4.1 Ecologia de angiospermas marinhas no Brasil: nosso conhecimento é suficiente para mitigar efeitos das mudanças climáticas? (*)

4.1.1 Introdução

Enquanto a contribuição dos gases do efeito estufa e atividades humanas para o aquecimento global (SCHNEIDER, 1990; PEARCE, 1991; MAHLMAN, 1997; CHANDLER *et al.*, 2002; WINKLER, 2005) e a ligação entre aquecimento global com eventos climáticos extremos e aumento do nível do mar ainda estão em debate (KHANDEKAR *et al.*, 2005), ecossistemas costeiros estão em risco. Este fenômeno pode modificar a estrutura e funcionamento destes ecossistemas com novas características físicas e biológicas, resultando em perda de biodiversidade marinha, recursos pesqueiros e linha de costa (VERGARA, 2005). Um destes ecossistemas são as angiospermas marinhas, cujos serviços estão ameaçados por uma variedade de fatores ambientais que estão ou irão se modificar no futuro (SHORT; NECKLES, 1999; DUARTE, 2002; WAYCOTT *et al.*, 2007; BJÖRK *et al.*, 2008).

Angiospermas marinhas são um dos mais produtivos ecossistemas costeiros do mundo, especialmente quando associados a algas, com um nível de produção equivalente a plantas cultivadas em rede de produção anual (ZIEMAN; WETZEL, 1980; DUARTE; CEBRIAN, 1996; COSTANZA *et al.*, 1997; CHRISTIAN; LUCZKOVICH, 1999; ORTH *et al.*, 2006). Estas plantas afetam a cadeia trófica e o ambiente em que estão estabelecidas, bem como o ciclo de nutrientes e o fluxo de água, protegendo a região costeira da erosão (KOCH *et al.*, 2009; HEMMINGA; DUARTE, 2000).

Em consequência desta marcante influência sobre os fatores físicos e químicos, angiospermas marinhas são conhecidas como “engenheiras de ecossistemas” (JONES *et al.*, 1994; KOCH, 2009). Desta forma, elas proporcionam um ambiente ideal para reprodução, assentamento de larvas, berçário e proteção contra predadores para diversos animais, sendo também um ambiente ideal para captura de presas e fonte direta de comida para megaherbívoros e peixes (KIKUSHI, 1974; VIRNESTEIN, 1987; PHILLIPS, 1992; DUARTE, 2000). Animais ameaçados de extinção e outras espécies marinhas ecológica e

* Artigo publicado na revista **Iheringia - Série Botânica**, v. 68, n. 1, p.155-170. Junho, 2013. Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul.

economicamente importantes para a zona costeira necessitam destes ambientes para completar o seu ciclo de vida (STARCK; DAVIS, 1966; KIKUSHI, 1974; D'INCAO, 1982; SHERIDAN; LIVINGSTON, 1983; GARCIA *et al.*, 1996; NAKAOKA *et al.*, 2001; NAKAOKA, 2005; SHORT *et al.*, 2006a). Além da fauna marinha, muitas populações humanas costeiras dependem destas plantas para sua sobrevivência, através de atividades de pesca comercial e de subsistência (SHORT *et al.*, 2006a).

Além das mudanças climáticas, angiospermas marinhas são ameaçadas por eventos locais e vários impactos de origem antropogênica, já que estão localizadas na interface entre o ambiente terrestre e o oceano (SHORT; WYLLIE-ECHEVERRIA, 1996). De acordo com ORTH *et al.* (2006), sua sensibilidade a alterações ambientais e habilidade de sinalizar perdas no ecossistema caracteriza estas plantas como “sentinelas biológicas” ou “canários costeiros”. Estes autores acrescentaram que a distribuição difusa das angiospermas marinhas ao longo das duas grandes regiões geográficas (temperada e tropical) torna-lhes excelentes instrumentos para avaliação de tendências em larga escala, em contraste a outros comparáveis ambientes costeiros como manguezais, recifes de coral ou restingas, que são limitadas a apenas uma destas regiões.

Mudanças climáticas globais podem afetar irreversivelmente estes ecossistemas. Estes fenômenos tem resultado em progressivas alterações de uma série de fatores ambientais direta ou indiretamente relacionados a angiospermas marinhas, tais como condições de temperatura, nível do mar, CO₂ atmosférico, luz e radiação ultravioleta (SHORT; NECKLES, 1999; DUARTE *et al.*, 2004). Tais alterações também modificam a distribuição, produtividade e composição das comunidades de angiospermas marinhas e conseqüentemente a geomorfologia costeira, ciclos biogeoquímicos e até as biotas locais e regionais (SHORT; NECKLES, 1999; DUARTE, 2000; DUARTE *et al.*, 2004). Estudos específicos relacionados às influências do ambiente sobre angiospermas marinhas podem promover desde diagnósticos de problemas ambientais locais até previsões dos progressivos efeitos das mudanças climáticas sobre a produtividade dos ecossistemas marinhos e costeiros. Assim, o conhecimento sobre a ecologia destas plantas pode ser essencial para as implicações do futuro da vida marinha, dada a importância destes ecossistemas para o ambiente marinho e costeiro, bem como para as interações de uma série de outros ecossistemas relacionados.

O Brasil tem aproximadamente 20.000 hectares de angiospermas marinhas localizadas próximo a recifes de coral e lagoas costeiras (CREED, 2003). As espécies registradas ao longo da costa brasileira são *Halodule wrightii* Ascherson, *Halodule emarginata* Hartog, *Halophila decipiens* Ostenfeld, *Halophila baillonii* Ascherson e *Ruppia*

maritima Lipkin (SHORT *et al.*, 2007). A espécie mais amplamente encontrada, distribuída desde o Piauí até o Paraná é *Halodule wrightii* (DEN HARTOG, 1972; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1983; SHORT *et al.*, 2007; SORDO *et al.*, 2011) e a mais amplamente distribuída é *Ruppia maritima*, a única espécie que pode ser encontrada também em ambientes estuarinos e lagoas costeiras (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1983; MARQUES; CREED, 2008). A espécie *Halophila decipiens* ocorre geralmente associada com *H. wrightii* e nas mesmas áreas, *Halophila bailonii* foi registrada apenas no estado de Pernambuco e *Halodule emarginata* pode ser encontrada desde o estado da Bahia até São Paulo (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1983).

Devido à sensibilidade a alterações ambientais e seu papel ecológico e econômico, angiospermas marinhas são essenciais para o entendimento e mitigação dos efeitos de mudanças climáticas em áreas costeiras. Por meio de um levantamento bibliográfico das informações publicadas acerca das influências ambientais sobre estas espécies de angiospermas marinhas brasileiras, estudos necessários foram evidenciados, especialmente considerando o contexto das mudanças climáticas globais.

4.1.2 Material e Métodos

Esta revisão considerou apenas artigos publicados em jornais científicos indexados até o ano de 2012, que incluíssem estudos sobre angiospermas marinhas em território brasileiro. Inicialmente, foram observados os aspectos estudados e em seguida sintetizou-se o histórico dos estudos sobre influências ambientais no Brasil. Informações já registradas acerca de influências ambientais sobre as espécies brasileiras, bem como a fauna e flora associadas foram então descritas. Também foram reunidas as informações já existentes sobre influências de mudanças climáticas no Brasil.

4.1.3 Resultados

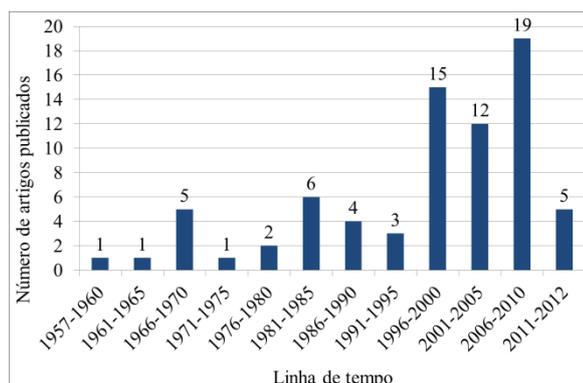
4.1.3.1 Estudos com angiospermas marinhas no Brasil

Um total de 84 artigos sobre ecossistemas de angiospermas marinhas brasileiras foram publicados até junho de 2013. Um aumento considerável em estudos foi observado desde a segunda metade da década de 1990, que compreende mais de 70% do número total de estudos (Fig. 2). Os estudos foram classificados dentro de 12 categorias (Tab. 1): Taxonomia (7%), ecologia e biodiversidade (10%), ecologia das plantas (21%), fitoplâncton associado

(1%), zooplâncton associado (3%), macroalgas associadas (10%), macrofauna associada (19%), alimentação de magaherbívoros e peixes (11%), impacto antropogênico e metais associados (8%), impacto climático (4%), propriedades farmacológicas e estudos de revisão (5%).

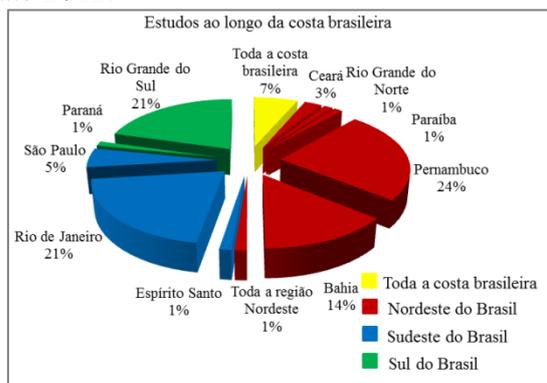
Por causa dos variados estudos, os artigos foram publicados em 49 diferentes periódicos, a maioria deles brasileiros. Contudo, os periódicos que incluem o maior número destes artigos são estrangeiros, principalmente *Aquatic Botany* (9%), *Marine Biology* (7%) e *Botanica Marina* (5%). Os prados que tem maior número de estudos até o presente são encontrados nas costas de Pernambuco (24%), Rio Grande do Sul (21%) e Rio de Janeiro (21%) (Fig. 3). Considerando os tipos de clima ao longo da costa brasileira, o maior número de estudos foi realizado na costa tropical, provavelmente por causa da sua extensão (Fig. 4).

Figura 2: Evolução de estudos sobre angiospermas marinhas no Brasil, desde a década de 1950 até 2012.



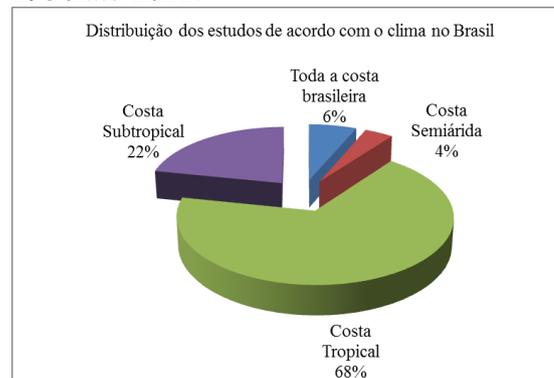
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 3: Distribuição de estudos sobre angiospermas marinhas nos Estados e regiões brasileiras, desde a década de 1950 até 2012.



Fonte: Elaborado pela autora

Figura 4: Distribuição dos estudos sobre angiospermas marinhas considerando os tipos de clima do Brasil, desde a década de 1950 até 2012.



Fonte: Elaborado pela autora

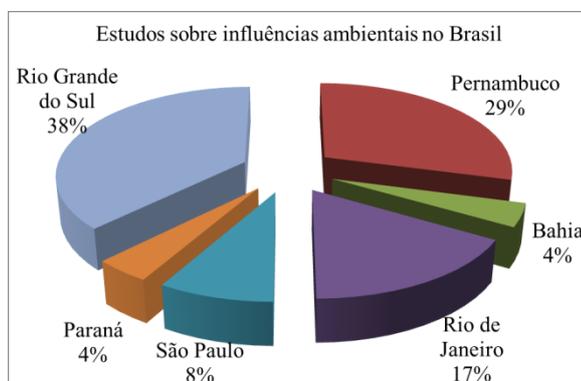
As espécies com maior número de estudos/citações na literatura foram *Halodule wrightii* (47%) e *Ruppia maritima* (24%), provavelmente por causa da sua distribuição e importância ecológica e econômica que representam, respectivamente, para as costas tropical e subtropical do Brasil. A espécie *Halophila decipiens* constantemente associada a *H. wrightii*, teve o terceiro maior número de aparições na literatura (14%), com informações mais relacionadas ao tipo de substrato onde vive. Estudos específicos sobre *Ruppia maritima* tem ocorrido apenas no sul do Brasil, mais especificamente na Lagoa dos Patos – RS. Outras espécies são citadas apenas em estudos de taxonomia, biodiversidade e revisão.

4.1.3.2 Influências ambientais sobre angiospermas marinhas brasileiras

Algumas informações relacionadas a influências ambientais sobre a maioria das espécies no Brasil têm sido registradas a partir de observações indiretas, nas quais os estudos não testaram diretamente estas influências, mas citaram algumas observações (e.g. ANDRADE-LIMA, 1957; LABOREL-DEGUEN, 1963; KEMPF, 1970; SILVA *et al.*, 1987; CORBISIER, 1994). Informações adicionais foram obtidas através de quantificações e variações espaço-temporais de características morfométricas e biomassa (CORBISIER, 1994; CREED, 1997; MAGALHÃES *et al.*, 1997; CREED, 1999; CREED; AMADO-FILHO, 2009; SORDO *et al.*, 2011). Contudo, observações diretas dos efeitos ambientais sobre estas plantas são raros no Brasil (CREED; MONTEIRO, 2000; SHORT *et al.*, 2006a, b) e não existem estudos acerca das influências destes fatores sobre o ecossistema como um todo.

Uma vez que a maioria dos estudos específicos sobre influências ambientais foram realizados com *Ruppia maritima* na costa subtropical do Brasil, esta espécie pode ser a única com estado de conhecimento comparável a outras espécies estudadas pelo mundo, já que os efeitos de uma variedade de fatores ambientais sobre o seu ciclo de vida e eventos reprodutivos são conhecidos (CAFRUNI *et al.*, 1978; KOCH; SEELIGER, 1988; COSTA; SEELIGER, 1989; SILVA; ASMUS, 2001; COLARES; SEELIGER, 2006). Contudo, quando é observado o número de citações sobre estas influências na literatura, *H. wrightii* (58%) aparece como a mais estudada, especialmente no estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil (29%), provavelmente, em função do maior número de estudos sobre esta espécie e informações soltas em estudos não-específicos. As observações sobre *Ruppia maritima* concentram-se no estado do Rio Grande do Sul (38%) (Fig. 5).

Figura 5: Informações acerca de influências ambientais sobre prados de angiospermas marinhas desde a década de 1950 até 2012, com os percentuais correspondentes a cada estado brasileiro.



Fonte: Elaborado pela autora

Em geral, as influências registradas foram relacionadas à batimetria (cf. COELHO, 1965; LABOREL-DEGUEN, 1963; KEMPF, 1970, CAFRUNI *et al.*, 1978; COUTINHO; SEELIGER, 1984), tipos de substrato e sedimento (cf. LABOREL-DEGUEN, 1963; KEMPF, 1970; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1983, OLIVEIRA *et al.*, 1997), variações físico-químicas (cf. ANDRADE-LIMA, 1957; LABOREL-DEGUEN, 1963; KEMPF, 1970; SEELIGER *et al.*, 1984; COSTA; SEELIGER, 1989; CORBISIER, 1994; COSTA *et al.*, 1997; CREED, 1997; OLIVEIRA *et al.*, 1997; CREED; MONTEIRO, 2000; COLARES; SEELIGER, 2006), variações meteorológicas (cf. COELHO, 1965; CORBISIER, 1994; CREED, 1997; MAGALHÃES *et al.*, 1997; COSTA *et al.*, 1997; CREED, 1999; SILVA; ASMUS, 2001; CREED; AMADO-FILHO, 2009; SORDO *et al.*, 2011), e variação de eventos climáticos extremos (cf. SHORT *et al.*, 2006a, b).

A maioria das informações sobre *H. wrightii* é relacionada a influência destes fatores sobre suas variações morfológicas (cf. ANDRADE-LIMA, 1957; LABOREL-DEGUEN, 1963; KEMPF, 1970; SILVA *et al.*, 1987; CORBISIER, 1994; CREED, 1997; MAGALHÃES *et al.*, 1997; OLIVEIRA *et al.*, 1997; CREED, 1999; CREED; MONTEIRO, 2000; SHORT *et al.*, 2006B; CREED; AMADO-FILHO, 2009; SORDO *et al.*, 2011), com raras observações em laboratório (cf. LABOREL-DEGUEN, 1963). Para *R. maritima*, também foram realizados estudos experimentais, além destas informações (FERREIRA; SEELIGER, 1985; SILVA; ASMUS, 2001; COLARES; SEELIGER, 2006), inclusive sobre eventos reprodutivos (SEELIGER *et al.*, 1984; KOCH; SEELIGER, 1988).

As informações disponíveis em artigos publicados até 2012 acerca das influências ambientais sobre estas espécies e sua flora e fauna associada no Brasil são apresentadas a seguir.

4.1.3.2.1 *Halodule wrightii* Acherson

Esta espécie é encontrada em áreas rasas, desde a zona infralitoral em marés baixas até poucos metros de profundidade, embora também possa ser encontrada em profundidades maiores que 10 m, talvez em função de uma exigência de luz (LABOREL-DEGUEN, 1963; KEMPF, 1970). Esta espécie se estabelece em locais protegidos por recifes de arenito e de corais, que propiciam seu crescimento, e em fundos móveis onde ela forma prados rasos ou espaçados. Esta espécie pode também ser encontrada em bancos fixos raramente imersos durante marés baixas e em substratos consolidados (LABOREL-DEGUEN, 1963; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1983).

O tipo de sedimento pode limitar a presença desta espécie (KEMPF, 1970). Contudo, o tamanho das partículas não é suficiente para explicar a distribuição batimétrica dos prados; o limite de ocorrência desta espécie é determinado pela forte instabilidade do sedimento, forte ação de ondas durante marés baixas (OLIVEIRA *et al.*, 1997) ou exposição ao ar (OLIVEIRA *et al.*, 1997; MAGALHÃES *et al.*, 1997). Contudo, estas condições são frequentemente encontradas em prados ao longo da costa do estado do Ceará e pode justificar os baixos índices de morfometria e densidade de *H. wrightii* na zona entre-marés, assim como as reduzidas dimensões dos bancos em substratos rochosos (BARROS K.V.S., observação pessoal).

O efeito da ação de ondas sobre os prados é evidente, causando o arranque de uma grande quantidade de plantas (ANDRADE-LIMA, 1957). Algumas vezes estas plantas são desenterradas pela erosão ou enterradas pelo sedimento, criando ramificações verticais (LABOREL-DEGUEN, 1963). As correntes também são um importante fator físico de influência sobre os prados, causando sua destruição temporária (KEMPF, 1970) e fragmentação dos prados (LABOREL-DEGUEN, 1963).

Durante as fortes chuvas de verão causam remoção de sedimento, com subsequente erosão dos prados e exposição dos rizomas. A redução de biomassa dos rizomas permite a invasão de macroalgas dentro dos prados, tal como de *Gracilaria* spp. e outras espécies (SILVA *et al.*, 1987). Outros estudos têm demonstrado que as chuvas e tempestades no costa leste do Brasil parecem coincidir com um aumento em velocidade dos ventos (*e.g.*

MAGALHÃES *et al.*, 1997; OLIVEIRA *et al.*, 1997; SORDO *et al.*, 2011), que é na verdade o causador de impacto negativo sobre os prados, durante o período de chuvas.

Ao longo da costa leste do Brasil, eventos de clareamento e colonização dos prados em pequenas manchas são constantemente registradas durante a estação chuvosa (MAGALHÃES *et al.*, 1997; OLIVEIRA *et al.*, 1997; SORDO *et al.*, 2011), quando a ação das ondas é mais forte (OLIVEIRA *et al.*, 1997). Além dos ventos, frequentes frentes frias durante a estação chuvosa no sul do Brasil também levam ao aumento da ação de ondas e turbidez, reduzindo assim o conteúdo de lama dentro do prado (SORDO *et al.*, 2011).

As características morfológicas desta espécie podem ser influenciadas por fatores ambientais distintos (CREED; MONTEIRO, 2000) e diferentes partes da planta podem ser influenciadas por uma série de estresses específicos ou múltiplos (CREED, 1997). A morfometria, biomassa e densidade desta espécie aumenta de acordo com a profundidade (MAGALHÃES *et al.*, 1997; CREED; MONTEIRO, 2000; SHORT *et al.*, 2006b). O tamanho das folhas pode ser influenciado pela hidrodinâmica e luz, embora estas não influenciam a largura das folhas (CREED; MONTEIRO, 2000). Variações em biomassa podem estar relacionadas a variações em temperatura (CORBISIER, 1994; OLIVEIRA *et al.*, 1997), enquanto que em plantas submersas as variações de salinidade e temperatura parecem não ser suficientes para determinar padrões de variação desta espécie ao longo da costa brasileira (CREED, 1997). O crescimento vegetativo é sazonalmente regulado. Em pontos estudados ao longo da costa leste brasileira, estas plantas pareceram mais desenvolvidas durante a estação seca, com aumento em biometria e biomassa (CORBISIER, 1994; CREED, 1997; MAGALHÃES *et al.*, 1997; CREED, 1999; CREED; AMADO-FILHO, 1999; SORDO *et al.*, 2011). Na costa semiárida, parece ocorrer o inverso (BARROS, K. V. S., observação pessoal).

4.1.3.2.2 Halophila decipiens Ostenfeld

Esta espécie é geralmente associada a *H. wrightii* e forma pequenas manchas onde o sedimento lamoso, lama calcária ou lama é dominante (LABOREL-DEGUEN, 1963). *H. decipiens* é encontrada em águas calmas, mais protegidas que as que se encontram *H. wrightii*. Está sempre submersa, mas apresenta uma ampla distribuição batimétrica, a profundidades de 30 cm a 40 m (LABOREL-DEGUEN, 1963; KEMPF, 1970), com densas manchas em áreas rasas (LABOREL-DEGUEN, 1963).

Estruturas reprodutivas foram encontradas no final do verão no Rio de Janeiro (CASARES; CREED, 2008) e pelo menos 20 sementes foram encontradas, em Pernambuco

(LABOREL-DEGUEN, 1963). Observações em laboratório de germinação mostraram que os brotos crescem em alguns poucos dias e rapidamente cobrem a superfície do aquário. Os efeitos das marés assim como mudanças anuais no ciclo de marés podem causar o desaparecimento de bancos de *H. decipiens* (LABOREL-DEGUEN, 1963).

4.1.3.2.3 *Ruppia maritima* Linnaeus

Esta espécie é encontrada em áreas estuarinas e protegidas. Em ambientes lagunares, esta planta sem sido registrada em áreas rasas com profundidades de 0,25 m a 2,5 m (COELHO, 1965; COUTINHO; SEELIGER, 1984; CAFRUNI *et al.*, 1978), e em áreas areno-lamosas ou lamo-arenosas (CAFRUNI *et al.*, 1978). Picos de biomassa vegetativa e reprodutiva ocorrem no final primavera e começo do outono no Sul do Brasil (CAFRUNI *et al.*, 1978). No nordeste do Brasil, contudo, picos reprodutivos e vegetativos foram registrados durante a estação chuvosa e apenas alguns espécimes foram encontrados durante o verão. O aumento de biomassa ocorre durante a estação chuvosa morre no início do verão e se deposita no fundo da lagoa (COELHO, 1965).

A redução de biomassa pode ocorrer como resultado de um aumento na taxa de respiração, além de crescimento e formação dos frutos. A remoção de plantas ocorre em função da combinação de ventos, ondas e ação das correntes. A chuva e erosão do sedimento finalizam o ciclo de vida destas plantas e são fundamentais para as macroalgas associadas (SILVA; ASMUS, 2001).

Mudanças em abundância, densidade e diversidade podem estar associadas com anomalias de chuvas e eventos extremos, tais como tempestades e ondas geradas por ventos. Fortes descargas e fluxos anômalos causam um aumento em turbidez e nível da água no estuário, reduzindo a salinidade e movendo o sedimento de áreas rasas para áreas mais profundas (MÜLLER-JÚNIOR *et al.*, 2009). Quando a movimentação da água e sedimento são moderados, outros fatores tais como o nível da água, transparência, temperatura e salinidade afetam as taxas de crescimento, biomassa, alocação de recursos e produção de flores (COSTA *et al.*, 1997). Após a germinação e desenvolvimento das hastes, *R. maritima* tem um rápido crescimento e estabiliza o sedimento (SILVA; ASMUS, 2001). Em função das interações previamente descritas, o crescimento destas plantas é concentrado na primavera e verão, com declínio dos prados no inverno, como visto na Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul (COSTA *et al.*, 1997).

O máximo número de flores e frutos está associado a baixas profundidades. Estas estruturas são ausentes a profundidades maiores, sugerindo a importância dos fatores como profundidade, transparência e penetração de luz para a alocação de recursos nestas plantas (COSTA; SEELIGER, 1989). Além disso, esta espécie pode apresentar aumento na produção de folhas e número de brotos, quando submetida a radiações mais fortes (COLARES; SEELIGER, 2006). Epífitas e algas flutuantes podem ser consideradas intensificadoras dos ciclos vegetativo e reprodutivo destas plantas e pode haver um sincronismo entre epífitas e floração (SILVA; ASMUS, 2001). In Lagoa dos Patos, a greater biomass of *R. maritima* may be associated with greater salinity stability and/or lower urban or industrial influences (MÜLLER-JÚNIOR *et al.*, 2009).

A germinação parece controlada por temperatura e salinidade, sugerindo este evento pode variar de acordo com a latitude (SEELIGER *et al.*, 1984). Este fenômeno foi associado com altas temperaturas, baixa salinidade e dissecação, com possível indução de sementes produzidas em anos anteriores. Além disso, temperaturas menores que a temperatura ambiente podem danificar as sementes (KOCH; SEELIGER, 1988).

Embora não existam estudos específicos sobre estes efeitos de mudanças climáticas sobre estas espécies, estas respostas são fundamentais para previsões de suas respostas a mudanças ambientais.

4.1.3.2.4 Flora e fauna associada

Ao mesmo tempo que são expostas a influências ambientais, angiospermas marinhas também podem afetar a estrutura da sua flora e fauna associadas. Algumas *Gracilaria* e outras espécies de algas, principalmente rodófitas, colonizam aberturas nos prados quando a biomassa dos rizomas é reduzida (SILVA *et al.*, 1987). Além disso, a biomassa de algumas algas, como *Caulerpa*, apresenta variação similar à variação de biomassa de *H. wrightii*, provavelmente porque ambas as espécies são influenciadas pelos mesmos fatores abióticos. Na costa do estado de Pernambuco, correlações negativas foram encontradas entre estas espécies com precipitação e taxas de fosfato, bem como positivas correlações com temperatura da água e salinidade. Dentro dos prados, espécies do gênero *Gracilaria* também variaram de acordo com mudanças de estações, sendo negativamente influenciadas pela movimentação do sedimento durante a estação chuvosa, que também pode levar à exposição dos rizomas de *H. wrightii* e *Caulerpa* spp. (*cf.* SILVA *et al.*, 1987).

Em ambientes lagunares, ventos, salinidade e a presença de substrato consolidado têm sido indicados como importantes fatores para a ocorrência e distribuição de algas dentro dos prados (PEDRINI *et al.*, 1997). Espécies tubulares e filamentosas de algas verdes, incluindo algas epífitas, parecem mais resistentes a variações em salinidade que a angiosperma *Ruppia maritima* (PEDRINI *et al.*, 1997).

Além das algas, a macrofauna também usa as angiospermas marinhas como substrato e proteção. Como elas atuam tanto dentro quanto fora do sedimento, estas plantas podem também ser consideradas fatores ambientais que influenciam a distribuição espaço-temporal da macrofauna bentônica nestes ecossistemas (BARROS; ROCHA-BARREIRA, 2009). O tipo do sedimento, que também influencia as angiospermas marinhas, pode ser um fator de influência mais significativa que as variações de salinidade e temperatura (CORBISIER, 1994).

A macrofauna dentro dos prados pode ser mais diversa e densa que em áreas não-vegetadas adjacentes. Contudo, áreas não-vegetadas podem apresentar um cenário diferente de espécies que de qualquer forma, embora menos diverso que áreas vegetadas, contribui para a diversidade da área (CORBISIER, 1994; CASARES; CREED, 2008; ROSA; BEMVENUTI, 2007). Alguns grupos da macrofauna apresentam certa preferência por áreas não-vegetadas, tais como algumas espécies de poliquetos (CORBISIER, 1994).

O aumento em densidade e diversidade de fauna dentro dos prados comparado a áreas adjacentes pode também estar associado aos fatores sazonais e não necessariamente a diferenças entre os ambientes com ou sem presença de angiospermas marinhas (ROSA; BEMVENUTI, 2007). Nematódeos, contudo, não apresentam diferenças em sedimentos vegetados e não-vegetados, já que este grupo pode ser mais fortemente influenciado pela arquitetura das macrófitas (DA ROCHA *et al.*, 2006).

Fatores físicos podem também afetar significativamente a fauna associada a angiospermas marinhas. Alguns organismos podem se beneficiar da proteção destas plantas mas podem ser influenciadas também pelos mesmos fatores ambientais que influenciam as plantas, da mesma forma que já fora discutida em relação às algas. JUNQUEIRA *et al.* (1997) observou que uma população de *Lytechinus variegatus* (Lamarck, 1816) foi vulnerável aos mesmos fatores que ocasionalmente reduzem os prados, tais como correntes de maré, dissecação e fortes temperaturas.

Em um ambiente lagunar, crustáceos e peixes de dentro e fora dos prados podem apresentar diferentes respostas aos fatores ambientais como profundidade, transparência, temperatura da água e salinidade, de acordo com os hábitos das espécies. Além disso, a baixa

transparência da água pode ser mais importante para a proteção dos juvenis contra os predadores que a presença das plantas (GARCIA *et al.*, 1996; GARCIA; VIEIRA, 1997).

A importância dada a estes ecossistemas no contexto das espécies ameaçadas de extinção, tais como peixe-boi e tartaruga-verde, poderia também ser estendida à micro e macrofauna bentônica por causa do seu significativo papel na transferência de energia e por atraírem espécies visitantes, inclusive as espécies de valor econômico. Relações entre flora e angiospermas marinhas, megafauna visitante e fatores ambientais podem ser determinantes para a permanência dos níveis maiores da teia trófica e também da produtividade costeira.

4.1.3.3 Possíveis registros preliminares dos efeitos das mudanças climáticas sobre prados de angiospermas marinhas na costa brasileira

Apesar dos poucos registros sobre influências ambientais sobre prados de angiospermas marinhas no Brasil e poucos estudos específicos sobre influências climáticas, algumas poucas informações relacionadas a influências de mudanças climáticas podem ser evidenciadas. O limite de ocorrência ao sul do Brasil da espécie *Halodule wrightii* sobre a costa brasileira era o estado de São Paulo (23° 30'S; 45° 7,4'S) (*cf.* OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1983), mas foi registrada desde 2004 no estado do Paraná (25° 20'S; 48° 20'S) (SORDO *et al.*, 2011), região Sul do Brasil, onde o clima é considerado subtropical. Isto pode indicar aumento de temperatura no sul do Brasil.

Em Tamandaré (estado de Pernambuco) na costa leste do Nordeste brasileiro, prados de *H. wrightii* sofreram uma redução anual de 5% em biomassa e densidade (SHORT *et al.*, 2006a, b). Os autores relacionaram esta redução ao aumento de 3°C na média histórica de temperatura, que tem alterado os padrões de chuvas e tempestades. Este fenômeno também afetou a hidrodinâmica da zona costeira, causando transporte de sedimento e alterações na área dos prados com declínio subsequente em angiospermas marinhas e estoques pesqueiros e levando a perdas ecológicas e econômicas em toda a região (SHORT *et al.*, 2006b).

Na costa semiárida do Brasil, onde os últimos anos tiveram chuvas abaixo da média histórica de chuvas (MARENGO, 2008), tem sido observada uma redução em área de cobertura e densidade desde 2006 em Fortaleza (K. V. S BARROS, observação pessoal). Nesta área, folhas queimadas são frequentemente observadas durante a estação seca, especialmente associadas à exposição durante as marés baixas (K. V. S BARROS, dados não-publicados). Desta forma, reduções drásticas nos padrões pluviométricos que ocorrem em escala decadal (MARENGO, 2008), entre outros fatores, podem dizimar este prado.

Assim, alterações climáticas já têm causado algumas mudanças sobre os ecossistemas de angiospermas marinhas no Brasil. Contudo, o monitoramento destes prados é relativamente recente e existem poucos locais monitorados nos últimos anos, tornando este conhecimento ainda incipiente. A fim de obter informações aprofundadas e confirmar estes possíveis efeitos observados de influência de mudança climática, estes prados devem ser constantemente monitorados nos próximos anos.

4.1.3 Discussões

4.1.3.1 Lacunas nos estudos ambientais

Poucos estudos brasileiros registraram influências do ambiente sobre angiospermas marinhas, e a maioria destes dados ainda não é relacionada ao ciclo de vida das espécies. Além do mais, a ecologia de algumas espécies brasileiras, como *Halodule emarginata*, *Halophila bailonii* e *Halophila decipiens* é desconhecida. Assim, é difícil prever futuras consequências não apenas de eventos locais mas também das mudanças climáticas sobre estas espécies, especialmente considerando os vários tipos de clima que influenciam a costa brasileira. Embora o conhecimento das influências ambientais sobre angiospermas marinhas ainda seja incipiente, dados ecológicos relacionados ao fenômeno de mudanças climáticas estão disponíveis, especialmente para *Halodule wrightii* (SHORT *et al.*, 2006a, b) no Nordeste do Brasil e *Ruppia maritima* na Lagoa dos Patos (ODEBRECHT *et al.*, 2010).

Estudos sobre influências ambientais deveriam seguir um protocolo de monitoramento a fim de observar os efeitos climáticos ao longo da costa, prever efeitos futuros de mudanças climáticas sobre estas espécies e consequentemente as implicações ecológicas e econômicas para a zona costeira. Pelo menos dois programas de monitoramento a longo prazo já estão sendo realizados na costa brasileira (SeagrassNet e a Rede de Pesquisas Ecológicas a Longo Prazo – PELD), mas o seu foco é limitado. Recentemente, um grupo de especialistas por todo o país tem revisado as lacunas de conhecimento a fim de iniciar um novo protocolo em diferentes partes da linha de costa (Rede Brasileira de Monitoramento de Habitats Bentônicos – ReBentos, relacionada à Rede Brasileira para Mudanças Climáticas – CLIMA).

Estudos sobre sequestro e estocagem de carbono, estoques de carbono no sedimento, efeitos do aumento do nível do mar sobre os prados e coberturas das angiospermas marinhas, essenciais para prever mudanças climáticas e avaliar futuras perdas, ainda estão

pendentes. Impactos antropogênicos sobre os prados também exigem mais atenção, sendo fundamentais para implementação de medidas de proteção e restauração destes ambientes. Uma legislação específica ou a inclusão destes ecossistemas em áreas protegidas poderiam ter papel fundamental na proteção dos seus serviços para a zona costeira. Duarte (2000) alertou sobre a importância de preservação da biodiversidade marinha, não apenas para a manutenção de ecossistemas marinhas mas também pelos serviços que eles prestam à humanidade. De acordo com Couto (2003), organizações de conservação marinha e projetos de conservação envolvendo espécies ameaçadas começaram a se estabelecer no Brasil a partir da década de 1980.

Atualmente, alguns grupos estão tentando incluir angiospermas marinhas em programas de proteção existentes. Santos *et al.* (2011), por exemplo, disseram que programas de conservação de megaherbívoros deveriam também incluir os habitats onde vivem estas espécies. Pitanga *et al.* (2012) demonstraram que o controle das epífitas, diversidade e biomassa, avaliação da qualidade de água, velocidade de sedimentação e a intensidade de diferentes impactos sobre os prados deveriam ser incluídos em programas de monitoramento destes ecossistemas. Para Björk *et al.* (2008), a proteção e melhoria da resiliência das angiospermas marinhas é essencial, já que as mudanças climáticas são inevitáveis. Um bom plano de manejo e monitoramentos constantes são fortemente recomendados para garantir a sobrevivência destas plantas. Contudo, a conservação destes ambientes requer infraestrutura adequada. Duarte (2002) recomendou uma rede de monitoramento em todo o mundo usando um modelo quantitativo de respostas destes ambientes a distúrbios, associada a uma educação ambiental para as comunidades costeiras. Programas mundiais, como SeagrassNet e SeagrassWatch são bons exemplos a serem seguidos e, como mencionado acima, pelo menos dois locais de ocorrência de angiospermas marinhas no Brasil, já estão sendo monitorados pelo Programa SeagrassNet (*e.g.* SHORT *et al.*, 2006a,b).

Como discutido acima, existem lacunas de conhecimento significantes em relação a questões importantes, especialmente relacionadas a mudanças climáticas. Embora a participação em programas de monitoramento possam auxiliar cientistas brasileiros a direcionar estas questões, projetos experimentais e estudos sobre a extensão total dos prados necessitam de mais atenção.

4.1.3.2 Possíveis efeitos de mudanças climáticas, medidas de mitigação e sugestões para monitoramento dos prados

Embora as pesquisas internacionais tenham focado em impactos do clima, os trabalhos efetivos em prados de angiospermas marinhas para avaliar os efeitos de mudanças climáticas ainda necessitam ser realizados na costa brasileira. De acordo com Short e Neckles (1999), o maior impacto de mudanças climáticas sobre angiospermas marinhas e estuarinas será a redistribuição dos habitats existentes e a relocação das espécies, a fim de se manterem dentro de sua zona de tolerância, com uma possível ocupação dos antigos espaços por outras espécies. Duarte *et al.* (2004) acrescentou que tal redistribuição pode ser ainda mais notável se houver uma modificação na circulação oceânica, já que isto pode causar mudanças rápidas na temperatura da água nas bordas das atuais biorregiões.

É esperada também uma redistribuição de espécies tropicais e subtropicais (DUARTE, 2002), tal como ocorrência de *H. wrightii* no Sul do Brasil. De acordo com Marengo e Camargo (2007), um aumento em temperatura indicou um sistemático aquecimento na região Sul do Brasil entre 1960 e 2002, o que poderia explicar o aparecimento de *H. wrightii* nesta região, onde o clima é considerado subtropical.

Além das reduções de biomassa e densidade dos prados de *H. wrightii* na costa de Pernambuco relacionadas a alterações climáticas (*cf.* SHORT *et al.*, 2006a, b), a observada redução de área e densidade de *H. wrightii* em Fortaleza, costa semiárida do Nordeste brasileiro, pode estar relacionada a redução da quantidade de chuvas desde a década de 1970 em comparação aos anos anteriores (MARENGO; VALVERDE, 2007). De acordo com Rebouças (2004), mudanças climáticas irão diminuir as precipitações em regiões onde águas já são escassas, como é o caso do Nordeste do Brasil. Além do mais, a estação seca é prolongada nesta região, sendo ainda mais prejudicial para estes ecossistemas.

Folhas queimadas observadas no banco de Fortaleza, especialmente durante as estações secas (PICANÇO, T. N. V; BARROS, K. V. S.; ROCHA-BARREIRA, C. A., dados não-publicados) provavelmente resultam das esporádicas exposições ao ar e níveis mais fortes de radiação que em condições submersas. De acordo com Erfemeijer e Herman (1994), quando uma maré de sizígia ocorre ao meio-dia, bancos de angiospermas marinhas expostos a esta radiação e ao ar podem sofrer desde dissecação até o “burning” (aspecto queimado) de suas folhas, com efeito deletério. Waycott *et al.*(2007) adicionou que isto ocorre em locais onde a temperatura atinge 10°C acima da média sazonal, durante esta exposição (em relação a condições submersas), submetendo estas plantas a condições extremas e causando danos irreparáveis a sua abundância e condições fotossintéticas em curto prazo ou mudanças episódicas, semelhante às quais podem estar acontecendo ao prado de Fortaleza.

Além da expansão de espécies tropicais para áreas mais frias (região subtropical), o aquecimento global pode levar à redução ou extinção de espécies típicas de áreas frias ou temperadas. Além destas observações preliminares de uma espécie tropical no Brasil, declínios dos prados em regiões temperadas associadas a mudanças climáticas foram também registradas tais como com *Zostera marina* em New Hampshire (USA), com redução de 9% dos prados ao ano em termo de cobertura dos prados, biomassa e densidade (Short *et al.* 2006a, b). Díaz-Almela *et al.* (2009) associou o declínio de prados de *Posidonia oceanica* (L.) à tendência de aquecimento decadal no Mediterrâneo. No oeste da Espanha, Díaz-Almela (2007) observou que prados de *P. oceanica* estão regredindo devido tanto a mudanças climáticas quanto pressões antropogênicas. Em um estudo experimental, Shaffer *et al.* (2008) observou que a temperatura é provavelmente um importante fator que afeta a distribuição de *Zostera japonica* Asch. & Graebn., e registrou significativo declínio no prolongamento das folhas, crescimento e produtividade de área a 30°C. Em outras partes do mundo, perdas irreversíveis estão ocorrendo, com declínio dos prados geralmente atribuído à eutrofização (SHORT; WYLLIE-ECHEVARRIA, 1996; HEMMINGA; DUARTE, 2000; BURKHOLDER, 2007). Contudo, as causas de declínio nestas últimas áreas mereciam maior investigação, levando em consideração a já comprovada ação redutiva das mudanças climáticas em alguns prados.

Entre os gêneros ocorrentes na costa brasileira, *Halodule* e *Halophila* podem ser melhor adaptados a efeitos do aquecimento, já que eles compreendem espécies pioneiras que apresentam rápido recobrimento devido à sua rápida expansão vegetativa e produção de novos brotos com pouco estoque de carbono (BJÖRK *et al.*, 2008). De acordo com Short *et al.* (2007), a maioria das espécies pertencentes a estes gêneros é encontrada em quase todas as biorregiões do mundo, incluindo *H. wrightii*, que pode ser encontrada em quase todas as biorregiões, exceto nas áreas mais frias do planeta. Desta forma, *Halodule* e *Halophila* podem ser gêneros para futuras restaurações de áreas que sofrerem significantes perdas resultantes de aquecimento global. Contudo, um entendimento completo de todas as influências ambientais sobre eventos reprodutivos e vegetativos destas espécies é necessário.

Com ou sem um programa de monitoramento, estudos complementares acerca de influências ambientais sobre espécies brasileiras são necessários e podem ser facilmente conduzidos. Considerando o cenário das mudanças climáticas, o registro de fatores meteorológicos, controle de temperatura e salinidade, que podem ser rápida e facilmente obtidos, é recomendado. Alguns estudos têm mostrado que a temperatura afeta uma série de processos vitais em angiospermas marinhas (BULTHUIS, 1983; MASINI *et al.*, 1995;

SHORT; NECKLES, 1999; KOCH *et al.*, 2007a, b). Em relação à salinidade, contudo, estas plantas apresentam uma tolerância maior (KOCH *et al.*, 2007b). De acordo com Short e Neckles (1999), a sustentabilidade destas plantas depende da sua habilidade de suportar mudanças na salinidade e exposições crônicas ao aumento na temperatura dos oceanos resultantes de mudanças climáticas.

Já que as espécies tropicais apresentam alta tolerância ao aquecimento global e levando em consideração o andamento das mudanças climáticas globais, existe uma necessidade de estudos sobre as relações entre espécies tropicais e o ambiente, incluindo estudos específicos sobre reprodução, experimentos de laboratório e transplantes, que podem ser uma alternativa para restauração de áreas danificadas. Laborel-Deguen (1963) observou um excelente desenvolvimento de *H. wrightii* sob condições de laboratório. Outros autores observaram que prados de *Z. marina* e *H. wrightii* podem atrair fauna visitante e permanente em uma abundância igual ou maior que as dos prados adjacentes. De acordo com estes autores, o reestabelecimento de fauna ocorre após um período de 2 a 3 anos, mas resultados satisfatórios podem ser atingidos em torno de um ano após o transplante (*cf.* FONSECA *et al.*, 1990; BELL *et al.*, 1993; FONSECA *et al.*, 1996; CHRISTENSEN *et al.*, 2004). Em Galveston Bay, Texas (USA), este processo foi testado entre 1975 e 1982 a fim de recuperar os prados perdidos ou danificados em função de causas naturais (GALVESTON BAY NATIONAL ESTUARY PLAN, 1995). Deste modo, os transplantes podem ser considerados viáveis para a recuperação da produtividade de prados danificados. Contudo, Christensen *et al.* (2004) alertaram que a demanda ambiental e características das espécies devem ser consideradas antes de um projeto de restauração em larga escala seja implementado.

Além de indicadora das mudanças climáticas na costa brasileira, *H. wrightii* pode ser considerada uma das espécies mais resistentes ao aquecimento global (BJÖRK *et al.*, 2008), considerando que ela permanecerá dentro da sua zona de tolerância (SHORT; NECKLES, 1999) em latitudes mais altas, após o aumento global de temperatura. Como resultado destas características e já que ela está presente em quase todas as biorregiões do planeta (*cf.* SHORT *et al.*, 2007), esta espécie pode ser considerada uma importante ferramenta para estudos não somente de diagnósticos de mudanças climáticas mas também de restauração dos prados danificados. A larga distribuição de *H. wrightii* em quase todos os continentes e em diversas latitudes permite a realização de estudos sob as mais diversas condições ambientais.

De um modo geral, futuros estudos devem focar no entendimento das influências ambientais sobre os ciclos vegetativos e reprodutivos das espécies e também na biota

associada ao longo de toda a costa tropical, a fim de mitigar futuros problemas relacionados a pequenas mudanças ambientais ou mesmo mudanças climáticas globais. A esperada redistribuição das espécies, estratégias de conservação e transplantes serão fundamentais para evitar perdas dos prados, de espécies ecologicamente dependentes destes ecossistemas, e de outros benefícios ecológicos e econômicos resultantes destes habitats.

4.1.4 Conclusões

Informações específicas sobre distribuição, fisiologia e reprodução sexual, e informações ecológicas sobre *Halodule emarginata*, *Halophila baillonii* e *Halophila decipiens* são inexistentes. Embora *Ruppia maritima* e *Halodule wrightii* tenham informação ecológica disponível, estudos sobre fisiologia devem ser aprofundados e estes estudos devem ser desenvolvidos ao longo da costa, já que elas estão distribuídas tanto em áreas tropicais quanto subtropicais.

Além disso, levando-se em consideração que os gêneros *Halodule* e *Halophila* são considerados resistentes ao aquecimento global, pesquisas sobre o ciclo de vida destas espécies e suas interações com o ambiente são necessárias. Este conhecimento pode auxiliar na mitigação dos efeitos dos fenômenos climáticos ou mesmo eventos locais, já que estas espécies podem ser importantes ferramentas de restauração de áreas danificadas. Embora existam dados disponíveis sobre interações ambientais de algumas espécies de angiospermas marinhas, este conhecimento é ainda incipiente.

De acordo com registros passados e atuais, o limite de distribuição ao sul de *Halodule wrightii* se expandiu, provavelmente em função do aumento em temperatura na região Sul do Brasil, e reduções dos prados no Nordeste do Brasil podem ser consideradas possíveis indicadores de mudanças climáticas. Contudo, artigos específicos relacionados a mudanças climáticas ainda são raros, e o conhecimento sobre angiospermas marinhas na costa brasileira necessita ser aprofundado não apenas sobre a ecologia das espécies mas também considerando o contexto das mudanças climáticas. Programas como SeagrassNet e ReBentos têm grande importância para a obtenção destas informações no Brasil.

Tabela 1 – Artigos sobre angiospermas marinhas no Brasil publicados em periódicos indexados até junho de 2013, de acordo com o tema de estudo.

Taxonomia ¹ ; ecologia and biodiversidade ²	Ecologia das espécies	Biota associada (Flora e Fauna)	Alimentação de Megaherbívoros e peixes	Impactos antropogênicos ³ e climáticos ⁴	Revisão ⁵ ; Farmacologia ⁶	
Andrade-Lima (1957) ²	Seeliger <i>et al.</i> (1984)	D’Incao (1982)	Creed (2000)	Ferreira (1968)	Lacerda & Resende	Filgueiras & Peixoto
Laborel-Deguen (1963) ²	Koch & Seeliger	Coutinho & Seeliger	Schwamborn <i>et al.</i> (2001)	Banks &	(1986) ³	(2002) ⁵
Kempf (1970) ²	(1988)	(1984)	Carvalho & Ventura	Albuquerque-Neto	Creed & Amado-	Couto <i>et al.</i> (2003) ⁵
Den Hartog (1970a) ¹	Costa & Seeliger	Ferreira & Seeliger	(2002)	(1985)	Filho (1999) ³	Magalhães & Cazuza
Den Hartog (1970b) ¹	(1989)	(1985)	Paula <i>et al.</i> (2003)	Oliveira (1991)	Amado-Filho <i>et al.</i>	(2005) ⁵
Den Hartog (1972) ¹	Costa <i>et al.</i> (1997)	Pedrini & Silveira (1985)	Omena & Creed (2004)	Creed (2004)	(2004) ³	Figueiredo <i>et al.</i>
Cafruni <i>et al.</i> (1978) ²	Creed (1997)	Silva <i>et al.</i> (1987)	Esteves <i>et al.</i> (2005)	Garcia <i>et al.</i> (2005)	Amado-Filho <i>et al.</i>	(2008) ⁵
Lipkin (1980) ¹	Magalhães <i>et al.</i> (1997)	Pacobahyba <i>et al.</i> (1993)	Da Rocha <i>et al.</i> (2006)	Ferreira & Gonçalves	(2008) ³	Marques & Creed
Oliveira-Filho <i>et al.</i>	Oliveira <i>et al.</i> (1997)	Corbisier (1994)	Melo-Júnior <i>et al.</i> (2007)	(2006)	Short <i>et al.</i> (2006a) ⁴	(2008) ⁵
(1983) ¹	Creed (1999)	Garcia <i>et al.</i> (1996)	Rosa & Bemvenuti (2007)	Oliveira <i>et al.</i> (2006)	Short <i>et al.</i>	Santos <i>et al.</i> (2011) ⁵
Silva & Asmus (2001) ²	Creed & Monteiro	Garcia & Vieira (1997)	Casares & Creed (2008)	Vasconcelos-Filho <i>et</i>	Short <i>et al.</i>	Silva <i>et al.</i> (2012) ⁶
Giulietti <i>et al.</i> (2005) ²	(2000)	Junqueira <i>et al.</i> (1997)	Barros & Rocha-Barreira	<i>al.</i> (2009)	(2006b) ⁴	
Amaral <i>et al.</i> (2010) ²	Colares & Seeliger	Pedrini <i>et al.</i> (1997)	(2009)	Guebert-Bartholo <i>et</i>	Pitanga <i>et al.</i>	
Moura-Júnior <i>et al.</i>	(2006)	Amado-filho & Pfeiffer	Lima & Fernandes (2009)	<i>al.</i> (2011)	(2012) ³	
(2013) ²	Barbosa <i>et al.</i> (2008)	(1998)	Müller-Júnior <i>et al.</i> (2009)	Lima <i>et al.</i> (2011)		
	Marins <i>et al.</i> (2008)	Wandeness <i>et al.</i> (1998)	Pereira <i>et al.</i> (2010)	Silva <i>et al.</i> (2011)		
	Sordo <i>et al.</i> (2011)	Alves & Araújo (1999)	Creed & Kinupp (2011)	Alves <i>et al.</i> (2013)		

4.2 Influências dos fundos rochosos e arenosos sobre *Halodule wrightii* Ascherson na costa semiárida do Brasil

4.2.1 Introdução

As angiospermas marinhas são plantas com flores que, juntamente com manguezais, têm maior afinidade com as plantas terrestres que as macroalgas (BJÖRK *et al.*, 2008; TERRADOS; BORUM, 2004; WAYCOTT *et al.*, 2007). Assim como as plantas superiores terrestres, possuem um complexo sistema de folhas, raízes e rizomas adaptado à absorção de nutrientes (BANDEIRA, 2002; BJÖRK *et al.*, 2008; TERRADOS; BORUM, 2004), com funções adicionais de ancoragem no substrato (BANDEIRA, 2002) e oferta de microambientes para diversos organismos da flora e fauna marinha (BOROWITZKA; LAVERY; VAN KEULEN, 2006; BJÖRK *et al.*, 2008; HEMMINGA; DUARTE, 2000; NAKAOKA, 2005; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989). Além da manutenção da biodiversidade local, estas plantas oferecem outros serviços ecológicos, como a regulação da qualidade das águas costeiras e proteção da linha de costa (BJÖRK *et al.*, 2008; DUARTE, 2000; HEMMINGA; DUARTE, 2000; KIKUCHI, 1974; TERRADOS; BORUM, 2004).

Diversos levantamentos das áreas de prados vêm sendo realizados (COSTANZA *et al.*, 1997; DUARTE *et al.*, 2005; GREEN; SHORT, 2003; SHORT; WYLLIE-ECHEVERRIA, 1996), estimando valores econômicos em torno da produtividade (COSTANZA *et al.*, 1997; FORTES, 1990), perdas de área (SHORT; WYLLIE-ECHEVERRIA, 1996; WAYCOTT *et al.*, 2009) e participação no ciclo do carbono (DUARTE *et al.*, 2005), podendo ser utilizadas também para indicação de áreas de proteção ambiental ou de áreas vulneráveis a distúrbios (McKENZIE; FINKBEINER; KIRKMAN, 2001). Contudo, muitos prados permanecem desconhecidos ou ainda não foram estudados (BARROS; ROCHA-BARREIRA; MAGALHÃES, 2013; GREEN; SHORT, 2003; SHORT *et al.*, 2007). Os mapeamentos são de extrema importância para estudos futuros (KENDRICK *et al.*, 2002; KOMATSU *et al.*, 2003; LYONS; PHINN; ROELFSEMA, 2012; McKENZIE; FINKBEINER; KIRKMAN, 2001). No entanto, estas informações têm crescido desproporcionalmente à necessidade de medidas de manejo (FONSECA; THAYER; KENWORTHY, 1987), sobretudo considerando o cenário de mudanças climáticas. No Brasil, por exemplo, os estudos sobre cobertura de área e mapeamentos dos prados ainda são raros

(BARROS; ROCHA-BARREIRA, *submet.*; BARROS; ROCHA-BARREIRA; MAGALHÃES, 2013; COSTA *et al.*, 1997).

Segundo Björk *et al.* (2008), o custo de um mapeamento dos prados pelo mundo todo seria bastante elevado, mas a ausência destes dados dificulta a determinação da área total de angiospermas marinhas. Assim, mapeamentos e monitoramentos locais são fortemente recomendados, a fim de dar suporte a estratégias de proteção e restauração, diante dos distúrbios (BARROS; ROCHA-BARREIRA; MAGALHÃES, 2013; BJÖRK *et al.*, 2008; GREEN; SHORT, 2003; MCKENZIE; FINKBEINER; KIRKMAN, 2001). Dessa forma, muitos pesquisadores têm se empenhado em mapear e quantificar as áreas de prados, sobretudo a partir da década de 1990 (McKENZIE; FINKBEINER; KIRKMAN, 2001). Tais estudos utilizam métodos variados como fotografias aéreas (AGOSTINI; MARCHAND; PERGENT, 2003; ANDRADE; FERREIRA, 2011; COSTA *et al.*, 1997; KENDRICK *et al.*, 2002), sonares (KOMATSU *et al.*, 2003), telemetria acústica (PIERRE *et al.*, 2011), imagens de satélite (PASQUALINI *et al.*, 2005) e sensoriamento remoto (LYONS; PHINN; ROELFSEMA, 2012), dentre outros, dependendo dos recursos financeiros envolvidos e do objetivo do estudo.

As características ambientais das áreas dos prados também devem ser levadas em consideração, pois podem influenciar significativamente sua extensão e dinâmica. O tipo de habitat, por exemplo, pode ser um destes fatores (BANDEIRA, 2002; LABOREL-DEGUEN, 1963; LEWIS, 1982) e constitui uma das mais desafiadoras questões em relação ao funcionamento destes ecossistemas (DUFFY *et al.*, 2006). A maior parte das espécies de angiospermas marinhas se estabelece sobre sedimentos arenosos e lamosos contendo uma grande quantidade de matéria orgânica (BJÖRK *et al.*, 2008; GREVE; BINZER, 2004; DEN HARTOG, 1970; HEMMINGA; DUARTE, 2000; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989). Algumas espécies, como as dos gêneros *Phyllospadix*, *Amphibolis* e *Thalassodendron*, podem crescer diretamente em substratos rochosos (DEN HARTOG, 1970). Exceções de outros gêneros, inclusive de *Halodule*, crescendo em substratos rochosos são mencionadas na literatura (GREVE; BINZER, 2004; KUO *et al.*, 2006; LABOREL-DEGUEN, 1963). A espécie *Halodule wrightii* Ascherson é encontrada em muitos tipos de fundo, como lamas estuarinas, areias muito grossas com fragmentos de *Halimeda*, areia fina movimentada pela ação de correntes e superfícies achatadas de rochas (LABOREL-DEGUEN, 1963). Segundo Bandeira (2002), o estabelecimento em habitats rochosos ou arenosos pode promover significantes modificações estruturais nos prados.

O objetivo deste capítulo foi ampliar o conhecimento da biologia da angiosperma marinha *H. wrightii*, através do mapeamento dos prados da região semiárida e da observação das influências dos fundos rochosos e arenosos, bem como da sazonalidade, sobre a densidade, biometria e biomassa destes prados.

4.2.2 Material e Métodos

4.2.2.1 Área de estudo

A região fisiogeográfica semiárida do Brasil abrange desde a Ilha de Santana, à leste de São Luís do Maranhão, até o Cabo Calcanhar, no litoral do Rio Grande do Norte (MUEHE, 2010). A costa do estado do Ceará, situada na área central, oferece condições especiais para o estudo das influências climáticas nesta região fisiogeográfica, por não sofrer influência direta da costa amazônica nem da costa oriental do Nordeste. Dessa forma, quatro áreas da região central foram estudadas (Fig. 6). Estes pontos estão distribuídos no Extremo Oeste (Arpoeiras), Oeste (Pedra Rachada), Região Metropolitana de Fortaleza (Goiabeiras) e Leste (Ponta Grossa) do litoral do estado do Ceará (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 1988).

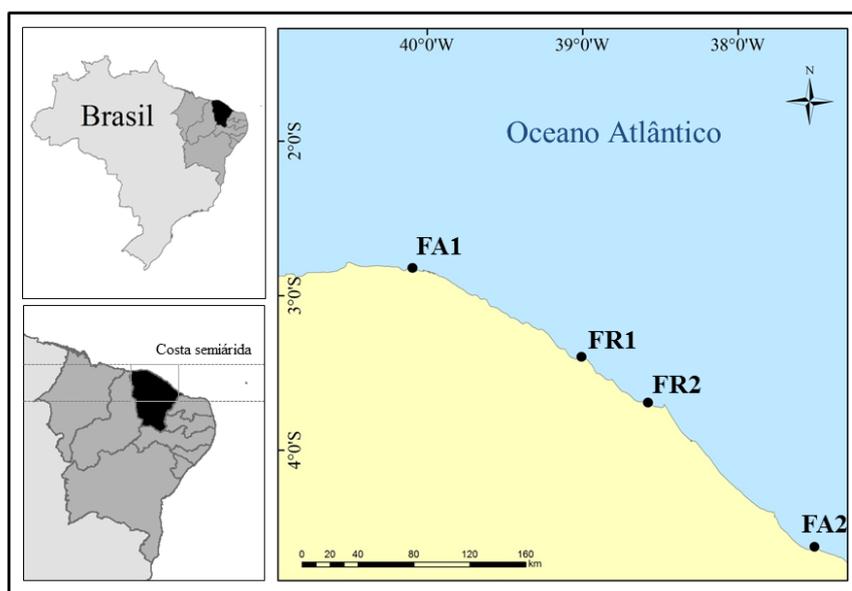
O clima da região é definido como tropical e seco, do tipo “AW”, cuja maior parte do ano é marcada pela ausência de precipitações pluviométricas (KÖPPEN, 1948). As chuvas se concentram nos primeiros meses do ano, sendo o segundo semestre caracterizado pelo aumento na velocidade dos ventos, que causa alterações significantes ao longo da zona costeira, inclusive sobre os ecossistemas costeiros (MORAIS, 1980; MORAIS *et al.*, 2000; MORAIS *et al.*, 2006; CASTELO-BRANCO *et al.*, 2001; CARVALHO *et al.*, 2007). A costa é banhada pela Corrente Norte do Brasil, e o regime de marés é o de mesomarés semidiurno (MORAIS *et al.*, 2006).

Segundo Smith e Morais (1984), a predominância arenosa da faixa litorânea na área estudada é ocasionalmente interrompida por afloramentos rochosos e recifes de praia, também conhecidos como “beach rocks”. Os prados de angiospermas marinhas da zona entremarés são encontrados tanto em faixas arenosas, onde se apresentam menos densos e mais esparsos, quanto em camadas arenosas depositadas sobre os recifes de praia, como também observado por Laborel-Deguen (1963) nas costas de Pernambuco e Paraíba, costa oriental do Nordeste brasileiro. Neste capítulo, foram estudados dois prados estabelecidos

sobre recifes de praia (FR) e dois prados estabelecidos sobre fundos arenosos (FA) ao longo da costa cearense (Fig. 23), sendo eles:

- Praia de Arpoeiras ($02^{\circ}49'09''\text{S}$; $40^{\circ}05'43''\text{W}$) – fundo arenoso 1 (FA1), com características dissipativas, descobrindo até 2 km durante a maré baixa.
- Praia de Ponta Grossa ($04^{\circ}37'33,8''\text{S}$; $37^{\circ}30'36,6''\text{W}$) – fundo arenoso 2 (FA2), também com características dissipativas, mas apresentando afloramentos rochosos intermitentes (beach rocks).
- Praia da Pedra Rachada ($03^{\circ}23'45,6''\text{S}$; $39^{\circ}00'32,2''\text{W}$) – fundo rochoso 1 (FR1), ou seja, estabelecida sobre os recifes, com uma barreira rochosa vertical que protege a área do prado do embate das ondas, sobretudo durante as marés baixas de sizígia. Apresenta características intermediárias.
- Praia das Goiabeiras ($03^{\circ}41'31''\text{S}$; $038^{\circ}34'49''\text{W}$) – fundo rochoso 2 (FR2), é o banco mais atingido pelas atuações antrópica e hidrodinâmica. Também com características intermediárias.

Figura 6: Sítios estudados na costa semiárida, Nordeste do Brasil.



Fonte: Elaborado por Pedro Henrique Viana no Software ArcGys.

4.2.2.2 Procedimentos de campo

4.2.2.2.1 Caracterização dos prados

Antes das amostragens de plantas, os prados foram escaneados e as observações foram apresentadas sob a forma de um diagrama de presença e ausência de plantas, de acordo com a densidade das manchas encontradas em cada quadrado. As manchas de *H. wrightii* foram classificadas quanto à cobertura, que foi considerada pouco densa, caso apresentassem uma cobertura de até 40% dos quadrados; densa, caso a cobertura atingisse entre 40-70% dos quadrados; e muito densa, caso a cobertura fosse maior que 70% dos quadrados de 100 m².

A representação de outros organismos e ecossistemas em associação com os prados foi apresentada em percentual de presença e ausência na malha amostral e/ou área de abrangência dentro do prado. Através de observações em campo do tempo de exposição dos prados em combinação aos registros de marés menores ou iguais a 0,1 m ou 0,2 m (conforme o local), foi estimada a média mensal (horas) do tempo de exposição daqueles prados que se apresentam eventualmente descobertos durante estas marés.

4.2.2.2.2 Mapeamentos

Os prados foram mapeados em janeiro de 2010, período de crescimento das plantas na região (BARROS; ROCHA-BARREIRA, *submet.*), como também fizeram Costa *et al.* (1997) e Komatsu *et al.* (2003). Este período também é neutro quanto às fortes influências sazonais de origem eólica ou pluviométrica sobre os prados. O procedimento foi realizado durante a maré baixa, a fim de se observar preliminarmente a ecologia e distribuição, e também para a escolha da metodologia de amostragem mais adequada. Com auxílio de fita métrica, bússola, gps e boias, foram delimitados quadrados com 10 m de lado (Fig. 7).

Em cada quadrado, foi feito um escaneamento observando a presença de angiospermas marinhas, densidade das manchas, delimitação dos prados, presença de outras comunidades floro-faunísticas, afloramentos rochosos e fundos arenosos não vegetados.

4.2.2.2.3 Desenho amostral e amostragens

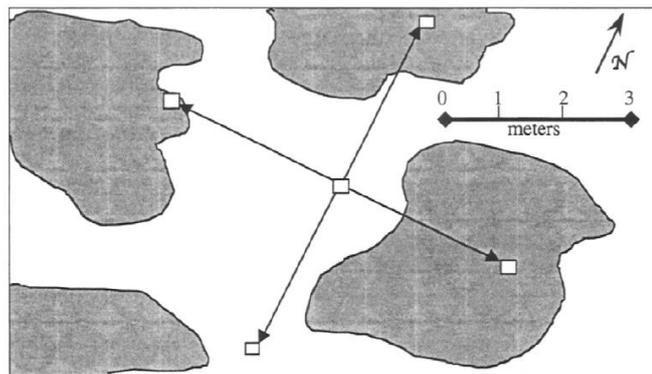
O modelo de amostragem utilizado foi adaptado daquele sugerido por Burdick e Kendrick (2001) para prados distribuídos em manchas (Fig. 8). Este desenho amostral considerou um ponto de origem (I, II e III) com presença de *H. wrightii* e mais 4 réplicas distantes 10 m da origem e orientadas pelos 4 pontos cardeais (N, S, E e O), totalizando 15 amostras para a estação seca e 15 amostras para a estação chuvosa, em cada ponto estudado.

Figura 7: Etapas dos mapeamentos dos bancos de *H. wrightii*, realizados na costa semiárida do Brasil, em 2010.



Legenda: A – Medições da malha de amostragem com fita métrica, bússola e gps; B – Marcações com boias de delimitação dos quadrados; C e D – Escaneamento do ecossistema, substratos e macrobiota associada. Fonte: Arquivo pessoal do autor.

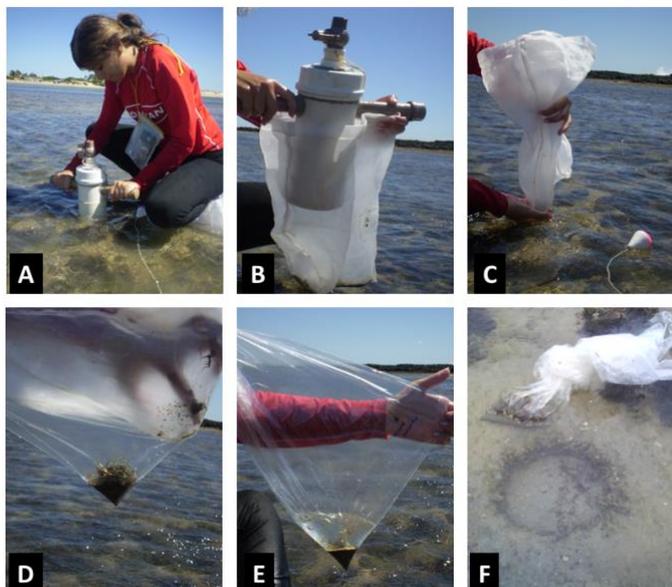
Figura 8: Desenho amostral para as coletas nos prados estudados na costa semiárida do Brasil, conforme sugerido por Burdick e Kendrick (2001) para prados distribuídos em manchas.



Fonte: Burdick e Kendrick (2001).

As amostras foram coletadas em 2006 (em Goiabeiras) e em 2010 (em Arpoeiras, Pedra Rachada e Ponta Grossa). Utilizou-se um tubo coletor de PVC com 10 cm de diâmetro, enterrado a uma profundidade de 10 cm (Fig. 9A). Em seguida, foram colocadas em uma malha de nylon de 0,03 mm de abertura e lavadas em água do mar para a retirada do excesso de sedimento (Fig. 9B, C) e acondicionadas em sacos plásticos etiquetados (Fig. 9D, E, F).

Figura 9: Metodologia de amostragem de *H. wrightii* e comunidades associadas na costa semiárida do Brasil.



Legenda: A – Amostrador de PVC sendo enterrado para a retirada de amostras; B – Material coletado sendo colocado em malha para a primeira lavagem em água do mar; C – Lavagem para a retirada do excesso de sedimento; D e E – Acondicionamento em sacos plásticos etiquetados; F – Núcleo de onde foi retirada a amostra já acondicionada. Fonte: Arquivo pessoal do autor.

4.2.2.3 Procedimentos de laboratório

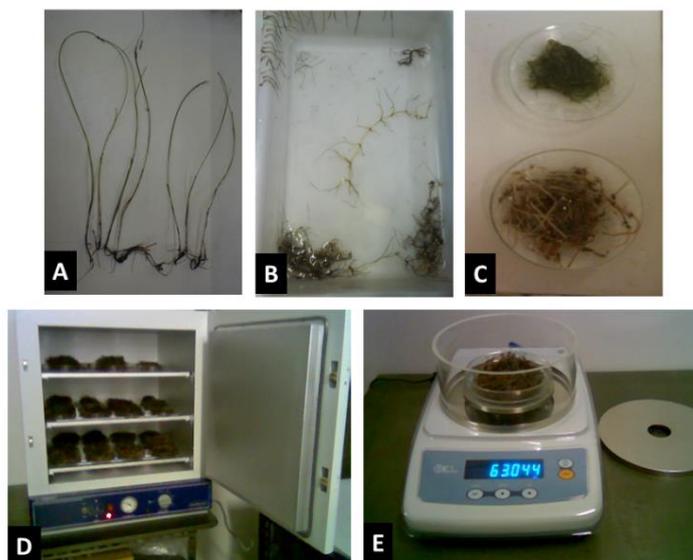
As plantas foram levadas ao Laboratório de Ecossistemas Aquáticos da Universidade Federal Rural de Pernambuco (LEAqua/UFRPE), onde as hastes foram removidas dos rizomas e contadas, para a estimativa da densidade (hastes m^{-2}) (Fig. 10A, B). Cinco folhas inteiras de cada amostra (quando disponíveis) foram utilizadas para obtenção das médias de comprimento (cm) e das larguras de base, meio e ápice (cm) por amostra, usando régua e lupa micrometrada. Em seguida, as partes aérea e subterrânea das plantas (Fig. 10C) foram colocadas em estufa a $60^{\circ}C$ (Fig. 10D) para obtenção da biomassa (Fig. 10E), em gramas de peso seco por metro quadrado ($g\ ps\ m^{-2}$).

4.2.2.4 Análises Estatísticas

Utilizando o programa Statistica[®], versão 7.0, as variáveis bióticas foram comparadas quanto ao tipo de substrato em que os prados estavam estabelecidos (arenoso/rochoso) e quanto ao período do ano (seco/chuvoso), através de análises de variância

(teste t), após analisadas a distribuição (teste de Kolmogorov-Smirnov) e homocedasticidade (teste Levene).

Figura 10: Metodologia de obtenção da biometria, densidade e biomassa das amostras de *H. wrightii* coletadas na costa semiárida do Brasil.



Legenda: A – exemplares de *H. wrightii*; B – remoção das hastes de *H. wrightii* para obtenção da densidade; C – partes aérea (superior) e subterrânea (inferior) de *H. wrightii* das amostras separadas; D – amostras em estufa para obtenção da biomassa; E – obtenção da massa seca das amostras de *H. wrightii*. Fonte: Arquivo pessoal do autor.

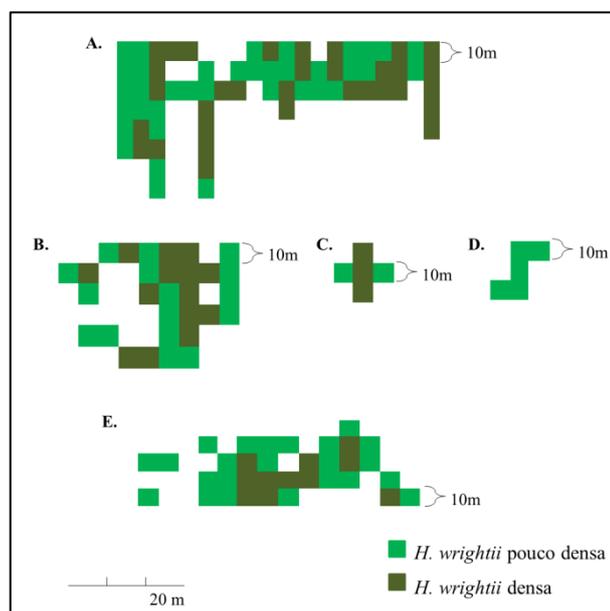
4.2.3 Resultados

4.2.3.1 Caracterização dos prados

Os prados de *H. wrightii* do médio litoral da costa semiárida apresentaram-se distribuídos em manchas. Foi mapeada uma área total de 24430 m² em toda a costa semiárida, sendo que uma área de 5800 m² teve uma cobertura considerada densa, 9100 m² pouco densa, 14000 m² não vegetada e ainda 8000 m² de rochas e outras associações recifais (Fig. 11).

De um modo geral, os prados de fundo arenoso, mais extensos, apresentaram-se limitados por correntezas (Fig. 12), nas áreas mais profundas. Já os prados sobre os fundos rochosos, pareceram limitados pelo tipo de sedimento da área circundante dos recifes, visivelmente mais grosso. O prado mais extenso foi o de Arpoeiras (Fig. 11B). O tempo de exposição dos prados que ficam imersos durante as marés baixas é dado na Tabela 2.

Figura 11: Cobertura das manchas, áreas e formatos resultantes do mapeamento dos prados de *H. wrightii* estudados na costa semiárida do Brasil.



Legenda: **A.** Arpoeiras (210 x 80m); **B.** Pedra Rachada (90 x 60 m); **C.** Goiabeiras em 2006 (30 x 30 m); **D.** Goiabeiras em 2010 (30m x 30m); **E.** Ponta Grossa (140 x 50 m). Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 2 – Tempo aproximado de exposição dos prados durante as marés baixas de sizígia, na costa semiárida do Brasil.

	Maré baixa de sizígia (m)	Tempo de exposição dos prados (h)
Arpoeiras	0,2	01:40
	0,1	02:00
	0,0	02:30
	-0,1	03:00
Paracuru	0,2	01:40
	0,1	02:00
	0,0	02:30
	-0,1	03:00
	-0,2	03:30
Goiabeiras	0,1	00:50
	0,0	01:20
	-0,1	01:40

4.2.3.2 Mapeamentos

4.2.3.2.1 Arpoeiras

Praia com características dissipativas, localizada no município de Acaraú. O limite oeste do prado ocorre a 02°49'09" S e 40°05'43" O, com uma extensão de 210 m em

direção Este e 80 m em direção Sul. O prado fica exposto em marés abaixo de 0,1m e limitava-se à oeste por um curral de pesca artesanal e na direção nordeste-norte, por uma correnteza originada na foz do Rio Acaraú. (Fig. 12).

Figura 12 – Correnteza originada na foz do Rio Acaraú, que delimita a ocorrência dos bancos de *H. wrightii* no médio litoral da praia de Arpoeiras, Acaraú-CE, costa semiárida do Brasil.



Fonte: Arquivo pessoal da autora

Apresentou-se estabelecido sobre fundo arenoso, com indícios de prados mais desenvolvidos em áreas mais profundas, pela presença de folhas compridas na linha de deixa da praia. Foi mapeada uma área total de 16800 m² (Fig. 11A), cujas bordas ficam completamente expostas em marés menores ou iguais a 0,2 m (Tab. 2). Durante a maré vazante, o sedimento ressuspende, dificultando a visualização das folhas até que a maré baixe completamente.

A área de prado muito denso compôs 19% ou cerca de 3300 m² da área total estudada; e a área de prado pouco denso compôs 25,6% ou cerca de 4300 m². Demais áreas apresentaram fundo arenoso não vegetado, compondo 54% da área total estudada. As áreas do prado não apresentaram coabitações ou associações evidentes com outros ecossistemas.

4.2.3.2.2 Pedra Rachada

Localizada no município de Paracuru, apresenta características hidrodinâmicas intermediárias, com recifes de arenito e ondas quebrando bem próximo à linha de praia. O

prado se inicia à oeste nas coordenadas 03°23'44,1" S e 39°00'31,6" O, com uma extensão de 90 metros na direção Este e 60 metros na direção Sul (Fig. 11B). O banco estudado fica estabelecido em cima do recife e é protegido, especialmente durante as marés baixas de sizígia, por uma barreira vertical formada pelas próprias formações recifais. O prado fica completamente exposto em marés abaixo ou iguais a 0,2m.

Na praia da Pedra Rachada, a área do banco é protegida por uma barreira de recife vertical, que impede o embate de ondas diretamente sobre o banco durante as baixas marés (Fig. 13). A área de abrangência do prado correspondeu a 5400 m², localizada na fração de médio litoral, com exposição em marés menores ou iguais a 0,2 m.

Figura 13 – Banco de *H. wrightii* sobre o recife achatado da praia da Pedra Rachada, Paracuru-CE, costa semiárida do Brasil, com recife vertical que protege o prado, sobretudo durante as marés baixas.



Fonte: Arquivo pessoal da autora

O banco estava estabelecido em cima de uma fina camada de sedimento sobre o recife e em alguns trechos as raízes se entrelaçam diretamente nas rochas. Em 46% da área total do prado (2500 m²), foram encontradas plantas estabelecidas sobre o recife, sendo que deste percentual uma fração de 20,4% (1100 m²) as plantas estavam diretamente estabelecidas sobre as rochas, retendo uma fina lâmina de sedimento por entre a parte subterrânea e com raízes e rizomas penetrando as reentrâncias das rochas.

A porção em que *H. wrightii* foi considerada densa correspondeu a 25,9% da área total (1400 m²), pouco densa, 29,6% (1600 m²) e 42,6% (2300 m²) correspondeu a área não-

vegetada. Outros 14,8% (8000 m²) constituiu uma área dos recifes coberta por organismos incrustantes e outras associações recifais em coabitação com as angiospermas, como algas diversas (77,7%), zoantídeos (48,1%), poríferos (13%), peixes (5,5%) e o coral cérebro (1,85%).

4.2.3.2.3 Goiabeiras

Localizada no município de Fortaleza, capital do estado do Ceará. A área apresenta características hidrodinâmicas intermediárias. O banco de *H. wrightii* fica localizado acima de um recife de arenito. Tem início a Oeste no ponto 03°41'31" S e 038°34'49" O, com 30 m na direção Este e 30 m na direção Sul. De todos os prados estudados, este é o mais exposto a atividades humanas e ação hidrodinâmica. O banco fica exposto ao ar durante marés abaixo de 0,1m (Fig. 14).

Figura 14 – Banco de *H. wrightii* sobre o recife da praia das Goiabeiras, Fortaleza-CE, costa semiárida do Brasil.



Fonte: Arquivo pessoal da autora

Em Goiabeiras, foi possível observar que em 2010 (Fig. 11D) o banco apresentou formato diferenciado daquele registrado em 2006 (Fig. 11C). Neste sítio, o banco fica exposto junto com o recife de arenito durante marés menores ou iguais a 0,1 m e situa-se numa porção do recife em que as ondas espriam constantemente durante as marés baixas, com muitas áreas de plantas diretamente presas aos recifes. Pequenas manchas com folhas curtas e cerca

de 15 cm de diâmetro foram encontradas no local. Elas também se apresentaram bastante espaçadas, enquanto que em 2006 o banco se apresentava sob um denso e contínuo tapete de folhas alongadas e verdes, com a mesma área total de abrangência, de cerca de 90 m², porém contendo uma área mais contínua, com cerca de 30 m².

4.2.3.2.4 Ponta Grossa

Localizada no município de Icapuí. Esta praia apresenta características dissipativas e afloramentos rochosos intermitentes pertencentes à formação Barreiras. O limite oeste do banco se dá a 04°37'33,8" S e 37°30'36,6" O, com 140 m na direção Este e 50 m na direção Sul. As plantas estão estabelecidas sobre o substrato arenoso, ficam sempre submersas e em água turva (Fig. 11D). Em Ponta Grossa, também foi registrada a presença de cordões rochosos intermitentes ao fundo arenoso, quase sempre sem cobertura de sedimento (Fig. 15).

Figura 15 – Área de ocorrência dos bancos de *H. wrightii* por entre os afloramentos rochosos na praia de Ponta Grossa, Icapuí-CE, costa semiárida do Brasil.



Fonte: Arquivo pessoal da autora

Alguns destes afloramentos são repletos de algas e outros seres incrustantes, sobretudo esponjas, corais e ascídias. As plantas estão estabelecidas sobre o substrato arenoso, ficam sempre submersas e em água turva. O prado apresentou-se distribuído em manchas, que eram mais densas ao redor dos afloramentos rochosos. Em alguns pontos, foram observadas raras coabitações com algas epilíticas, presas a fragmentos de rochas soltos, e epífitas

entrelaçadas às folhas e rizomas. Apresentou folhas aparentemente mais largas que as dos demais prados estudados, porém mais espaçadas no rizoma, algumas vezes, visível e despreendido do sedimento nas áreas mais rasas.

A área de abrangência do banco foi de 7000 m², sempre sobre fundo arenoso e os afloramentos rochosos ocorreram em 25,7% desta área. Fundos arenosos não vegetados foram mais frequentes nas bordas ou próximo às bordas do banco totalizando 34% ou 2400 m² da área estudada. Em 15% da área do prado, as manchas se apresentaram densas, correspondendo a uma área de apenas 1100 m². Manchas pouco densas ou bastante espaçadas estiveram presentes em 33% da malha amostral, o que corresponde a 2300 m². Também foi registrada uma ocorrência de macroalgas em 42% da área total estudada, sempre pouco densas e geralmente pertencentes ao gênero *Sargassum* e outros gêneros, à deriva. Também foram encontrados exemplares de *Hypnea musciformis* Lamouroux em 25% da área estudada, epifitando *H. wrightii*.

4.2.3.2 Variações sazonais de densidade, biometria e biomassa das populações de *H. wrightii* na costa semiárida

Em geral, os prados apresentaram-se mais desenvolvidos durante o período chuvoso, quando tiveram maior cobertura de área e plantas mais desenvolvidas (Fig. 16A, B). Durante o período seco, os prados que ficam expostos durante a maré baixa apresentaram-se subdivididos em manchas menores, folhas queimadas e rizomas expostos (Fig. 16C, D). Além dos rizomas expostos nas áreas mais rasas (Fig. 17A), os prados de fundo arenoso também apresentaram manchas com plantas mais desenvolvidas, rodeados por plantas menos densas (Fig. 17B).

As médias de densidade foram maiores durante período seco em todos os sítios estudados e a praia da Pedra Rachada apresentou as maiores médias (Fig. 18). Contudo, estas densidades não foram estatisticamente diferentes considerando as campanhas de seco e chuvoso, em todos os sítios estudados (Tab. 3).

As médias das larguras das folhas mostraram um afinamento da base em direção ao ápice, que se apresentou bidentado ou tridentado em todos os bancos estudados. Nas praias arenosas, as larguras das folhas aumentaram significativamente durante o período chuvoso. Em Pedra Rachada as larguras foram maiores na campanha de período seco, mas este aumento não foi considerado significativo (Tab. 3). As folhas mais finas de todos os sítios estudados foram coletadas em Arpoeiras (Fig. 19). Durante o período seco, as folhas mais

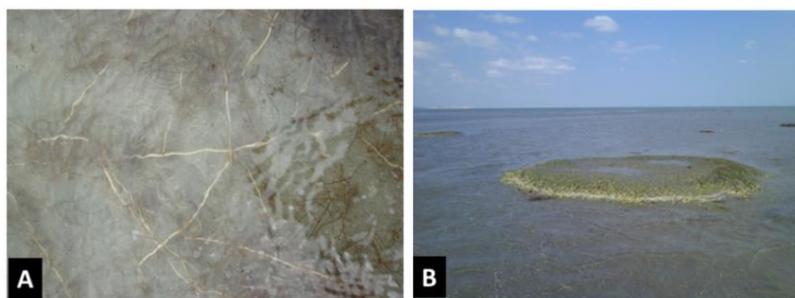
largas foram registradas em Pedra Rachada seguida por Ponta Grossa, enquanto que no período chuvoso as folhas mais largas foram registradas em Ponta Grossa e depois em Pedra Rachada.

Figura 16 – Variação sazonal do banco de *H. wrightii* na praia das Goiabeiras, Fortaleza-CE, costa semiárida do Brasil.



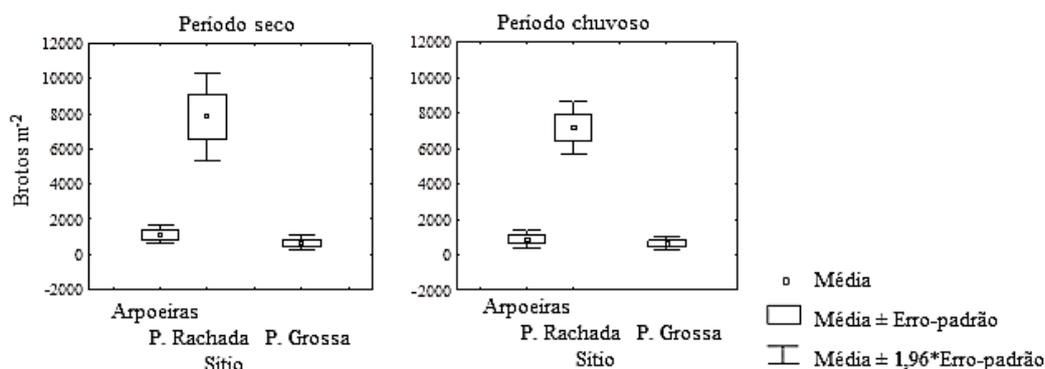
Legenda: A – Banco com área mais densa e maior acúmulo de sedimento; B – Prado contínuo, com folhas alongadas e verdes durante o período chuvoso; C – Banco com área densa menor, devido à perda de folhas; D – Folhas queimadas em função da exposição e aumento na insolação, e rizomas expostos por causa do hidrodinamismo. Fonte: Arquivo pessoal da autora

Figura 17 – Características dos prados de *H. wrightii* estabelecidos em fundos arenosos, durante o período seco, na costa semiárida do Brasil.



Legenda: A – folhas queimadas, bem como raízes e rizomas expostos em áreas rasas durante o período seco em Ponta Grossa, Icapuí-CE; B – Manchas mais desenvolvidas nos prados da praia da Barrinha (banco dos Cajuais), Icapuí-CE, à leste de Ponta Grossa, Ceará. Fonte: Arquivo pessoal da autora.

Figura 18: Variações nas médias de densidade das hastes de *H. wrightii* nos sítios estudados, durante as campanhas de período seco e chuvoso, na costa semiárida do Brasil.



Legenda: P. Rachada – Pedra Rachada; P. Grossa – Ponta Grossa. Fonte: Elaborado pela autora

O comprimento das folhas foi maior durante o período chuvoso em todos os sítios estudados, à exceção de Pedra Rachada (Tab. 3). Entretanto, estes resultados foram significantes apenas para as praias de Goiabeiras e Ponta Grossa (Tab. 3). Goiabeiras apresentou índice significativamente maior em relação às demais praias durante o período seco, seguida de Ponta Grossa e Pedra Rachada (Fig. 19). Durante o período chuvoso, Goiabeiras e Ponta Grossa apresentaram os maiores índices, similares entre si, seguidas por Arpoeiras e Pedra Rachada (Fig. 19). A biomassa total das plantas foi maior durante o período chuvoso em todos os sítios estudados, mas estes índices foram significantemente maiores apenas na praia das Goiabeiras (Tab. 3). Com relação a todos os pontos estudados, as biomassas foram significantemente mais elevadas na praia das Goiabeiras, seguida pela praia da Pedra Rachada (Fig. 20).

4.2.3.3 Influências dos fundos rochoso e arenoso sobre variações morfológicas de populações de *H. wrightii* na costa semiárida

A densidade (Fig. 18), biometria (Fig. 19) e biomassa (Fig. 20) de *H. wrightii* foram influenciadas pelo tipo de habitat na costa semiárida, apresentando os índices significantemente mais elevados nos bancos de habitat rochoso (Tab. 4).

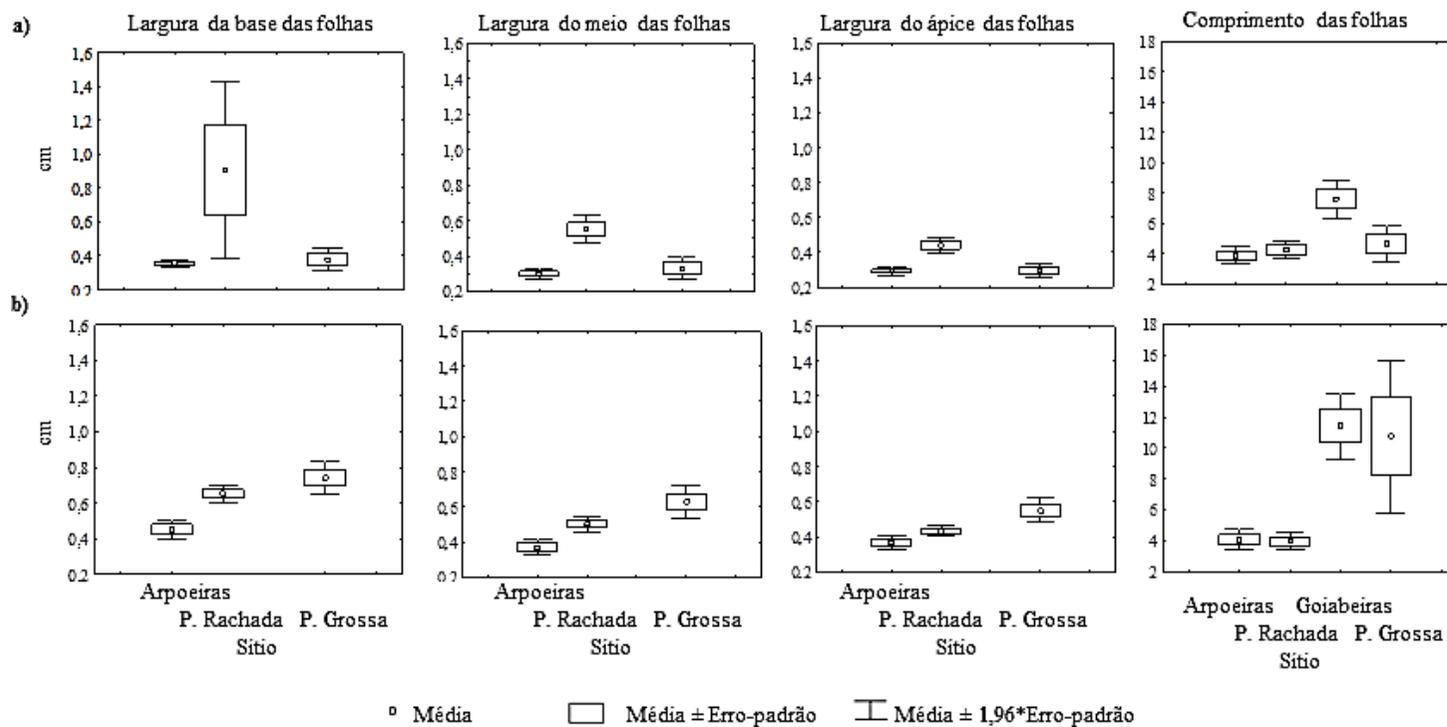
Contudo, somente o tipo de habitat não foi suficiente para explicar as variações na biometria, já que Goiabeiras e Ponta Grossa, de habitats diferentes, apresentaram os valores mais elevados de comprimento das folhas (Fig. 19). As larguras foram maiores em Pedra Rachada e depois em Ponta Grossa (Fig. 19).

Tabela 3 – Resultados da análise de variância paramétrica de densidade, biomassa e biometria de *H. wrightii*, na costa semiárida do Brasil. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando valores estatisticamente diferentes entre os períodos seco e chuvoso, em cada sítio.

Sítio	Variáveis	Valor Mín	Valor Máx	Média Seco	Média Chuvoso	t	gl	p
Arpoeiras	Densidade	***636	*3057	1121	875	-0,67	28	0,504
	Largura da base	*0,33	**0,56	0,35	0,45	3,65	17	0,002
	Largura do meio	*0,24	**0,45	0,29	0,37	2,75	17	0,013
	Largura do ápice	*0,25	**0,44	0,29	0,36	3,55	17	0,002
	Comprim. folhas	**1,9	**5,53	3,89	4,07	0,38	16	0,708
	Biomassa-hastes	***0,0	*2,03	0,79	0,77	-0,08	28	0,932
	Biomassa-raízes	***0,0	**23,8	3,77	5,67	0,95	28	0,347
	Biomassa-total	*0,7	**25,6	4,57	6,44	0,85	28	0,401
	Pedra Rachada	Densidade	***1464	*9299	7839	7159	-0,45	28
Largura da base		*0,34	**0,86	0,90	0,65	-0,93	28	0,359
Largura do meio		**0,42	*0,78	0,55	0,50	-1,01	28	0,317
Largura do ápice		*0,31	*0,78	0,44	0,43	-0,30	28	0,764
Comprim. folhas		**2,0	**6,4	4,26	3,97	-0,70	28	0,490
Biomassa-hastes		**3,7	**159,3	13,20	35,88	2,15	28	0,040
Biomassa-raízes		*0,0	**166,7	61,826	71,62	0,55	28	0,585
Biomassa-total		*29,9	**238,5	75,03	107,51	1,43	28	0,163
Goiabeiras		Comprim. folhas	*1,6	**9,7	7,61	11,42	-3,03	28
	Biomassa-hastes	*2,3	**188,3	28,73	72,05	-3,19	28	0,003
	Biomassa-raízes	*23,2	**1024,0	341,85	531,15	-2,36	28	0,025
	Biomassa-total	*3,0	**963,7	370,58	603,20	-2,87	28	0,008
Ponta Grossa	Densidade	*254	*2675	645	628	-0,05	28	0,954
	Largura da base	*0,29	**0,78	0,37	0,74	6,41	13	0,000
	Largura do meio	*0,25	**0,70	0,33	0,62	5,25	13	0,000
	Largura do ápice	*0,22	**0,68	0,29	0,55	6,34	13	0,000
	Comprim. folhas	*2,7	**25,6	4,65	10,75	2,50	13	0,026
	Biomassa-hastes	***0,0	**8,4	1,29	1,99	0,80	28	0,428
	Biomassa-raízes	***0,0	**12,4	2,03	3,56	1,29	28	0,205
	Biomassa-total	**0,2	**20,9	3,33	5,55	1,14	28	0,264

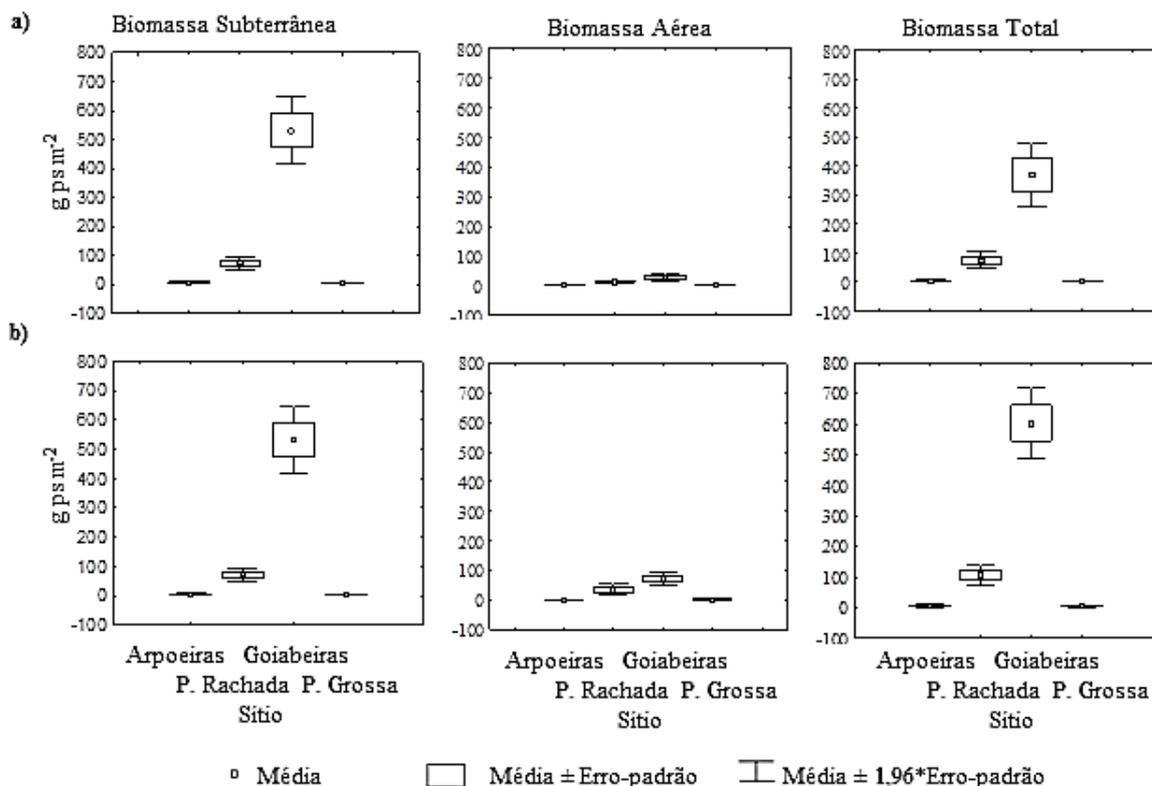
Legenda: t = valor crítico; gl = grau de liberdade; p = significância do teste. *Valor registrado durante o período seco; ** Valor registrado durante o período chuvoso; ***Valor registrado em ambas as campanhas.

Figura 19: Variações das médias de larguras de base, meio e ápice das folhas e comprimento das folhas de *H. wrightii*, nos sítios estudados na costa semiárida do Brasil



Legenda: **a)** Variações das médias durante o período seco; **b)** Variações das médias durante o período chuvoso; P. Rachada – Pedra Rachada; P. Grossa – Ponta Grossa. Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 20: Variações das médias das biomassas aérea, subterrânea e total de *H. wrightii*, nos sítios estudados na costa semiárida do Brasil.



Legenda: **a)** Variações das médias durante o período seco; **b)** Variações das médias durante o período chuvoso; P. Rachada – Pedra Rachada; P. Grossa – Ponta Grossa. Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 4 – Resultados da análise de variância paramétrica de densidade, biomassa e biometria de *H. wrightii*, na costa semiárida do Brasil. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando valores diferentes considerando os habitats arenoso e rochoso.

Período	Variáveis	Média Arenoso	Média Rochoso	t	gl	p
Seco	Densidade	883	7839	-7,528	43	0,000
	Largura da base	0,364	0,905	-2,331	33	0,026
	Largura do meio	0,312	0,550	-6,297	33	0,000
	Largura do ápice	0,293	0,443	-6,256	33	0,000
	Comprim. folhas	4,214	5,934	-2,674	47	0,010
	Biomassa-hastes	1,048	20,968	-6,111	58	0,000
	Biomassa-raízes	2,904	201,839	-5,293	58	0,000
	Biomassa-total	3,953	222,807	-5,566	58	0,000
Chuvoso	Densidade	751	7159	-11,038	43	0,000
	Largura da base	0,596	0,654	-1,087	27	0,286
	Largura do meio	0,499	0,504	-0,097	27	0,922
	Largura do ápice	0,459	0,434	0,735	27	0,468
	Comprim. folhas	7,411	7,698	-0,172	42	0,863
	Biomassa-hastes	1,384	53,966	-6,105	58	0,000
	Biomassa-raízes	4,615	301,389	-5,707	58	0,000
	Biomassa-total	6,000	355,355	-6,347	58	0,000

Legenda: t = valor crítico; gl = grau de liberdade; p = significância do teste.

4.2.4 Discussões

Os prados de *H. wrightii* da costa semiárida apresentaram características em comum, apesar da heterogeneidade de alguns caracteres, como a cobertura distribuída em manchas e algumas horas de exposição ao ar durante as marés mais baixas de sizígia. Outro ponto em comum aos prados estudados foi em relação às variações sazonais, que pareceu similar em toda a costa semiárida, sendo o declínio no tamanho das manchas acompanhado por um decréscimo em biomassa.

Os mapeamentos têm demonstrado não somente as características dos prados, como também as perdas de área, tanto em escala sazonal (ANDRADE; FERREIRA, 2011; ROBBINS; BELL, 2000) quanto decadal, associadas a modificações não significantes na cobertura de área (AGOSTINI; MARCHAND; PERGENT, 2003; LYONS; PHINN; ROELFSEMA, 2012; PIERRE *et al.*, 2011; ROBBINS; BELL, 2000; TURNER *et al.*, 1996) ou mudanças ambientais que impedem a recolonização (KENDRICK *et al.*, 2002). Segundo Hemminga e Duarte (2000), estas pequenas modificações podem refletir mudanças no clima local, enquanto que modificações maiores na área de distribuição podem estar relacionadas a mudanças climáticas globais. Inclusive, a forte fragmentação dos prados estudados na costa semiárida (*cf.* ELEUTERIUS, 1987) e o formato, em geral, paralelo à linha de costa, podem estar relacionados ao aumento na intensidade das ondas (*cf.* BARROS; ROCHA-BARREIRA, *submet.*; FONSECA; KENWORTHY, 1987; ROBBINS; BELL, 2000), em função do aumento progressivo na velocidade dos ventos nos últimos anos, com base nos dados do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET/INPE (2011). Na região estudada, ondas e correntes são orientadas pelos ventos e têm direção perpendicular à linha de costa (MORAIS, 1980), podendo ter influenciado este formato dos prados. No entanto, dados pretéritos de mapeamento e distribuição destes prados seriam necessários para a comprovação desta hipótese. Dessa forma, as informações preliminares aqui obtidas serão fundamentais para futuros monitoramentos, que devem ser desenvolvidos, sobretudo diante das pressões antrópicas sobre a costa e das progressivas mudanças no clima.

A extensão e distribuição pelo substrato, singulares a cada sítio estudado, foram também influenciadas pelas características locais. Além das condições hidrodinâmicas de cada sítio, a presença/ausência de afloramentos rochosos também pareceu exercer influência sobre a distribuição, já que as plantas tenderam a se concentrar nas áreas próximas aos afloramentos ou sobre a superfície das rochas. Outros autores também descreveram prados tropicais estabelecidos em fundos rochosos (GREVE; BRINZER, 2004; KUO *et al.*, 2006;

LABOREL-DEGUEN, 1963), e inserindo suas raízes e rizomas pelas fendas das rochas (GREVE; BRINZER, 2004; KUO *et al.*, 2006), tal como alguns trechos dos prados de *H. wrightii* sobre os fundos rochosos aqui estudados.

Tanto os prados estabelecidos sobre fundo rochoso quanto o de Ponta Grossa (em que ocorrem afloramentos rochosos por entre o prado) apresentaram ambientes mais heterogêneos, em coabitação com macroalgas e outros organismos incrustantes. Para Borowitzka, Lavery e van Keulen, 2006 (2006), a viabilidade de substrato para o crescimento de algas aumenta as produções primária e secundária, influenciando significativamente os balanços químicos e tróficos do ecossistema. Isto explica a concentração dos prados nas áreas próximas às rochas em Ponta Grossa, ricas em flora e fauna, indicando provável benefício para as plantas através de troca de energia entre os dois ambientes. Além disso, há uma provável proteção contra as ondas, proporcionada pelos recifes que, segundo Barros *et al.* (2001), reduzem a energia hidrodinâmica em suas adjacências.

A subdivisão em manchas já vem sendo observada em outras partes do mundo (ELEUTERIUS, 1987; FORTES, 1990; KUO *et al.*, 2006; MICHOT; CHADWICK, 1994; PATRIQUIN, 1975; ROBBINS; BELL, 2000; STOUT; LELONG, 1981), indicando áreas onde há forte energia de correntes e ondas (ELEUTERIUS, 1987; PATRIQUIN, 1975; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989). Vale ressaltar que a região estudada possui intensa influência eólica, que atua diretamente sobre estes fatores físicos e ecossistemas costeiros (MORAIS *et al.*, 2006). O limite mais profundo dos prados de fundo arenoso foi designado por correntezas originadas nos estuários, que se movimentavam com grande velocidade durante a maré baixa. A presença de correntezas pode, primariamente, originar canais de areia dentro dos prados, arrancando plantas inteiras (KEMPF, 1970), e culminar com a limitação destes prados (FONSECA; KENWORTHY, 1987), como parece ter ocorrido com as manchas de habitat arenoso, no médio litoral da região estudada. A extensão dos prados de fundo rochoso, por sua vez, pareceu limitada pelo sedimento visivelmente mais grosso e pobre em matéria orgânica (MO), na área circundante aos recifes. A literatura afirma que tamanho, formato, distribuição dos prados (ELEUTERIUS, 1987) e o crescimento destas plantas (HEMMINGA; DUARTE, 2000; PULICH, 1985) são características limitadas pelo tipo de substrato. Além disso, os recifes acumulam sedimentos mais finos em relação às áreas adjacentes (BARROS *et al.*, 2001).

Apesar de menores, os prados de fundo rochoso são menos fragmentados e apresentaram os maiores valores de densidade, biometria e biomassa. Para Bandeira (2002), o maior desenvolvimento de *Thalassodendron ciliatum* (Forsk.) Hartog no substrato rochoso,

em relação ao banco da mesma espécie estabelecido no substrato arenoso, deveu-se à superfície áspera e aos maiores índices de exposição, hidrodinâmica, temperatura e salinidade. Laborel-Deguen (1963) também observou prados de *H. wrightii* com uma parte subterrânea de 25 cm de espessura sobre os fundos rochosos, mais desenvolvida que nos prados móveis sobre os fundos arenosos. Os prados de habitat rochoso aqui estudados estiveram estabelecidos numa camada de areia de até 10 cm de espessura, cuja variação depende da época do ano, em função da alimentação de sedimento e dinâmica das ondas (*cf.* BARROS; ROCHA-BARREIRA, *no prelo; submet.*). Dessa forma, a atuação da hidrodinâmica sobre prados, com constantes retirada e deposição do sedimento, pode estimular o desenvolvimento de *H. wrightii*. Eleuterius (1987) acrescenta, ainda, que esta espécie também tem rápida capacidade de ajuste vertical em caso de soterramento. Assim, a exposição hidrodinâmica pode contribuir para o espessamento das raízes nos ambientes rochosos, justificando a concentração de biomassa neste tipo de fundo.

Já os prados de fundos arenosos apresentaram-se mais amplos e fragmentados, com densidade de hastes significativamente menor e parte subterrânea pouco desenvolvida, praticamente constituída de rizomas, com poucas e curtas raízes. Outros prados de *H. wrightii* (LABOREL-DEGUEN, 1963) e de outras espécies (COLANTONI *et al.*, 1982) estabelecidos sobre fundos arenosos também apresentaram folhas curtas, finas, pouco densas e sem raízes verdadeiras. Também podem ser encontrados alguns prados com parte subterrânea bem desenvolvida e fixa nestes ambientes (LABOREL-DEGUEN, 1963). Estes estão provavelmente associados a locais de baixa hidrodinâmica, como enseadas. Embora possam ter baixa importância na retenção de sedimentos (WAYCOTT *et al.*, 2007), os prados de fundo arenoso apresentaram áreas densas e muito densas mais extensas que os prados estabelecidos sobre fundo rochoso. Além disso, estes prados se movimentam sobre o substrato, por causa da parte subterrânea pouco desenvolvida e em função das variações de maré e hidrodinâmica, facilitando a dispersão e propagação de sementes/rizomas. Dessa forma, estes prados podem causar maior influência sobre a produtividade regional que os pequenos prados fixos sobre os fundos rochosos.

Embora a densidade e biomassa tenham sido nitidamente maiores nos prados estabelecidos sobre os recifes de praia, a biometria não pareceu influenciada diretamente pelo fator habitat. Mesmo com média sazonal de biometria em Pedra Rachada durante o período chuvoso entre 2010 e 2011 (dados omitidos), a média sazonal mais elevada foi registrada na campanha de período seco, provavelmente refletindo a metodologia de coleta voltada também à captura da macrofauna (Capítulos 4), em que era preciso enterrar o amostrador a 10 cm de

profundidade. Situação semelhante também foi observada nas praias arenosas, que apresentaram áreas com um mosaico de manchas mais desenvolvidas durante o período seco, enquanto as áreas adjacentes apresentaram hastes menores, menos densas e mais espaçadas. Assim, as manchas que concentraram maior quantidade de sedimento continham também as plantas mais desenvolvidas, influenciando este resultado, já que os prados sofrem remoção de grande parte do sedimento através da atuação das ondas (cf. ZIEMAN; ZIEMAN, 1989), durante o período seco, na região (cf. BARROS; ROCHA-BARREIRA, *no prelo; submet.*). Vale lembrar também que as chuvas apresentaram volume abaixo da média histórica durante o período de estudo (FUNCEME, 2010), indicando baixa contribuição das chuvas para o suplemento de sedimento fino e MO.

Mesmo assim as variações sazonais de densidade, biometria e biomassa dos prados estudados indicaram, de um modo geral, que o ciclo de vida de *H. wrightii* foi similar em toda a costa semiárida. Outros autores também pontuaram que estas plantas modulam seu crescimento em resposta aos fatores ambientais, principalmente ao clima, sedimento e nutrientes (DUARTE, 1989; ELEUTERIUS, 1987; FOURQUREAN *et al.*, 2003; HACKNEY; DURAKO, 2004; HEMMINGA; DUARTE, 2000; KOCH; BEER, 1996; MARBÀ *et al.*, 2004; WAYCOTT *et al.*, 2007). De acordo com os resultados aqui obtidos, sobretudo comparados aos resultados dos prados estudados mensalmente na região, como o de Goiabeiras (BARROS; ROCHA-BARREIRA, *no prelo; submet.*) e Pedra Rachada (dados omitidos), é possível inferir que os prados de *H. wrightii* na zona entremarés da região semiárida do Brasil se desenvolvem mais durante o período chuvoso, enquanto que a morte e renovação das hastes parecem ocorrer principalmente durante o período seco, quando a biomassa e biometria se apresentaram menores, mas houve um pequeno aumento, não significativo, em densidade.

Segundo Barros e Rocha-Barreira (*no prelo; submet.*), *H. wrightii* começa a crescer no final do período seco, quando as condições hidrodinâmicas estão mais amenas e ocorrem as primeiras chuvas, atingindo o ápice de biometria e biomassa durante o período chuvoso, na região central da costa semiárida. Desse modo, sendo a produtividade uma função da biomassa e suplemento de nutrientes (MEDINA-GOMEZ; HERRERA-SILVEIRA, 2006; ZIEMAN, 1987), é durante o período de chuvas que os prados da região semiárida apresentam-se mais produtivos. Durante o período seco, além do arranque das folhas mais maduras, como também registraram Barros e Rocha-Barreira (*no prelo; submet.*), a exposição de raízes e rizomas nas áreas mais rasas também está relacionada ao aumento na atuação das ondas, sob influência eólica. O decréscimo em biomassa, também pode ser acompanhado por

um declínio das manchas, como vem sendo observado por outros autores (BARROS; ROCHA-BARREIRA, *submet.*; TURNER *et al.*, 1996). Morais *et al.* (2006) mencionaram efeito negativo do aumento na velocidade dos ventos sobre os manguezais, cuja área diminui com a obstrução de pequenos estuários pelo transporte de sedimentos, causando hipersalinização. Em relação aos prados estudados, os ventos também parecem exercer significativa influência sobre os fatores físicos que atuam na finalização do ciclo de vida da espécie. Para Fonseca e Kenworthy (1987), as ondas e correntes (governadas pelos ventos) influenciam todo o ciclo de vida destas plantas, desde a reprodução sexual até o estabelecimento de hastes individuais e distribuição dos prados.

Em outras regiões do mundo, contudo, *H. wrightii* têm mostrado o ápice de desenvolvimento durante o verão (ou período seco), como na costa oriental do Brasil (CREED, 1999; LABOREL-DEGUEN, 1963; MAGALHÃES *et al.*, 1997; OLIVEIRA *et al.*, 1997; SORDO *et al.*, 2011), México (MEDINA-GOMEZ; HERRERA-SILVEIRA, 2006), Estados Unidos (CHRISTIAN; LUCKSOVICH, 1999; KOWALSKI; DEYOE; ALLISON, 2009; MICHOT; CHADWICK, 1994; PULICH, 1985; ZIEMAN, 1987), Europa (MARBÀ *et al.*, 2004), Moçambique (BOER, 2000), Filipinas (FORTES, 1990) e Austrália (WAYCOTT *et al.*, 2007). Fenômenos como a redução e fragmentação dos prados, bem como o afloramento de raízes e rizomas, que ocorrem durante o período seco na região semiárida brasileira, foram registrados durante o período de chuvas/inverno em muitos dos locais citados e têm sido associados à redução de luz, causada pela sedimentação e intensificação das ondas (MAGALHÃES *et al.*, 1997; OLIVEIRA *et al.*, 1997; SORDO *et al.*, 2011; WAYCOTT *et al.*, 2007). Na região estudada, as chuvas provavelmente não causam sedimentação significativa, já que o volume anual é baixo em relação a estes locais e são limitadas a poucos meses do ano, dependentes da atuação da Zona de Convergência Intertropical.

O aumento não significativo na densidade das hastes durante o período seco indicou que ao passo que as plantas perdem as folhas maduras (biomassa) em função da atuação hidrodinâmica, investem energia na renovação do prado. Segundo Fonseca e Kenworthy (1987), o aumento na hidrodinâmica pode também viabilizarem maior quantidade de oxigênio para as raízes, facilitando a assimilação de nutrientes pela planta. Dessa forma, a significativa atuação hidrodinâmica durante o período seco, que promove a retirada de folhas e sedimento, pode também auxiliar na absorção dos nutrientes ainda presentes no sedimento, para o crescimento de novas hastes. Alguns autores afirmaram que as angiospermas marinhas produzem novas folhas, raízes e rizomas constantemente (BJÖRK *et al.*, 2008; HEMMINGA;

DUARTE, 2000; MARBÀ, *et al.*, 2004), sobretudo as espécies pequenas, que têm menor longevidade (MARBÀ, *et al.*, 2004), como é o caso de *H. wrightii*. Contudo, o grau de sazonalidade da densidade de angiospermas marinhas é menor nas latitudes mais baixas (HEMMINGA; DUARTE, 2000), o que talvez explique a variação sazonal não significativa encontrada para esta variável, embora ela tenha variado sazonalmente de forma semelhante em todos os sítios estudados.

Assim, este estudo apontou variações importantes influenciadas pelo habitat e pela sazonalidade na região semiárida, tanto considerando as características gerais dos prados quanto as características específicas de *H. wrightii*. Contudo, estudos específicos sobre o ciclo de vida, sobretudo nas praias arenosas (onde ainda não houve um acompanhamento mensal), e a inclusão de outros fatores ambientais devem ser observados, para designar com maior precisão as respostas biológicas desta espécie, bem como o surgimento de novas influências naturais ou antropogênicas.

4.2.5 Conclusões

O tipo de fundo constituiu-se uma importante variável de atuação sobre a plasticidade de *H. wrightii*. Prados estabelecidos em fundos rochosos ou bancos de fundo arenoso estabelecidos próximo aos afloramentos rochosos apresentaram-se mais desenvolvidos, provavelmente por causa das associações a outros organismos, aumentando a troca energética e produtividade dos ecossistemas. Por outro lado, os prados de fundo arenoso podem exercer maior influência sobre a produtividade regional, já que a sua extensão é maior e com áreas densas maiores que nos prados de fundo rochoso, que são menores e limitados por sedimentos mais grossos nas adjacências dos recifes.

As variações sazonais dos caracteres de *H. wrightii* foram similares em toda a costa semiárida, com plantas mais desenvolvidas durante o período chuvoso, e provável renovação das hastes durante o período seco, com o aumento na densidade. Tais observações aliadas a estudos mensais anteriormente realizados nesta região indicam que o ciclo de vida é similar em toda a costa semiárida. Contudo, os prados devem ser monitorados, a fim de uma melhor compreensão da dinâmica desta espécie sob condições de clima semiárido e prevenção de alterações relacionadas às mudanças climáticas ou antropogênicas.

4.3 Influência da densidade de hastes de *Halodule wrightii* Ascherson em fundos rochosos e arenosos sobre comunidades de macroalgas associadas (*)

4.3.1 Introdução

As comunidades de macroalgas são encontradas em associação a outros sistemas biológicos, especialmente recifes de coral (HAY, 1981; SILVA *et al.*, 1987), bancos de mexilhões (ALBRECHT, 1998) e prados de angiospermas marinhas (ZIEMAM; ZIEMAM, 1989; BOROWITZKA; LAVERY; VAN KEULEN, 2006). Tanto efeitos negativos quanto positivos da relação algas-angiospermas são reportados na literatura (*cf.* SAND-JENSEN, 1977; SILBERSTEIN *et al.*, 1986; WILLIAMS, 1990; CECCHERELLI; CINELLI, 1997, 1998, 1999; SILVA; ASMUS, 2001; BRUN *et al.*, 2003; TAPLIN *et al.*, 2005; STAFFORD; BELL, 2006; PERGENT *et al.*, 2008). Em geral, a combinação das macroalgas a angiospermas marinhas pode, até certo ponto, aumentar a área disponível para colonização, propiciando a retenção de alimentos e proteção para a fauna, e a produtividade do ambiente costeiro (MAZELLA; ALBERTE, 1985; ZIEMAM; ZIEMAM, 1989; VIRNSTEIN; CARBONARA, 1985; NORKKO *et al.*, 2000; WILLIAMS; HECK, 2001; BOROWITZKA; LAVERY; VAN KEULEN, 2006; ROSA; BEMVENUTI, 2007).

A maioria dos estudos sobre algas associadas a angiospermas marinhas tem focado na composição de espécies (HAY, 1981; PEDRINI; SILVEIRA, 1985; SILVA *et al.*, 1987; PEDRINI *et al.*, 1997; PAULA *et al.*, 2003; BARRIOS; DÍAZ, 2005), biomassa (PEDRINI; SILVEIRA, 1985; SILVA *et al.*, 1987; PAULA *et al.*, 2003), distribuição espacial (SILVA *et al.*, 1987; PAULA *et al.*, 2003; PEDRINI *et al.*, 1997) e temporal (PEDRINI *et al.*, 1997) de macroalgas presas às plantas (PEDRINI; SILVEIRA, 1985; SILVA *et al.*, 1987; PEDRINI *et al.*, 1997; HAYS, 2005) ou coabitantes (HAY, 1981; PAULA *et al.*, 2003). Outros estudos têm observado também o hábito das algas em relação às plantas (BIBER *et al.*, 2004), interações tróficas (BOROWITZKA *et al.*, 1990; LEPOINT *et al.*, 2000; HAYS, 2005) e influências ambientais sobre o complexo algas-angiosperma (PLUS *et al.*, 2001).

Contudo, a importância de fatores bióticos e abióticos controlando a distribuição e abundância das macroalgas componentes do ecossistema de angiospermas marinhas ainda é desconhecida (BIBER *et al.*, 2004). Os efeitos dos caracteres morfológicos de angiospermas marinhas, como dossel (LEE *et al.*, 2001) e densidade das hastes (CECCHERELLI;

* Artigo submetido à revista **Brazilian Journal of Oceanography**, do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.

CINELLI, 1997, 1998, 1999) sobre a variação de populações de algas ainda são raramente investigados. Da mesma forma, as relações entre macroalgas, ao nível de comunidade, e variações morfológicas de angiospermas marinhas também são pouco exploradas.

Tanto as partes das plantas quanto as diferenças morfológicas relacionadas a diferentes espécies de angiospermas marinhas promovem diferentes habitats (estrutural e temporalmente) para colonização de epífitas (BOROWITZKA; LETHBRIDGE, 1989; BOROWITZKA *et al.*, 1990; LELIAERT *et al.*, 2001; LAVERY; VANDERKLIFT, 2002). Além da plasticidade morfológica relacionada a mudanças sazonais, as angiospermas marinhas também apresentam variações espaciais (MARBÀ *et al.*, 2004). Desse modo, variações na densidade das plantas podem exercer um papel essencial sobre a distribuição da comunidade ficológica, bem como sobre o estabelecimento e retenção de espécies, variando entre períodos do ano e habitats, junto com a plasticidade das plantas.

Além da densidade das hastes, o habitat em que os prados estão estabelecidos pode ser outro fator determinante das características da comunidade ficológica associada. BANDEIRA (2002) sugeriu que as angiospermas marinhas, assim como a cobertura de epífitas, podem apresentar diferentes padrões de acordo com o substrato (*i.e.* rochoso ou arenoso). Além disso, BOROWITZKA *et al.* (1990) afirmou que o habitat das angiospermas marinhas podem promover grandes variações na composição de espécies e abundância de organismos epífitos. De acordo com BALATA *et al.* (2007), é necessário compreender os padrões de variabilidade de assembleias de algas e os padrões relacionados às diferenças entre os habitats onde crescem as angiospermas.

O objetivo deste capítulo foi analisar influências da densidade das hastes de *H. wrightii* Ascherson estabelecida em habitats rochoso e arenoso, sobre a composição e variação sazonal da comunidade ficológica associada, observando também as relações ecológicas entre as algas e a angiosperma.

4.3.2 Material e Métodos

Para descrições da área de estudo, veja a seção 4.2.2.1 deste documento. O detalhamento sobre o desenho amostral e procedimentos de amostragem podem ser vistos na seção 4.2.2.2.

4.3.2.1 Procedimentos de laboratório

No Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, as macroalgas foram identificadas e foram obtidas a densidade de *H. wrightii* (hastes m^{-2}), abundância das macroalgas e frequência de ocorrência das espécies para cada ponto estudado.

As espécies de algas foram também classificadas como epilíticas, epifíticas de angiospermas marinhas, epifíticas de uma outra alga ou episâmica. Em seguida, as algas foram secas em estufa a 60°C por 24 horas para obtenção da biomassa, em gramas de peso seco por metro quadrado (g ps m^{-2}).

4.3.2.2 Análises estatísticas

Os descritores da comunidade de algas – *i.e.* diversidade de Shannon (H' , $\text{Log } e$), equitabilidade de Pielou (J') e riqueza de Margalef (d) – foram calculados para cada ponto estudado. A fim de observar similaridades entre os pontos estudados, foi gerado um escalonamento multidimensional (MDS). Os descritores de comunidade e o MDS foram obtidos usando o Programa Primer[®] (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research), versão 6.1.6.

As análises de variância foram obtidas de acordo com a normalidade e homocedasticidade (*i.e.* teste T de Student para dados paramétricos e teste U de Mann-Whitney para dados não-paramétricos), a fim de observar diferenças significantes entre períodos e habitats. Uma PerMANOVA de duas vias também foi utilizada para observar a influência do período do ano (seco e chuvoso) e do tipo de habitat (rochoso e arenoso) sobre o número de espécies (S), riqueza (d) e diversidade (H'). Este teste considerou o nível de significância de $p < 0,05$, derivado de 1000 permutações, e foi baseado em uma matriz de distância Euclidiana. Por fim, uma análise de correlação de Spearman verificou relações entre a abundância das espécies e a densidade das angiospermas. A PerMANOVA foi obtida usando o software R, versão 2.15.1 e os outros testes foram gerados através do Statistica®, versão 7.0.

4.3.3 Resultados

4.3.3.1 Sistemática e ecologia

A comunidade ficológica associada a estes prados foi representada por 18 espécies distribuídas em 10 famílias (Tab. 5). A maior parte das espécies pertenceu ao Filo

Rhodophyta (72,2%), seguida por Chlorophyta (22,2%) e Phaeophyta (5,5%). A espécie mais abundante e comum foi *Hypnea musciformis* Lamouroux, exceto em FR1 onde apenas a espécie *Ulva lactuca* Linnaeus foi registrada (Tab. 6).

A maioria das espécies foi associada principalmente a blocos calcáreos e rochosos de recifes (epilíticas, 50%), mas algumas espécies foram encontradas epifitando folhas e rizomas de *H. wrightii* (epífitas, 38,4%), talos de outras algas (epífitas, 8%) ou o próprio sedimento (episâmicas, 4%) (Tab. 6). Espécies epifíticas das plantas ocorreram quase sempre associadas aos rizomas, mas também foram encontradas gavinhas de *H. musciformis* presas às folhas, especialmente nas pontas. Além do rizoma de *H. wrightii*, a espécie *U. lactuca* ocorreu epifitando a alga *Cryptonemia luxurians* (C. Agardh) J. Agardh. O único exemplar de *Acantophora spicifera* (M. Vahl) Borgesen foi registrado epifitando a alga *Pterocliadiella caerulea* (Kützinger) Santelices & Hommersand. Nenhuma diferença significativa foi registrada para a biomassa das espécies entre os períodos seco e chuvoso (Tab. 6), mas de um modo geral, a biomassa das epífitas aumentou ao mesmo tempo em que a densidade, ao contrário da biomassa das espécies epilíticas e episâmicas.

4.3.3.2 Influências da sazonalidade e dos habitats rochoso e arenoso sobre a comunidade

Todos os descritores de comunidade foram maiores durante o período seco, à exceção da equitabilidade em FR1, levemente maior durante o período chuvoso. Contudo, não foram registradas diferenças significantes para estas variáveis, entre as campanhas (Tab. 7). Considerando o habitat, estes descritores foram significativamente maiores nos prados de fundo rochoso (Tab. 8).

A diversidade foi provavelmente a principal influência sobre a dispersão no gráfico do MDS, que mostrou amostras de FA1, FA2 e FR2 mais dispersas que amostras de FR1 (Fig. 21). Embora a densidade de *H. wrightii* tenha tido valores maiores no período seco nos prados de fundo arenoso e no período chuvoso em FR1, esta variável não foi significativamente diferente considerando os períodos climáticos em todos os pontos estudados (Tab. 9). Em relação aos habitats, contudo, as densidades de FR1 foram significativamente maiores que nos prados de fundo arenoso, em ambas os períodos (Tab. 9).

A abundância de algumas espécies foi fraca e significativamente correlacionada à densidade de *H. wrightii*, como *H. musciformis* ($r= 0,383$; $p= 0,000$), *Pterocliadiella bartletti* (W. R. Taylor) Santelices ($r= 0,326$; $p= 0,001$), *Cladophora* sp. ($r= 0,308$; $p= 0,003$), *Valonia*

Tabela 5 – Classificação taxonômica das espécies de macroalgas associadas aos prados de *H. wrightii* estudados na costa do Ceará, Nordeste do Brasil.

Filo	Família	Gênero	Espécie	
Rhodophyta	Cystocloniaceae	<i>Hypnea</i>	<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen) J.V.Lamouroux	
			<i>Hypnea spinella</i> (C. Agardh) Kützing	
	Pterocladaceae	<i>Pterocladia</i>	<i>Pterocladia caerulescens</i> (Kützing) Santelices & Hommersand	
			<i>Pterocladia bartlettii</i> (W. R. Taylor) Santelices	
	Gracilariaceae	<i>Gracilaria</i>	<i>Gracilaria cervicornis</i> (Turner) J. Agardh	
			<i>Gracilaria ornata</i> Areschoug	
			<i>Gracilaria</i> spp.	
	Rhodomelaceae	<i>Palisada</i>	<i>Palisada perforata</i> (Bory de Saint-Vicent) K. W. Nam	
			<i>Bryothamnion</i>	<i>Bryothamnion seaforthii</i> (Turner) Kützing
			<i>Acanthophora</i>	<i>Acanthophora spicifera</i> (M. Vahl) Borgesen
<i>Amansia</i>			<i>Amansia multifida</i> J. V. Lamouroux	
Halymeniaceae	<i>Cryptonemia</i>	<i>Cryptonemia luxurians</i> (C. Agardh) J. Agardh		
Valoniaceae	<i>Valonia</i>	<i>Valonia aegagropila</i> C. Agardh		
Chlorophyta	Ulveae	<i>Ulva</i>	<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus	
			<i>Ulva</i> sp.	
	Cladophoraceae	<i>Cladophora</i>	<i>Cladophora</i> sp.	
	Caulerpaceae	<i>Caulerpa</i>	<i>Caulerpa cupressoides</i> (West) C. Agardh	
Ochrophyta	Dictyotaceae	<i>Dictyopteris</i>	<i>Dictyopteris delicatula</i> J. V. Lamouroux	

Tabela 6 – Variâncias (Testes t ou U) da biomassa de algas (g ps m⁻²) para cada ponto estudado, frequência de ocorrência (FO) e classificação em relação ao hábito das espécies associadas aos prados de *H. wrightii* da costa do Ceará, Nordeste do Brasil.

Praias	Espécies	Mediana/Média Chuvoso	Mediana/Média Seco	Variância	FO	Hábito
FA 1	<i>Ulva lactuca</i>	225,00	240,00	U= 105; Z = -0,311; p= 0,755	3,3%	epifítico
FA 2	<i>Ulva lactuca</i>	225,00	240,00	U= 105; Z = -0,311; p= 0,755	3,3%	epilítico; epifítico
	<i>Hypnea musciformis</i>	217,50	247,50	U= 97,5; Z = -0,622; p= 0,533	6,6%	epifítico
FR 1	<i>Hypnea musciformis</i>	258,00	207,00	U= 87; Z = 1,057; p= 0,329	33,3%	epifítico
	<i>Hypnea spinella</i>	225,00	240,00	U=105; Z= -0,311; p= 0,374	3,3%	epilítico; epifítico
	<i>Pterocladia caerulea</i>	247,50	217,50	U= 97,5; Z= 0,622; p= 0,533	6,6%	epilítico
	<i>Pterocladia bartletti</i>	229,00	236,00	U=109; z= -0,145; p= 0,884	20,0%	epilítico
	<i>Gracilaria cervicornis</i>	240,00	225,00	U= 105; Z= 0,311; p= 0,755	3,3%	epilítico
	<i>Gracilaria ornata</i>	240,00	225,00	U= 105; Z= 0,311; p= 0,755	3,3%	epilítico
	<i>Gracilaria</i> sp.	248,00	217,00	U= 97; Z= 0,624; p= 0,52	13,3%	epilítico
	<i>Palisada perforata</i>	225,00	240,00	U= 105; Z= -0,311; p= 0,755	3,3%	epilítico
	<i>Bryothamnion seaforthii</i>	0,01	0,01	t= 0,204; df= 28; p= 0,839	6,6%	epilítico
	<i>Acanthophora spicifera</i>	247,50	217,50	U= 97; Z= 0,622; p= 0,533	6,6%	epifítico (alga)
	<i>Amansia multifida</i>	240,00	225,00	U= 105; Z= 0,311; p= 0,755	3,3%	epifítico
	<i>Cryptonemia luxurians</i>	240,00	225,00	U= 105; Z= 0,311; p= 0,755	3,3%	epilítico
	<i>Valonia aegagropila</i>	210,00	255,00	U= 90; Z= -0,933; p= 0,350	10,0%	epilítico
	<i>Ulva lactuca</i>	248,00	217,00	U= 97; Z= 0,642; p= 0,520	13,3%	epifítico (alga; <i>H. wrightii</i>)
	<i>Ulva</i> sp.	225,00	240,00	U= 105; Z= -0,311; p= 0,755	3,3%	epifítico
	<i>Cladophora</i> sp.	187,50	277,50	U= 67,5; Z= -1,866; p= 0,06	20,0%	epilítico
	<i>Caulerpa cupressoides</i>	0,03	0,22	t= -0,828; df= 28; p= 0,414	6,6%	episâmico
	<i>Dictyopteris delicatula</i>	247,50	217,50	U= 97,5; Z= 0,622; p= 0,533	6,6%	epifítico
FR 2	<i>Hypnea musciformis</i>	0,06	0,02	t= 0,760; df= 28; p= 0,453	26,6%	epifítico
	<i>Gracilaria</i> spp.	0,03	0,21	t= -0,841; df= 28; p= 0,407	16,6%	epilítico

Legenda: U – Soma das fileiras; Z – valor crítico; t – valor crítico; gl – grau de liberdade; p – significância.

Tabela 7 – Análises de variância dos descritores da comunidade florística nos sites estudados na costa do Ceará, Nordeste do Brasil, durante os períodos seco e chuvoso. A baixa frequência de espécies nos prados de fundo arenoso não permitiu a obtenção de alguns descritores.

Descritores	Fundo arenoso 1			Fundo arenoso 2			Fundo rochoso 1			Fundo rochoso 2			
	U	Z	p	U	Z	p	t	gl	p	t	U	Z	p
S	105	-0,3111	0,7557	90,0	-0,9	0,351	0,676	28	0,504	0,992	-	-	0,328
N	105	-0,3111	0,7557	90,0	-0,9	0,351	0,676	28	0,504	0,992	-	-	0,328
d	113	0	1	112,5	0,0	1,000	-0,517	28	0,609	-	135,0	-0,500	0,617
J'	113	0	1	112,5	0,0	1,000	-0,357	28	0,724	-	142,5	-0,481	0,630
H'	113	0	1	112,5	0,0	1,000	0,825	28	0,417	-	142,5	0,481	0,630

Legenda: U – soma das fileiras; Z – valor crítico; t – valor crítico; gl – grau de liberdade; p – significância; S – número de espécies; N – Abundância total; d – riqueza de Margalef; J' – equitabilidade de Pielou; H' – diversidade de Shannon.

Tabela 8 – Valores médios dos descritores das comunidades nos habitats rochoso e arenoso e análise de variância paramétrica entre os habitats. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando valores estatisticamente diferentes entre os habitats.

Descritores	Média	Médias	t	gl	p
	Fundo rochoso	Fundo arenoso			
S	1,05	0,067	5,615	118	0,000
N	1,05	0,067	5,615	118	0,000
d	79,518	101	-4,04	118	0,000
J'	79,333	101	-4,04	118	0,000
H'	0,234	0	3,775	118	0,000

Legenda: t – valor crítico; gl – grau de liberdade; p – significância; S – número de espécies; N – Abundância total; d – riqueza de Margalef; J' – equitabilidade de Pielou; H' – diversidade de Shannon.

Tabela 9 – Valores médios da densidade de *H. wrightii* (hastes m⁻²) nos períodos seco e chuvoso, análises de variância paramétrica dos pontos estudados entre os períodos e também entre FR1 e os prados de fundo arenoso, considerando os períodos do ano. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando valores estatisticamente diferentes.

Ponto estudado	Média Chuvoso	Média Seco	Entre períodos	Fundo rochoso 1 (Período Seco)	Fundo rochoso 1 (Período Chuvoso)
Fundo rochoso 1	2866	3580	t=-1.557; df= 28; p=0.130	-	-
Fundo arenoso 1	437	560	t= 0.676; df= 28; p= 0.504	t= 8.156; df= 28; p= 0.000	t= 7.781; df= 28; p= 0.000
Fundo arenoso 2	314	322	t= 0.058; df= 28; p= 0.953	t= 9.293; df= 28; p= 0.000	t= 8.271; df= 28; p= 0.000

Legenda: t – valor crítico; gl – grau de liberdade; p – significância

Tabela 10 – Resultados do teste PerMANOVA usando habitat e períodos do ano como variáveis independentes e abundância total (N), número de espécies (S) e diversidade de Shannon (H') como variáveis dependentes. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando valores estatisticamente diferentes.

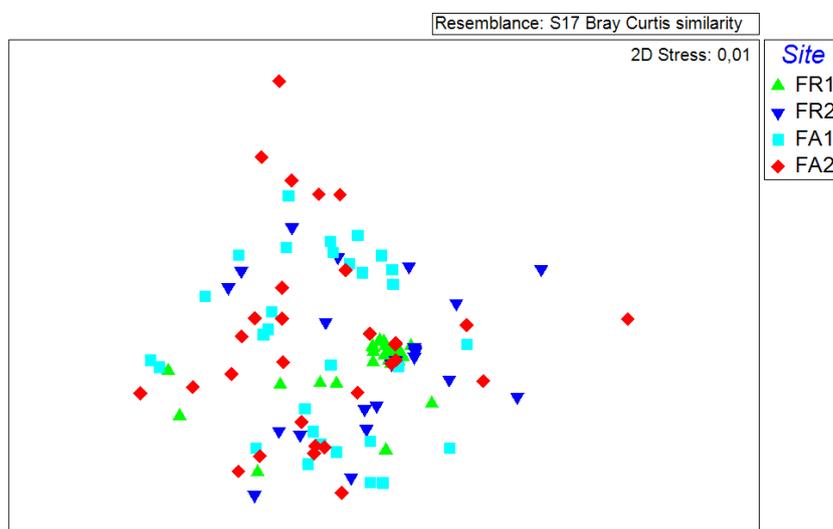
	Graus de liberdade	Soma dos quadrados	Média dos quadrados	F	R ²	p
Período	1	0,136	0,136	0,130	0,000	0,755
Habitat	1	30,650	30,649	29,390	0,200	0,000
Período x Habitat	1	1,069	1,069	1,025	0,007	0,335
Resíduos	116	120,970	1,042		0,791	
Total	119	152,825			1,000	

Legenda: F – variância; R² – ; p – significância

aegagrophila C. Agardh ($r= 0,267$; $p= 0,010$), *Gracilaria* sp. ($r= 0,262$; $p= 0,012$), *Bryothamnion seafhortii* (Turner) Kützing ($r= 0,221$; $p= 0,035$) e *Dyctiopteris delicatula* J. V. Lamouroux ($r= 0,219$; $p= 0,038$).

De modo geral, a abundância total das algas ($r= 0,614$; $p= 0,000$), número de espécies ($r= 0,614$; $p= 0,000$), diversidade ($r= 0,515$; $p= 0,000$), riqueza ($r= 0,339$; $p= 0,000$) e equitabilidade ($r= 0,340$; $p= 0,000$) foram diretamente correlacionados à densidade de *H. wrightii*.

Figure 21: Gráfico de dispersão do escalonamento multidimensional (MDS) das abundâncias das espécies das comunidades de algas associadas a *H. wrightii* na costa do Ceará, Nordeste do Brasil.



Fonte: Elaborado pela autora.

O teste PerMANOVA corroborou estes resultados, indicando que o período climático não teve influência individual sobre a comunidade. Esta análise apontou o habitat como o fator mais importante, explicando as diferenças significantes entre as comunidades de algas ($F= 29,4$; $R^2 = 0,20$; $p < 0,001$). Ainda de acordo com este teste, nenhuma interação entre o habitat e o período climático teve influência sobre a variância da comunidade (Tab. 10).

Embora o habitat tenha sido apontado como fator influente sobre estas comunidades, o coeficiente de determinação (R^2) indicou que esta variável explicou apenas 20% da variância e assim, mais de 85% desta variância não tem explicação considerando o modelo adotado. Isto sugere a influência de outras variáveis, tais como as complexas

interações bióticas e/ou abióticas, ou mesmo processos de estocagem, atuando sobre a estrutura da comunidade ficológica estudada.

4.3.4 Discussões

Este trabalho verificou que a densidade de *H. wrightii* foi significativamente maior no habitat rochoso, embora outros fatores locais possam ter influenciado as características das comunidades. A composição e abundância de algas podem caracterizar diferentes habitats, partes da planta e refletir a variação morfológica, inclusive variações espaço-temporais (LELIAERT *et al.*, 2001; LAVERY; VANDERKLIFT, 2002). Balata *et al.* (2007) observaram uma estrutura similar de comunidades de epífitas em *Posidonia oceanica* e a composição das espécies, estudando três sítios diferentes (*i.e.* costa continental, bancos de alto-mar e ilhas). Apesar das similaridades, estes autores sugeriram que a presença do substrato rochoso dentro do prado poderia ser um fator relevante para padrões em pequena escala de distribuição de comunidades de epífitas.

De acordo com Kuenen e Debrot (1995), estudando áreas tanto com substratos duros quanto moles, observaram que a variabilidade de habitat pode aumentar a riqueza das espécies. Considerando os pontos de habitat arenoso aqui estudados, o único fator que pareceu influenciar estas comunidades foi a presença ou ausência de afloramentos rochosos. De acordo com Van Elven *et al.* (2004), quaisquer prados de angiospermas marinhas adjacentes a recifes tem diversas assembleias de algas, porque estes recifes podem atuar como fontes de propágulos e modificadores das condições físicas, aumentando a concentração de nutrientes em áreas adjacentes. No presente estudo, a presença de afloramentos rochosos (FA2) pode explicar também a abundância maior comparada ao habitat arenoso sem estes afloramentos (FA1). De acordo com Dahl (1973), mesmo em habitats arenosos, a presença dos substratos duros tem importante papel já que muitas espécies de algas necessitam destes substratos para se estabelecerem. Assim, apesar dos baixos índices dos descritores da comunidade nos prados de fundo arenoso, a presença das algas reforça a importância das angiospermas marinhas como substratos para o assentamento destes organismos em ambientes onde substratos duros são raros ou ausentes, contribuindo para o aumento de produtividade local.

Como descrito aqui, Bandeira (2002), estudando habitats rochosos e arenosos de *Thalassodendron ciliatum* (Forsk.) den Hartog, na ilha de Inhaca, Moçambique, observou que tanto os caracteres morfológicos dos prados quando as comunidades de epífitas foram significativamente maiores nos habitats rochosos. Assim, a presença de substrato rochoso pode

indicar não somente uma maior diversidade como também uma maior disponibilidade de propágulos, que podem aumentar a probabilidade de assentamento sobre os prados adjacentes. Borowitzka, Lavery e van Keulen (2006) acrescentam que a disponibilidade de propágulos é um determinante fundamental do potencial da diversidade de epífitas para a colonização de qualquer substrato de angiospermas marinhas disponível. Confirmando esta hipótese, Van Elven *et al.* (2004) observou maior biomassa e composição de espécies de macroalgas epífitas em prados estabelecidos em áreas próximas a recifes. Contudo, como adicionaram Koch *et al.* (2006), este fator biótico também é regulado por fatores ambientais, como a hidrodinâmica.

Os fatores físicos podem influenciar o assentamento seletivo de esporos e propágulos e a remoção de espécimes maduras, sendo que a composição de macroalgas em prados de angiospermas marinhas são influenciados também pela entrada de nutrientes, interações com organismos pastadores e bancos de propágulos (DAHL, 1973; HARLIN, 1975; PEDRINI *et al.*, 1985; VIRNSTEIN; CARBONARA, 1985; ZIEMAM; ZIEMAM, 1989; BOROWITZKA *et al.*, 1990; REIS; YONESHIGUE-VALENTIN, 1998; SILVA; ASMUS, 2001; BIBER *et al.*, 2004; VAN ELVEN *et al.*, 2004; HAYS, 2005; KOCH *et al.*, 2006). Sobre os habitats rochosos aqui estudados, os padrões de hidrodinâmica pareceram exercer a principal influência. Enquanto FR1 é protegida das ondas por um quebra-mar natural, em FR2 as ondas quebram diretamente sobre o recife onde o Prado está estabelecido.

Além da exposição à quebra de ondas, FR2 também recebe constante descarga de esgoto, que pode ter influenciado a composição das espécies. Para vários autores, a eutrofização costeira estimula o crescimento de epífitas, algas vermelhas e macroalgas oportunistas, que podem sombrear e sufocar as angiospermas marinhas, como resultado da entrada de nutrientes (COUTINHO; SEELIGER 1984; ZIEMAM; ZIEMAM, 1989; PAULA *et al.*, 2003; HAYS, 2005; BOROWITZKA; LAVERY; VAN KEULEN, 2006). Esta é, inclusive, uma das causas apontadas para o declínio dos prados de angiospermas marinhas em várias partes do mundo (BOROWITZKA; LAVERY; VAN KEULEN, 2006). Contudo, a diversidade foi baixa em FR2, provavelmente em função da hidrodinâmica, mas a eutrofização pode explicar a presença exclusiva de espécies de algas vermelhas e a maior incidência da epífita *Hypnea musciformis*. De acordo com Pinheiro-Joventino (1998), no passado, o banco de macroalgas desta área foi considerado um dos mais diversos. Assim, a diversidade de FR2 foi negativamente influenciada tanto pela hidrodinâmica quanto pelo efluente.

A ação hidrodinâmica pode ter atuado também sobre o arranque das hastes destes prados de *H. wrightii*, já que a densidade foi menor durante o período chuvoso. Alguns

autores registraram efeitos de arranque de folhas pelas epífitas diretamente relacionada à idade da folha (SILBERSTEIN *et al.*, 1986; SILVA; ASMUS, 2001), já que a abundância destas algas é diretamente associada ao comprimento de hastes e folhas (ZIEMAM; ZIEMAM, 1989; BOROWITZKA *et al.*, 1990; BANDEIRA, 2002), quando as plantas completam seu ciclo de vida. Dessa forma, as flutuações simultâneas na biomassa de algas e densidade de angiospermas marinhas sugere que as algas contribuem para o arranque das hastes mais antigas, por aumentarem o atrito com as ondas. De acordo com Morais *et al.* (2006), as ondas atuam principalmente durante o período seco, quando a velocidade dos ventos aumenta, influenciando a zona costeira e o comprimento de ondas, na região estudada.

Além do arranque de folhas, não foram observados outros efeitos negativos das macroalgas sobre os prados de angiospermas marinhas, em função da baixa biomassa de algas encontrada. De fato, algas e angiospermas marinhas podem também beneficiar umas às outras. Atuações positivas de algas sobre angiospermas marinhas são reportadas, como a redução na hidrodinâmica e nos efeitos da dissecação (HARLIN, 1975; PENHALE; SMITH, 1977; SAND-JENSEN *et al.*, 1985; SILBERSTEIN *et al.*, 1986; BOROWITZKA *et al.*, 1990). Além disso, as algas podem ser excelentes fontes de nutrientes por decomposição para as angiospermas (MAZZELLA; ALBERTE, 1986). Van Elven *et al.* (2004) observou que a entrada de algas à deriva em decomposição nos prados também pode fornecer nutrientes não viabilizados para os prados numa determinada área. Este pode ser um dos fatores que explicam a concentração das manchas de plantas no assoalho adjacente aos afloramentos rochosos em FA2.

Ao mesmo tempo, angiospermas marinhas podem fornecer nutrientes para as algas. De acordo com Harlin (1975), o nitrato e fosfato absorvido pelas folhas e raízes de angiospermas marinhas eventualmente vazam para a água adjacente, onde eles ficam disponíveis para organismos presos às plantas antes de uma diluição excessiva. Ainda de acordo com este autor, a troca de nutrientes com a planta hospedeira é uma das condições para a abundância das epífitas. Sob as condições previamente mencionadas de baixa biomassa de algas, é provável que estes sistemas estejam apenas trocando nutrientes, sem quaisquer danos para ambos os sistemas.

Angiospermas marinhas e algas rizofíticas podem ter uma relação simbiótica (*cf.* WILLIAMS, 1990; CECHERELLI; CINELLI, 1997, 1998, 1999; PAULA *et al.*, 2003; PERGENT *et al.*, 2008) ou competir por nutrientes (SAND-JENSEN, 1977; CECHERELLI; CINELLI, 1997; DAVIS; FOURQUEAN, 2001) e espaço (TAPLIN *et al.*, 2005; STAFFORD; BELL, 2006). Contudo, esta relação parece ser determinada por uma relação

entre a biomassa das algas e a biomassa total da angiosperma-hospedeira (cf. BOROWITZKA *et al.*, 1990; SILVA; ASMUS, 2001). No presente estudo, a biomassa de algas rizofíticas foi baixa, novamente rejeitando a hipótese de danos para ambos os sistemas.

Espécies epilíticas tiveram a maior abundância e biomassa no presente estudo. Estas espécies são consideradas importantes para a produtividade em ecossistemas de angiospermas marinhas (LEPOINT *et al.*, 2000). Paula *et al.* (2003) também registraram muitas algas associadas com recifes adjacentes a prados de *H. wrightii* e relacionaram a presença destas algas à presença dos substratos duros, similar aos resultados obtidos no presente estudo. Estes autores, contudo, registraram maior biomassa de espécies episâmicas (70%) associadas aos prados de *H. wrightii* em Abrolhos, Nordeste do Brasil. Por outro lado, Biber *et al.* (2004) registraram maior biomassa de epífitas em relação aos outros grupos funcionais analisados (*i.e.* algas à deriva, algas rizofíticas, algas psamofíticas e algas epifíticas) em *Thalassia testudinum* Banks & Soland. ex Koenig, do sul da Flórida (EUA).

No presente estudo, espécies epifíticas não tiveram participação expressiva na composição da comunidade, de um modo geral, embora a ocorrência destas espécies seja representativa em relação a outras comunidades de algas associadas a angiospermas marinhas (cf. PHILLIPS, 1982; PAULA *et al.*, 2003). As espécies epífitas coletadas estavam associadas aos rizomas e folhas de *H. wrightii*, mas a maioria foi composta por gavinhas de *H. musciformis* presas às pontas das folhas (BANDEIRA, 2002; BARRIOS; DÍAZ, 2005). Borowitzka *et al.* (1990) observou epífitas mais associadas às hastes do que as folhas e poucas espécies foram comuns a ambas as partes, indicando preferências destas algas por partes específicas das plantas. Leliaert *et al.* (2001) observou que as epífitas foram mais desenvolvidas nos rizomas perenes que nas folhas efêmeras. Estas afirmações podem auxiliar na compreensão da ocorrência de epífitas nos rizomas e folhas maiores nos prados estudados.

Por causa das íntimas relações com as plantas, a biomassa de *H. musciformis*, que foi a macroalga mais comum e abundante do ecossistema estudado, variou de acordo com a densidade de *H. wrightii*. Reis e Yoneshigue-Valentin (1998) também observaram variações das populações de *H. musciformis* de acordo com a biomassa da macrófitas hospedeira (*Sargassum* sp.). No presente estudo, a frequência mais alta e a correlação entre a biomassa de *H. musciformis* e a densidade de *H. wrightii* podem ter sido fatores que influenciaram as dissimilaridades entre os prados, tanto por causa das distintas ocorrências desta epífita quanto pelas variações dos prados.

Uma vez que o aumento das epífitas pode ter importantes consequências ecológicas e econômicas (CHO *et al.*, 2003), a principal relação apontada na literatura entre

epífitas e prados de angiospermas marinhas são a competição por oxigênio (SAND-JENSEN, 1985) e sombreamento das algas sobre as plantas (SAND-JENSEN, 1977; SILBERSTEIN *et al.*, 1986; BRUN *et al.*, 2003). Contudo, já que a biomassa das epífitas coletadas foi baixa, elas não pareceram suficientes para causar danos aos prados, como também observado por outros autores (*e.g.* BOROWITZKA *et al.*, 1990; SILVA; ASMUS, 2001).

A comunidade de algas aumentou significativamente durante o período seco, como nos resultados de Plus *et al.* (2001), para *Zostera noltii* Hornem, no verão da costa mediterrânea da França, embora estes autores não tenham relacionado o aumento na biomassa das epífitas à variação da angiosperma. Em uma área adjacente a prados de *H. wrightii*, Paula *et al.* (2003) observaram, contudo, um aumento significante em diversidade e equitabilidade durante o período chuvoso. Dessa forma, os fatores ambientais também parecem exercer forte influência sobre a distribuição temporal destas comunidades, além da influência das plantas.

4.3.5 Conclusões

Os resultados obtidos indicaram que a comunidade ficológica variou de acordo com a densidade de *H. wrightii*, independentemente das características particulares de cada ponto estudado, embora as influências do habitat e outras influências ambientais particulares de cada ponto estudado (*i.e.* hidrodinâmica, efluentes e presença/ausência de afloramentos rochosos) também possam ter influenciado a composição e diversidade das macroalgas.

Assim, a composição da comunidade ficológica depende de uma série de fatores bióticos e abióticos que podem estar relacionados aos caracteres morfológicos das plantas-hospedeiras, hábitos das espécies e características ambientais de cada ponto. Descartando possibilidades de relações prejudiciais e levando-se em consideração a marcante presença destas espécies, as relações ecológicas sugeridas para este complexo alga-angiosperma foi de mutualismo entre ambos os sistemas coabitantes.

4.4 Influência de *Halodule wrightii* Ascherson estabelecida em fundos rochosos e arenosos sobre a macrofauna bentônica associada

4.4.1 Introdução

Angiospermas marinhas podem abrigar maior abundância, riqueza específica, biomassa e produção de macroinvertebrados em comparação a bancos de lama, bancos de areia e marismas (HECK-JR *et al.*, 1995). Disponibilizam habitat tridimensional, com dossel disperso pela coluna d'água e sistema radicular penetrando o sedimento, promovendo condições de berçário e proteção para uma série de espécies permanentes que, por sua vez, atraem a fauna de ecossistemas adjacentes (BJÖRK *et al.*, 2008; EDGAR, 1990; GREEN; SHORT, 2003; NAKAOKA, 2005; PHILLIPS, 1992; TERRADOS; BORUM, 2004; VIRNSTEIN, 1987; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989). Além de servirem de alimento para grandes herbívoros ameaçados de extinção em regiões tropicais e para aves marinhas em regiões temperadas, estes ecossistemas abrigam muitas espécies de importância comercial (BJÖRK *et al.*, 2008; GREEN; SHORT, 2003; HUGHES *et al.*, 2009; UNSWORTH *et al.*, 2008). Desse modo, constituem alternativa de sobrevivência para populações humanas costeiras, que também utilizam estes ecossistemas como sua principal fonte de proteína (BJÖRK *et al.*, 2008; DUARTE, 2000; SHORT *et al.*, 2006a).

A fauna associada aos prados de angiospermas marinhas é composta de assembleias heterogêneas, com muitas características ecológicas distintas (HEMMINGA e DUARTE, 2000), incluindo espécies incrustantes, que utilizam estas plantas na ausência de substratos duros para fixação (ORTH; HECK-JR; VAN MONTFRANS, 1984; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989). As espécies selecionam o habitat baseando-se na morfologia das plantas, que pode favorecer ou dificultar a predação, e também na presença de epífitas que, além da extensão de habitat para as espécies permanentes, podem atrair espécies que se alimentam diretamente das algas (ORTH; HECK-JR; VAN MONTFRANS, 1984; VIRNSTEIN, 1983; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989).

Diversos estudos têm observado a influência de variações morfológicas dos prados sobre a macrofauna bentônica associada, considerando diferentes espécies de angiospermas marinhas (GAMBI; CONTI; BREMEC, 1998; EDGAR, 1990; GARTNER *et al.*, 2013; LEWIS, 1984; SÁNCHEZ-JEREZ; CEBRIÁN; ESPLÁ, 1999), efeitos de borda e centro dos prados (BELL *et al.*, 2001; BOLOGNA; HECK-JR, 2002; MACREADIE *et al.*, 2010; NAKAOKA; TOYOHARA, 2000; WARRY *et al.*, 2009), de diferentes profundidades

(CREED; KINNUP, 2011; SOMASCHINI; GRAVINA; ARDIZZONE, 1994; RUEDA et al., 2009), das partes aérea e subterrânea das plantas (BARROS; ROCHA-BARREIRA, 2009; BARROS; JARDIM; ROCHA-BARREIRA, *no prelo*; BARROS; ROCHA-BARREIRA, *no prelo*) e das variações sazonais ou ciclo de vida das plantas (ALVES; ARAÚJO, 1999; BARROS; ROCHA-BARREIRA, *no prelo*; LEE; FONG; WU, 2001; STONER, 1980).

Em função da íntima relação com as angiospermas marinhas, grande parte da fauna associada é diretamente submetida às variações dos prados, alterando a produtividade no ambiente de acordo com estas flutuações nas plantas-hospedeiras (DUARTE, 1989; HEMMINGA; DUARTE, 2000; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989) ou pela simples presença e ausência das plantas (ORTH; HECK-JR; VAN MONTFRANS, 1984; SÁNCHEZ-JEREZ; CEBRIÁN; ESPÁ, 1999; TERRADOS; BORUM, 2004; VIRNSTEIN *et al.*, 1983; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989). Tanto as angiospermas marinhas quanto a composição da macrofauna bentônica são fortemente influenciadas pelo tipo de fundo (BANDEIRA, 2002; CRAIG; JONES, 1966), mas poucas espécies destas plantas habitam tanto fundos arenosos quanto rochosos (DEN HARTOG, 1970a).

Dessa forma, as angiospermas marinhas podem sofrer variações decorrentes dos habitats rochoso e arenoso (BANDEIRA, 2002), influenciando também os índices de abundância e diversidade da macrofauna bentônica e caracterizando a produtividade dos bancos. Em prados de *H. wrightii* estabelecidos sobre fundos móveis, contudo, a influência da vegetação sobre a comunidade bentônica pode ser insignificante, já que, como observado por Laborel-Deguen (1963), estes prados costumam ser menos desenvolvidos e sua instalação não é definitiva. O objetivo deste capítulo foi verificar se as alterações causadas pelo tipo de fundo e pela sazonalidade sobre *H. wrightii* alteram a estrutura da macrofauna bentônica associada, observando também o efeito dos fundos arenosos móveis vegetados e não vegetados sobre estas comunidades.

4.4.2 Material e Métodos

Para descrições da área de estudo, veja a seção 4.2.2.1 deste documento. O detalhamento sobre o desenho amostral e procedimentos de amostragem podem ser vistos na seção 4.2.2.2.

4.4.2.1 Procedimentos de laboratório

No Laboratório de Zoobentos do Instituto de Ciências do Mar (UFC), as amostras foram lavadas em água corrente, triadas e a macrofauna foi conservada em álcool a 70% contendo o corante rosa de bengala até a identificação das espécies.

Após a obtenção da densidade e comprimento das folhas, os vegetais foram secos em estufa a 60°C por 24 horas para obtenção da biomassa total, em gramas de peso seco por metro quadrado (g ps m⁻²).

Após identificadas ao menor nível taxonômico possível, foram calculadas as densidades por grama de cada táxon dividindo-se o número de indivíduos pela biomassa das plantas em cada amostra. Para densidades com 4 casas decimais ou mais foi adotado o valor simbólico de 0,001, a fim de indicar a presença do táxon na campanha correspondente.

4.4.2.2 Análises estatísticas

Através do pacote estatístico Primer[®] (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research), versão 6.1.6, foram calculados os descritores da comunidade faunística – número de espécies (S), diversidade de Shannon (H') e equitabilidade de Pielou (J') – para cada ponto estudado e em cada campanha. A diversidade foi calculada com a base de logaritmos naturais (e) e dada em nats ind⁻¹ (nats por indivíduo), devido à maior coerência e consistência dos resultados (HUTCHESON, 1970).

Usando-se o programa Statistica[®], versão 7.0, foram geradas análises de variância de acordo com a normalidade e homocedasticidade das variáveis (*i.e.* teste T de Student para variáveis paramétricas e teste U de Mann-Whitney para variáveis não-paramétricas), a fim de observar se houveram diferenças significantes entre períodos climáticos e tipos de fundo em que a planta está estabelecida (rochoso x arenoso; vegetadas x não vegetadas).

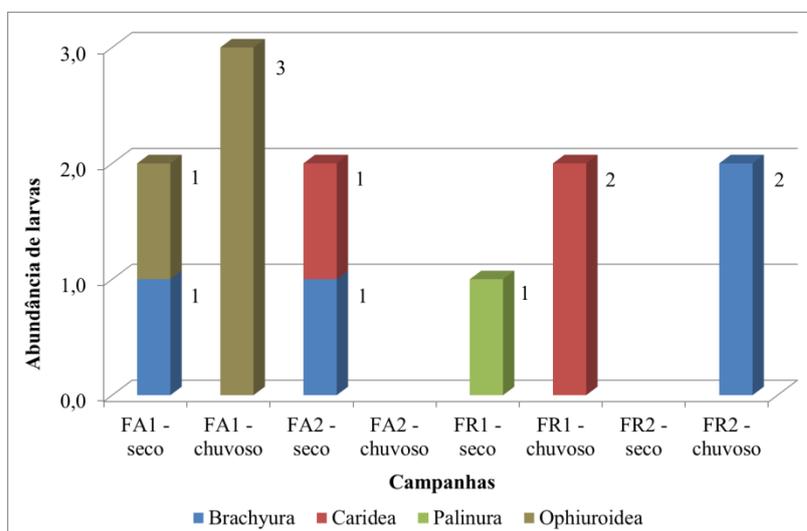
4.4.3 Resultados

4.4.3.1 Sistemática e ecologia

Em todo o estudo, foram identificados 1108 indivíduos, pertencentes a 112 táxons (Tab. 11; Apêndice) dos filos Cnidaria (Ceriantharia e Anthozoa); Mollusca (Polyplacophora, Gastropoda e Bivalvia); Annelida (Oligochaeta e Polychaeta); Arthropoda (Chelicerata e Crustacea) e Echinodermata (Ophiuroidea).

Formas larvais e juvenis de praticamente todas as espécies foram observadas, muitas vezes impossibilitando a identificação a nível mais específico (Fig. 22). Ofiuroides juvenis foram encontrados em ambas as campanhas do sítio FA1, porém foram mais abundantes durante o período chuvoso. A maioria dos organismos larvais e juvenis capturados foram mais abundantes nos prados de fundo arenoso e durante o período seco, como as megalopas (larvas de braquiúros) e de carídeos (camarão) na fase mysis. Ambos ocorreram apenas durante o período chuvoso no sítio FR2. Filosomas (larvas de palinuros) foram encontradas apenas no sítio FR1, em amostras de período seco.

Figura 22: Abundâncias das larvas de crustáceos e juvenis de ofiuroides coletadas nos sítios estudados em suas respectivas campanhas de período seco e chuvoso, na costa semiárida do Brasil.



Fonte: Elaborado pela autora

Os crustáceos concentraram o maior número de táxons (47) e foi o grupo mais abundante, com 532 espécimes. Em seguida, vieram os moluscos com 34 espécies e um total de 311 indivíduos; e os poliquetos, com 32 espécies e uma abundância total de 349 indivíduos. De um modo geral, os táxons mais abundantes foram os cumáceos (224 espécimes), o poliqueto *Capitomastus* sp. (142 espécimes) e o gastrópode *Olivella minuta* (Link, 1807) (107 espécimes). O gastrópode *O. minuta* foi também o táxon mais denso em ambos os prados estabelecidos sobre fundo arenoso, onde ocorreu nos dois períodos climáticos, mas apresentou-se mais denso durante o período seco (Tab. 11).

Tabela 11 – Densidade média da macrofauna bentônica associada a *H. wrightii* nas campanhas de período seco e chuvoso realizadas em duas praias de fundo arenoso (FA) e duas praias de fundo rochoso (FR), na costa semiárida do Brasil.

Filo	Táxon	Período Seco				Período Chuvoso			
		FA1	FA2	FR1	FR2	FA1	FA2	FR1	FR2
Coelenterata	Ordem Ceriantharia			0,018	0,001				0,001
	<i>Protopalythoa variabilis</i>			0,001					
Mollusca	<i>Ischnochiton striolatus</i>								0,001
	<i>Ischnochiton niveus</i>								0,001
	<i>Ischnochiton sp.</i>								0,001
	<i>Tricolia affinis</i>				0,001				0,005
	<i>Smaragdia viridis</i>		0,017						
	<i>Benthonella gaza</i>								0,001
	<i>Caecum achironum</i>				0,001				0,001
	<i>Caecum pulchellum</i>			0,002					
	<i>Caecum ryssotitum</i>			0,003				0,005	0,001
	<i>Epitonium unifasciatum</i>							0,001	
	<i>Bittium varium</i>							0,047	0,001
	<i>Solariorbis mooreana</i>								0,001
	<i>Cerithium atratum</i>			0,001					
	<i>Turbonilla fasciata</i>							0,001	
	<i>Anachis obesa</i>								0,001
	<i>Mitrella lunata</i>								0,001
<i>Olivella minuta</i>		0,374	0,766			0,079	0,551	0,012	0,001
<i>Cylichna alba</i>								0,001	
<i>Pinctada radiata</i>								0,001	
<i>Crassinella lunulata</i>								0,001	

Continua

Continuação da Tabela 11

Filo	Táxon	Período Seco				Período Chuvoso			
		FA1	FA2	FR1	FR2	FA1	FA2	FR1	FR2
Mollusca	<i>Codakia orbiculata</i>			0,001				0,001	
	<i>Ctena orbiculata</i>			0,006	0,001		0,01		0,001
	<i>Lucina pectinata</i>	0,013							
	<i>Mactra fragilis</i>		0,037						
	<i>Mactra</i> sp.					0,004			
	<i>Strigilla pisiformis</i>		0,036						
	<i>Diplodonta</i> sp.				0,001				
	<i>Crassinella lunulata</i>				0,001				
	<i>Ervilia subcancellata</i>			0,001					0,001
	<i>Tagelus plebeius</i>								0,001
	<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	0,147				0,052			
	<i>Chione intapurpurea</i>						0,012		0,001
	<i>Tivela mactroides</i>		0,087						
	<i>Corbula cymella</i>								0,001
	Annelida	Oligochaeta				0,003			
<i>Capitomastus</i> sp.					0,019				0,005
Opheliidae sp.		0,277				0,025			
<i>Armandia polyophthalma</i>						0,025	0,005		
<i>Armandia</i> sp.		0,054	0,104				0,411		
<i>Scoloplos rubra</i>									
<i>Scoloplos</i> sp.			0,126						
<i>Aricidea</i> sp.			0,037						
Eulepethidae sp.		0,011	0,054						
Dorvilleidae sp.					0,001				0,001

Continua

Continuação da Tabela 11

Filo	Táxon	Período Seco				Período Chuvoso			
		FA1	FA2	FR1	FR2	FA1	FA2	FR1	FR2
Annelida	<i>Goniada littorea</i>	0,102					0,392		
	<i>Glycinde</i> sp.	0,005							
	<i>Ophioglycera</i> sp.	0,007							
	Lumbrineridae sp.				0,001				
	Syllidae sp.				0,001				0,001
	<i>Ehlersia</i> sp.			0,001				0,001	
	Maldanidae sp.				0,001				
	Onuphidae sp.			0,002	0,001				
	<i>Americanuphis</i> sp.							0,001	
	<i>Diopatra</i> sp.						0,014		
	<i>Kinbergonuphis</i> sp.						0,029		
	<i>Nothria</i> sp.			0,001					
	<i>Onuphis</i> sp.					0,009		0,001	
	Sigalionidae sp.				0,001				0,001
	Pilargidae sp.	0,015							
	Eunicidae sp.			0,001					
	<i>Nematonereis</i> sp.			0,011		0,018		0,007	
	Cirratulidae sp.				0,001				0,001
	<i>Magelona papilicornis</i>			0,006		0,018		0,006	
	<i>Magelona</i> sp.			0,001					0,001
Oweniidae sp.				0,001				0,001	
Spionidae sp.								0,001	
<i>Prionospio</i> sp.			0,001						
Terebellidae sp.				0,001				0,001	

Continua

Continuação da Tabela 11

Filo	Táxon	Período Seco				Período Chuvoso			
		FA1	FA2	FR1	FR2	FA1	FA2	FR1	FR2
Arthropoda	Pycnogonida			0,002					
	<i>Ampelisca soleata</i>						0,002		
	<i>Ampithoe ramondi</i>				0,001				0,001
	<i>Ampithoe</i> sp.						0,002		
	<i>Nototropis</i> sp.				0,001				0,001
	<i>Dexaminella</i> sp.								0,001
	<i>Hyale media</i>				0,014				0,001
	<i>Photis</i> sp.								0,001
	<i>Erichtonius brasiliensis</i>				0,001				0,006
	<i>Cerapus</i> sp.				0,001				0,001
	Lysianassidae tipo 1				0,001				0,001
	Lysianassidae tipo 2				0,001				0,001
	<i>Elasmopus rapax</i>		0,015						0,001
	<i>Elasmopus</i> sp.			0,001					
	<i>Quadrimaera</i> sp.						0,019		
	<i>Phoxocephalidae</i> sp.				0,001				0,002
	<i>Metharpinia</i> sp.		0,087	0,002					
	Urothoidae sp.			0,001					
	<i>Caprella penantis</i>				0,001				
	Bodotriidae sp.								
	Cumacea spp.	0,005	0,593	0,001	0,001		0,029	0,001	0,022
	<i>Cyclaspis varians</i>							0,001	
	<i>Cyclaspis</i> cf. <i>bacescui</i>		0,276	0,001					
	<i>Diastylis bispinosa</i>		0,037						

Continua

Continuação da Tabela 11

Filo	Táxon	Período Seco				Período Chuvoso			
		FA1	FA2	FR1	FR2	FA1	FA2	FR1	FR2
Arthropoda	<i>Diastylis</i> sp.		0,101				0,087		
	<i>Oxyurostylis</i> cf. <i>lecroyae</i>		0,174						
	Diogenidae sp.			0,001					
	<i>Isocheles sawayai</i>	0,016							
	<i>Pagurus</i> sp.							0,001	
	<i>Pagurus critinicornis</i>			0,002			0,006	0,005	
	<i>Costalambrus tommasii</i>	0,046							
	<i>Austinixa leptodactyla</i>	0,009							
	<i>Pinnixa sayana</i>						0,029		
	<i>Callinectes ornatus</i>				0,001				
	<i>Callinectes</i> sp.		0,007	0,001					
	<i>Panopeus</i> sp.							0,001	
	<i>Acantholobulus bermudensis</i>								0,001
	<i>Processa</i> sp.							0,002	
	<i>Upogebia</i> cf. <i>omissa</i>		0,026						
	<i>Exosphaeroma</i> sp.							0,001	
	Anthuridae sp.								0,001
	<i>Quathantura menziesi</i>				0,001				
	<i>Astacilla</i> sp.				0,001				0,002
	<i>Erichsonella</i> Tipo 1				0,001				0,001
<i>Erichsonella</i> Tipo 2								0,001	
<i>Jaeropsis</i> sp.				0,001				0,001	
<i>Paracerceis</i> sp.				0,001				0,002	
<i>Leptochelia dubia</i>							0,007	0,001	
Echinodermata	Ophiuroidea sp.	0,009			0,021				
	<i>Ophiocnida scabriuscula</i>		0,037						

No sítio FR1, o táxon mais denso foi o gastrópode *Bittium varium* (Pfeiffer, 1840), que ocorreu apenas na campanha de período chuvoso; e no sítio FR2, os cumáceos e o anfípode *Hyale media* (Dana, 1853) foram os táxons mais densos, sobretudo durante o período chuvoso (Tab. 11).

De um modo geral, as densidades das espécies não foram estatisticamente diferentes, em relação aos períodos climáticos. Considerando individualmente os sítios estudados, o gastrópode *Tricolia affinis* (C. B. Adams, 1850) ($U = 36$; $Z = 3,173$; $p = 0,001$) e os cumáceos ($U = 32$; $Z = 3,338$; $p = 0,000$) foram significativamente mais densos durante o período chuvoso na FR2. Demais espécies não apresentaram diferença estatística entre campanhas na FR2, nem nas outras praias estudadas.

Com relação aos descritores da comunidade, a diversidade aumentou durante o período seco, enquanto que abundância total e equitabilidade diminuíram no ecossistema de um modo geral (Tab. 12).

Tabela 12 - Análise de variância dos descritores da comunidade faunística nos prados de *H. wrightii* na costa semiárida do Brasil, durante as estações seca e chuvosa. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando médias estatisticamente diferentes entre os sítios de habitat rochoso, nos períodos seco e chuvoso.

Sítio	Descritores	Média Seco	Média Chuvoso	t	gl	p
Ecossistema	N	10,133	11,509	0,518	113	0,605
	J'	15,885	33,633	2,270	113	0,025
	H'	1,103	0,843	-2,118	113	0,036
FA1	N	5,267	2,733	-1,686	28	0,103
	J'	34,297	47,650	0,728	28	0,473
	H'	0,774	0,617	-0,670	28	0,508
FA2	N	9,067	3,067	-3,459	28	0,001
	J'	7,528	54,299	3,135	28	0,004
	H'	1,137	0,534	-2,917	28	0,006
FR1	N	7,200	8,267	0,276	28	0,784
	J'	20,905	20,880	-0,001	28	0,998
	H'	1,080	0,837	-0,924	28	0,365
FR2	N	16,800	32,733	2,385	28	0,024
	J'	7,496	0,773	-1,007	28	0,322
	H'	1,216	1,666	2,555	28	0,016

Legenda: Ecossistema: todos os sítios estudados de modo geral; FA1 – prado de fundo arenoso 1; FA2 – prado de fundo arenoso 2; FR1 – prado de fundo rochoso 1; FR2 – prado de fundo rochoso 2; t – valor crítico; gl – grau de liberdade; p – significância; N – Abundância total; J' – equitabilidade de Pielou; H' – diversidade de Shannon.

Entretanto, os sítios estudados apresentaram padrões diferentes quando observados separadamente. Nas praias arenosas, abundância e diversidade aumentaram

durante o período seco, enquanto que a equitabilidade diminuiu. Os prados de fundo rochoso apresentaram padrões diferentes quanto à diversidade, que aumentou durante o período seco em FR2 e diminuiu em FR1. Em ambos, porém, a abundância total diminuiu durante o período seco, enquanto a equitabilidade aumentou (Tab. 12).

4.4.3.2 Influências dos habitats rochoso e arenoso e das variações dos prados sobre a comunidade faunística

Durante o período seco, o gastrópode *Olivella minuta* (Link, 1807) ($U = 225$; $Z = -2,535$; $p = 0,011$) foi significativamente mais denso no habitat arenoso; e o bivalve *Ctena orbiculata* (Montagu, 1808) ($U = 255$; $Z = 2,028$; $p = 0,042$) foi significativamente mais denso no habitat rochoso. Durante o período chuvoso, as densidades de *Tricolia affinis* ($U = 255$; $Z = 2,882$; $p = 0,003$) e cumáceos ($U = 262$; $Z = 2,779$; $p = 0,005$) foram significativamente maiores nos prados de habitat rochoso, durante o período chuvoso. As densidades das demais espécies não apresentaram diferença significativa em relação ao habitat, nos períodos climáticos estudados.

Em geral, os descritores ecológicos da macrofauna foram significativamente maiores nos prados de fundo rochoso, tanto durante o período seco quanto durante o período chuvoso. Excetuando-se a diversidade faunística durante o período seco ($t = 1,267$; $gl = 58$; $p = 0,214$), tanto a diversidade durante o período chuvoso ($t = 4,112$; $gl = 58$; $p = 0,000$) quanto a abundância total em ambos os períodos (SECO, $t = 2,163$; $gl = 58$; $p = 0,035$; CHUVOSO, $t = 4,643$; $gl = 58$; $p = 0,000$) foram significativamente maiores nos prados de habitat rochoso. A equitabilidade, por sua vez, apresentou índices mais elevados nos prados de fundo arenoso, mas esta diferença foi significativa apenas durante o período chuvoso (SECO, $t = -0,793$; $gl = 58$; $p = 0,431$; CHUVOSO, $t = -3,705$; $gl = 58$; $p = 0,000$).

A densidade e biomassa total dos prados foram significativamente maiores no habitat rochoso, tanto durante o período seco ($t = -7,528$; $gl = 43$; $p = 0,000$ e $t = -5,566$; $gl = 58$; $p = 0,000$, respectivamente) quanto durante o período chuvoso ($t = -11,038$; $gl = 43$; $p = 0,000$ e $t = -5,566$; $gl = 58$; $p = 0,000$, respectivamente). O comprimento das folhas também foi significativamente maior nas praias de habitat rochoso apenas durante o período seco ($t = -2,674$; $gl = 47$; $p = 0,010$), embora também tenha sido maior durante o período chuvoso ($t = -0,172$; $gl = 42$; $p = 0,863$). Sazonalmente, as densidades das hastes aumentaram levemente em todos os sítios durante o período seco, enquanto que a biometria e a biomassa diminuiram.

De acordo com as análises de correlação de Sperman, a biomassa total e o comprimento das folhas se correlacionaram diretamente ao número de espécies ($r = 0,497$; $p = 0,000$ e $r = 0,283$; $p = 0,007$) e à abundância total da fauna ($r = 0,482$; $p = 0,000$ e $r = 0,359$; $p = 0,000$); e inversamente, à equitabilidade ($r = -0,418$; $p = 0,000$ e $r = -0,333$; $p = 0,001$). A biomassa total também influenciou positivamente a diversidade específica nos prados estudados ($r = 0,439$; $p = 0,000$).

4.4.3.3 Influências da presença e ausência de *H. wrightii* sobre a macrofauna bentônica associada aos prados de fundos arenosos móveis

Foram identificados 26 táxons associados aos prados de fundos arenosos estudados, que pertenceram a todos os filos anteriormente mencionados. Na FA1, a razão de organismos de áreas vegetadas em relação às áreas não vegetadas foi de 9:8; e na FA2, de 4:3. Sendo assim, a abundância total de organismos foi similar nos dois habitats (Tab. 13). A diversidade foi em geral levemente mais elevada nas amostras de áreas vegetadas; e a equitabilidade, levemente mais elevada nas amostras não-vegetadas. Contudo, ambas não foram estatisticamente diferentes considerando os dois habitats estudados (Tab. 13).

Apenas uma larva de Caridea foi coletada no sítio FA2, em amostra de área vegetada. Dois juvenis de ofiuroides também foram capturados em amostras vegetadas do mesmo sítio. Dentre as espécies registradas, apenas 8 ocorreram tanto em substrato vegetado quanto não-vegetado. A abundância do gastrópode *Olivella minuta* foi significativamente maior nas amostras vegetadas. Demais espécies que ocorreram em ambos os habitats não tiveram abundâncias estatisticamente diferentes nestes habitats (Tab. 14).

Tabela 13 – Análises de variância dos descritores da comunidade faunística nas áreas vegetadas e não vegetadas de duas praias arenosas da costa semiárida do Brasil.

Sítios	Descritores	Média vegetado	Média não vegetado	t	gl	p
FA1	N	3,600	3,200	-0,168	8	0,871
	J	40,973	40,978	0,000	8	1,000
	H'	0,780	0,713	-0,140	8	0,892
FA2	N	3,400	3,000	-0,168	8	0,871
	J	60,983	60,949	-0,001	8	0,999
	H'	0,515	0,484	-0,070	8	0,946

Legenda: FA1 – prado de fundo arenoso 1; FA2 – prado de fundo arenoso 2; t – valor crítico; gl – grau de liberdade; p – significância; N – Abundância total; J' – equitabilidade de Pielou; H' – diversidade de Shannon.

Tabela 14 – Distribuição da macrofauna bentônica nos dois sítios de fundo arenoso estudados na costa semiárida do Brasil e resultados da variância que comparou as abundâncias dos táxons entre as amostras vegetadas e não vegetadas.

Filo	Táxon	Distribuição		Somatório		Variância
		vegetado	não vegetado	vegetado	não vegetado	
Coelenterata	Ordem Ceriantharia		X	100	110	
Mollusca	<i>Tricolia affinis</i>	X		110	100	
	<i>Olivella minuta</i>	X	X	134	76	U= 21; Z= -2,192; p= 0,028*
	<i>Lucina pectinata</i>		X	100	110	
	<i>Mactra fragilis</i>		X	100	110	
	<i>Mactra</i> sp.	X		110	100	
	<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	X	X	118,5	91,5	U= 36,5; Z= -1,020; p= 0,307
Annelida	<i>Capitomastus</i> sp.		X	100	110	
(Polychaeta)	Opheliidae sp.	X	X	95	115	U= 40; Z= 0,755; p= 0,449
	<i>Armandia polyophthalma</i>	X	X	95	115	U= 40; Z= 0,755; p= 0,449
	<i>Armandia</i> sp.	X		110	100	
	<i>Scoloplos rubra</i>		X	100	110	
	<i>Scoloplos</i> sp.		X	100	110	
	<i>Aricidea</i> sp.		X	100	110	
	<i>Goniada littorea</i>	X	X	104,5	105,5	U= 49,5; Z= 0,037; p= 0,969
	<i>Onuphis</i> sp.	X	X	105	105	U= 50; Z= 0,000; p= 1,000
	<i>Nematonereis</i> sp.	X		110	100	
	<i>Magelona papilicornis</i>	X		110	100	
	<i>Magelona</i> sp.		X	100	110	
Arthropoda	<i>Metharpinia</i> sp.		X	100	110	
(Crustacea)	Cumacea sp.	X	X	105	105	U= 50; Z= 0,000; p= 1,000
	<i>Diastylis</i> sp.	X		110	100	
	<i>Pagurus critinicornis</i>	X		110	100	
	<i>Pinnixa sayana</i>	X	X	105	105	U= 50; Z= 0,000; p= 1,000

*Médias significantemente diferentes.

4.4.4 Discussões

As variações de *H. wrightii* decorrentes da sazonalidade e do tipo do fundo (arenoso ou rochoso) influenciaram a abundância e diversidade da macrofauna bentônica associada. As angiospermas marinhas costumam sofrer variações morfológicas sazonais relacionadas ao seu ciclo de vida (HEMMINGA; DUARTE, 2000; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989; WAYCOTT *et al.*, 2007) e, assim como todas as comunidades fitobentônicas, de acordo com o seu substrato (ZIEMAN; ZIEMAN, 1989). Dentro de sua área total de abrangência, os prados de *H. wrightii* estudados apresentaram-se mais desenvolvidos (biometria e biomassa), densos e contínuos nos habitats rochosos em relação aos fundos arenosos móveis. Este padrão morfológico foi também observado por Laborel-Deguen (1963) e Bandeira (2002), respectivamente, em prados de *H. wrightii* no litoral de Pernambuco, e de *Thalassodendron ciliatum* (Forsk.) Hartog, em Moçambique, considerando plantas estabelecidas em habitats rochosos e arenosos.

As mudanças sazonais influenciam tanto as angiospermas quanto a vida animal associada, nestes ecossistemas (DUARTE, 1989; MUTHAMA; UKU, 2003). Independentemente da presença das plantas e da sazonalidade, Craig e Jones (1966) afirmam que o substrato também seleciona a composição faunística através dos hábitos de movimentação e alimentação, sobretudo em função do tamanho do grão, conteúdo de matéria orgânica ou viabilidade de superfícies duras. Contudo, a distribuição e abundância da fauna podem variar tanto de acordo com o habitat e influências ambientais específicas (EDGAR, 1990) quanto com a variação morfológica dos prados em função do habitat (HEMMINGA; DUARTE, 2000) e da sazonalidade (MUTHAMA; UKU, 2003), mesmo porque estas plantas também modificam a estrutura do substrato (HEMMINGA; DUARTE, 2000). Contudo, além das influências ambientais, a biodiversidade destes ecossistemas está diretamente relacionada à influência destas plantas sobre o sedimento, proporcionando uma variedade de habitats para diversos organismos. Orth, Heck-Jr e van Montfrans (1984) acrescentam, ainda, que a composição e abundância das espécies podem estar relacionadas à morfologia foliar, à duração das folhas ou densidade das hastes. No presente estudo, a composição das espécies foi similar nos quatro sítios estudados, embora a maior parte dos táxons capturados tenha sido mais abundante ou tenha ocorrido em apenas um dos habitats. Algumas espécies que ocorreram em ambos os habitats foram geralmente mais densas no habitat rochoso, onde as plantas foram mais desenvolvidas, justificando a relação entre abundância e diversidade, de um modo geral, com a biomassa e biometria das plantas. Este habitat também se apresentou

mais diverso, provavelmente devido à coabitação com rochas nuas e macroalgas, proporcionando maior disponibilidade de habitat e alimento, como já observado por outros autores (DE METRIO *et al.*, 1980; SOMASCHINI; GRAVINA; ARDIZZONE, 1994).

Diversas formas juvenis e larvais foram capturadas junto às plantas, incluindo siris, caranguejos, camarões, lagostas e moluscos, que assentam nestes prados até o estágio pós-larval, onde muitos permanecem até a fase adulta (*cf.* HEMMINGA; DUARTE, 2000; KIKUCHI, 1974; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989; WATSON; COLES; LEE LONG, 1993). Larvas de crustáceos e bivalves têm apresentado um padrão crescente do meio dos prados em direção às bordas (MACREADIE *et al.*, 2010; WARRY *et al.*, 2009), onde estas larvas provavelmente ficam retidas pelas plantas, durante a filtragem de ondas e correntes. As manchas dos prados arenosos aqui estudados eram pequenas (de no máximo 2 m de comprimento), praticamente constituindo situação de bordas. A fragmentação dos prados aumenta a situação de bordas (SÁNCHEZ-JEREZ; CEBRIÁN; ESPÁ, 1999), explicando a maior abundância de exemplares em fase larval nestes prados (BOLOGNA; HECK-JR, 2002). Além disso, as densidades das hastes foram similares em ambas as campanhas, podendo esta variável ter tido um papel mais importante na retenção das larvas que as demais características morfológicas dos prados. Para Hemminga e Duarte (2000), a influência da estrutura das plantas sobre o assentamento de larvas ainda é controversa, sendo difícil relacionar as diferenças observadas a interações bióticas e abióticas ou ao suplemento de larvas. Neste caso, em particular, além da presença das plantas, tendo em vista a preferência pelas áreas vegetadas, a adjacência a outros ecossistemas berçários como os estuários e manguezais, bem como as condições hidrodinâmicas pareceram exercer influência sobre o assentamento larval.

A macrofauna apresentou relação direta com a morfologia das plantas, como observado em outros estudos (BARROS; JARDIM; ROCHA-BARREIRA, *no prelo*; BARROS; ROCHA-BARREIRA, *no prelo*; GAMBI; CONTI; BREMEC, 1998; LEE, FONG; WU, 2001; LEWIS, 1984), reforçando o papel dos prados na produtividade (DUARTE, 1989). Considerando os habitats rochosos e arenosos, observações de Laborel-Deguen (1963) em outros prados da região também indicaram que a diversidade floro-faunística é proporcional ao grau de desenvolvimento dos bancos. No presente estudo, os prados de fundo rochoso apresentaram os maiores índices. Os prados de fundo arenoso constituíram-se habitats mais homogêneos e condições hidrodinâmicas mais amenas que, além do assentamento larval, podem também ter contribuído para a distribuição mais equitativa da macrofauna. Além disso, a baixa biomassa e distribuição escassa pode não ter tido papel tão

importante na concentração da fauna. Alguns autores sugerem que a distribuição e abundância de comunidades ou espécies são influenciadas por complexas interações de múltiplos fatores, que agem de forma diferente sobre os táxons (EDGAR, 1990; NAKAOKA; TOYOHARA; MATSUMASA, 2001). A influência hidrodinâmica também deve ser considerada em escala temporal, já que ela aumenta significativamente durante o período seco na região, em função da influência eólica. À exceção da FR1, observou-se aumento na diversidade e abundância total de indivíduos durante o período seco. Como descrito por Barros e Rocha-Barreira (*no prelo*), a influência eólica sobre a hidrodinâmica promove transporte horizontal de organismos de áreas adjacentes para dentro do prado, modificando a estrutura da comunidade. Na FR1, esta atuação pode não ter sido mais visível devido à presença de uma barreira vertical de recifes, que protege o banco da atuação das ondas, sobretudo durante as marés baixas. Além disso, neste local os ecossistemas adjacentes se confundem ao próprio ecossistema das angiospermas, que estão estabelecidas sobre rochas onde coabitam as mesmas macroalgas que vivem nas adjacências do prado, embora a biomassa de algas aumente durante o período seco (Capítulo 2). O mais importante para a fauna, porém, é a arquitetura dos seus substratos (LEITE; TURRA, 2003) e as espécies podem estar mais diretamente associados às plantas que às macroalgas epífitas ou adjacentes.

A abundância total aumentada nas praias arenosas durante o período seco com consequente diminuição da equitabilidade neste período está provavelmente relacionada ao aumento significativo da abundância do gastrópode *Olivella minuta* nestes prados. Esta espécie, significativamente mais densa nos prados de habitat arenoso e nas áreas vegetadas, tem habitats diversificados. De acordo com Matthews-Cascon e Rocha-Barreira (2006), *O. minuta* é adaptada ao alto hidrodinamismo, ocorrendo principalmente nas zonas de varrido e arrebenção em praias arenosas. O aumento na abundância de *O. minuta* durante o período seco, inclusive, coincide com o período de maior hidrodinamismo na costa. Nos prados de fundo rochoso, porém, foi capturada apenas durante o período de chuvas, provavelmente por causa da retenção e acúmulo de diversos itens da dieta alimentar desta espécie (*cf.* MARCUS; MARCUS, 1959; MATTEWS-CASCON; ROCHA-BARREIRA, 2006), em função do aumento significativo das plantas.

Nos prados de fundo rochoso, o aumento na abundância total dos organismos durante o período chuvoso com consequente diminuição da equitabilidade refletiu o favorecimento do gastrópode *Tricolia affinis* e dos cumáceos, ambos significativamente mais densos durante o período chuvoso. De acordo com Marcus e Marcus (1960), *Tricolia affinis* é uma espécie herbívora, raspadora do perifiton existente na superfície de plantas e algas.

Bastante comum nestes ecossistemas e outros fitais (ALVES; ARAÚJO, 1999; BANDEL; WEDLER, 1987; BRAGA, 1983; SZÉCHY; PAULA, 2000; PEREIRA; BIASI; JACOBUCCI, 2010), pode ser considerada uma espécie típica do ecossistema *H. wrightii*, com abundância variando de acordo com a biomassa e tendo as plantas como seu principal substrato (ALVES; ARAÚJO, 1999; BARROS; ROCHA-BARREIRA, *no prelo*). Os cumáceos são microcrustáceos pertencentes à meiofauna, sendo as espécies capturadas de hábito filtrador, devido ao simplificado aparato bucal (JONES, 1973; SHALLA, 2011; WATLING, 1979). Nos prados de angiospermas marinhas, eles costumam concentrar-se nas bordas, onde há uma concentração maior de nutrientes e matéria orgânica (MACREADIE *et al.*, 2010) ou no entorno dos prados (LEWIS, 1984), daí a sua alta representatividade, sobretudo nos mosaicos dos prados de fundo arenoso.

Crustáceos, moluscos e poliquetos foram os grupos mais abundantes neste estudo. Estes táxons têm tido a maior representatividade dentre a macrofauna associada a angiospermas marinhas (*cf.* BARROS; ROCHA-BARREIRA, 2009; CORBISIER, 1994; GIBBS; MAGUIRE; COLLET, 1984; NAKAOKA; TOYOHARA, 2000; ORTH; HECK-JR; VAN MONTFRANS, 1984; HEMMINGA; DUARTE, 2000) e constituem os principais itens alimentares de pequenos peixes associados aos prados (CONNOLLY, 1997; LIVINGSTON, 1982; POLLARD, 1984; ZEI, 1962). Os crustáceos foram o grupo mais abundante e diverso deste estudo e acompanharam a biometria e biomassa das plantas, tanto de acordo com a sazonalidade quanto com o substrato, corroborando com outros estudos que têm apontado não somente um aumento significativo de abundância, densidade e diversidade em função da complexidade, biomassa e variações sazonais, mas também a preferência por áreas vegetadas, sobretudo dos peracáridos (*cf.* LEWIS, 1984; STONER, 1980; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989). Sánchez-Jerez, Cebrián e Esplá (1999) também observaram que a heterogeneidade de habitat e período do ano influenciam a distribuição e dominância dos crustáceos. Segundo Ziemann e Ziemann (1989), os peracáridos anfípodes e isópodes, assim como peneídeos e carídeos, são os organismos mais abundantes nos prados. Barros e Rocha-Barreira (2009) observaram que os crustáceos constituem o grupo mais abundante e diverso em *H. wrightii*, sendo anfípodes, isópodes e cumáceos dominantes na parte aérea das plantas (hastes e folhas), bem como isópodes e anfípodes (depois dos poliquetos) os grupos dominantes na parte subterrânea (raízes e rizomas). No presente estudo, a diversidade de anfípodes e isópodes também foi a mais representativa, apresentando-se significativamente maior nos prados de fundo rochoso, enquanto que braquiúros e cumáceos foram mais abundantes nos prados de fundo arenoso.

Depois dos crustáceos, os moluscos tiveram maior destaque, sendo que a maior parte das espécies, sobretudo de gastrópodes, concentrou-se nos prados de fundo rochoso e durante o período de chuvas. Os diversificados microhabitats, fontes de alimento (RUEDA *et al.*, 2009) e as fendas das rochas, propiciando a presença de espécies intersticiais (DE METRIO *et al.*, 1980), são outros prováveis fatores que favoreceram a maior diversidade e abundância nos prados de fundo rochoso, além da maior concentração de biomassa das plantas neste habitat. Outros estudos verificaram íntima relação entre densidade e distribuição espaço-temporal dos moluscos com o ciclo das plantas (ALVES; ARAÚJO, 1999; BARROS; JARDIM; ROCHA-BARREIRA, *no prelo*; BARROS; ROCHA-BARREIRA, *no prelo*; MUKAI, 1976; TOYOHARA; NAKAOKA, 1999) e com a profundidade dos prados (CREED; KINNUP, 2011), embora também sejam influenciados por outras características ambientais. A malacofauna capturada nos prados de fundo arenoso foi mais escassa e não houve uma clara preferência das espécies por áreas vegetadas ou não vegetadas, embora os gastrópodes tenham sido mais abundantes por entre as manchas de *H. wrightii*. Já os bivalves capturados pareceram independentes dos prados, provavelmente porque são espécies que dependem apenas do sedimento (RIOS, 1994), embora se suponha estreita relação deste grupo com as angiospermas marinhas, em regiões temperadas (SHORT *et al.*, 2007).

De acordo com Nakaoka (2005), o grau de dependência das espécies às variações da planta está relacionado ao estilo de vida, sendo a epifauna mais sensível à morfologia da planta, que não parece essencial para a infauna. Lee, Fong e Wu (2001), contudo, observaram que o aumento da infauna pode estar relacionado ao aumento de biomassa das raízes, que proporciona proteção contra predadores e abertura de tocas, além de retenção de detritos, espessando as raízes. Segundo Gartner *et al.* (2013), a disponibilidade de alimento, estrutura do dossel e hastes, bem como a presença de algas epífitas são os fatores mais importantes para a seleção de habitat pela epifauna. Stoner (1980) observou relação direta entre a abundância relativa de espécies epifaunísticas e a densidade das plantas, ao passo que poliquetos cavadores e tubícolas variaram inversamente, semelhante ao que aconteceu neste estudo, considerando crustáceos e moluscos, cuja maioria das espécies é epifítica, enquanto que a maior parte das espécies de poliquetos e muitas espécies de bivalves são mais intimamente relacionadas ao sedimento.

A variação sazonal na diversidade de poliquetos aumentou em período oposto ao de maior desenvolvimento dos prados, em ambos os habitats estudados, como já observado por outros autores (GAMBI; CONTI; BREMEC, 1998). As características do sedimento e hidrodinâmica parecem ser mais importantes para a distribuição dos poliquetos,

independentemente das espécies de angiospermas e do tipo de habitat (*cf.* GAMBI; CONTI; BREMEC, 1998; OMENA; CREED, 2004; SOMASCHINI; GRAVINA; ARDIZZONE, 1994; VIRNSTEIN, 1987). No presente estudo, o hidrodinamismo influenciou a distribuição temporal dos poliquetos, que aumentaram em abundância e diversidade durante o período seco, provavelmente buscando refúgio dentro dos prados. Segundo Omena e Creed (2004), folhas mais curtas e raízes densas auxiliam na fixação do sedimento, aumentando a estabilidade e protegendo os poliquetos contra a energia das ondas. Somaschini, Gravina e Ardizzone (1994), porém, observaram maior hidrodinamismo nos habitats rochosos, justificando as maiores abundância e diversidade da poliquetofauna em substrato arenoso. Além da influência hidrodinâmica, a complexidade das plantas e presença das macroalgas podem também exercer papel importante sobre a comunidade de poliquetos (*cf.* ABBIATTI *et al.*, 1991; GAMBI; CONTI; BREMEC, 1998; OMENA; CREED, 2004; SOMASCHINI; GRAVINA; ARDIZZONE, 1994).

Apesar da preferência de alguns táxons, as áreas vegetadas e não vegetadas apresentaram abundância similar, provavelmente em função da instabilidade e baixas densidade e biomassa dos prados de fundo arenoso. O efeito mais visível da presença e ausência das plantas foi relacionado à composição das espécies, como também foi observado por outros autores (CASARES; CREED, 2008; CORBISIER, 1994; LEWIS, 1984). Alguns grupos independem do sistema das plantas como cumáceos (LEWIS, 1984), poliquetos (CORBISIER, 1994; FROJÁN *et al.*, 2005) e alguns bivalves (CASARES; CREED, 2008), sobretudo se as características do sedimento das áreas dos prados forem semelhantes às das áreas adjacentes, como parece ser comum em prados pouco desenvolvidos (CASARES; CREED, 2008). A grande maioria dos estudos, porém, demonstrou maior diversidade e densidade da macrofauna de um modo geral (CONNOLLY, 1997; FROJÁN *et al.*, 2005; LEE; FONG; WU, 2001; VIRNSTEIN *et al.*, 1983) e de comunidades específicas, como crustáceos (GARCIA *et al.*, 1996; LEWIS, 1984; YOKEL, 1975), moluscos (DE METRIO *et al.*, 1980; RUEDA *et al.*, 2009) e poliquetos (GAMBI; CONTI; BREMEC, 1998; SOMASCHINI; GRAVINA; ARDIZZONE, 1994), em áreas vegetadas, quando comparadas a ambientes desprovidos de vegetação. Contudo, além da preferência de habitat das espécies, a baixa abundância em prados pouco densos pode ser consequência direta dos efeitos da predação e reduzida viabilidade de alimento (CONNOLLY, 1994; STONER, 1982). Os padrões de comunidade também variam de acordo com a posição dentro do banco (*i.e.* efeitos de borda e centro dos prados), bem como pelo tamanho das manchas (*cf.* BELL *et al.*, 2001; BOLOGNA; HECK-JR, 2002). Os prados de fundo arenoso, além de subdivididos em

manchas, também se movimentam pelo sedimento, podendo ter caracterizado uma situação atípica em relação aos demais estudos mencionados.

Além disso, as flutuações na fauna associada também são influenciadas pela presença de espécies efêmeras ou que usam as pradarias em uma parte do seu ciclo de vida, não existindo, portanto, um padrão fixo (HEMMINGA; DUARTE, 2000). Assim, embora a abundância de invertebrados seja maior nos ambientes vegetados de um modo geral, o grau de influência das plantas sobre a fauna varia sobretudo em função da heterogeneidade de habitat (inclusive dentro do mesmo prado), bem como de acordo com o local e com a espécie de angiosperma (BELL *et al.*, 2001; BOLOGNA; HECK-JR, 2002; EDGAR, 1990; GAMBI; CONTI; BREMEC, 1998; HEMMINGA; DUARTE, 2000; LEWIS, 1984; NAKAOKA, 2005; SÁNCHEZ-JEREZ, CEBRIÁN; ESPLÁ, 1999; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989). Tanto a disponibilidade de alimento quanto de habitat é importante para a macrofauna bentônica, sendo que mudanças na complexidade associadas a epífitas ou perda destas características podem levar ao declínio da macrofauna (GARTNER *et al.*, 2013) e conseqüentemente, da produtividade. De um modo geral, as diferenças no comportamento, fisiologia e morfologia das espécies que utilizam as angiospermas marinhas como habitat articulam-se com as influências da própria planta e suas variações morfológicas, determinando a estrutura da comunidade faunística (ORTH; HECK-JR; VAN MONTFRANS, 1984).

A influência das variações morfológicas dos prados de *H. wrightii* foi substancial sobre a epifauna, o maior atrativo de espécies secundárias e terciárias, que aumentam a produtividade do ecossistema. Sendo assim, os prados de habitat rochoso, que apresentaram os maiores índices, podem ser considerados os mais produtivos dentre os sítios estudados, sendo que esta produtividade aumenta durante o período chuvoso. Esta influência sobre a produtividade, porém, pode ser considerada em escala local, já que estes prados são concentrados, pouco extensos e de baixa mobilidade, influenciando uma área menor que os prados de fundo arenoso. Estes, além de muito mais extensos, a parte subterrânea pouco desenvolvida lhes permite movimentar-se sobre o sedimento, podendo ter uma influência regional mais significativa, além de se situarem próximos a outros ecossistemas, considerados dentre os mais importantes para a produtividade da zona costeira, como os estuários e manguezais.

4.4.5 Conclusões

O tipo de habitat foi uma variável de influência significativa sobre os prados, refletindo principalmente sobre a abundância e diversidade da macrofauna. Dessa forma, o maior desenvolvimento dos prados de fundo rochoso e, de um modo geral, o maior desenvolvimento dos prados durante o período chuvoso refletiram sobre os descritores da comunidade bentônica. Além do substrato, o hidrodinamismo, a proximidade a outros ecossistemas e a variabilidade de habitat também constituíram importantes fatores de influência sobre a comunidade bentônica.

A influência da presença de vegetação nos fundos arenosos móveis esteve mais relacionada à composição das espécies, sendo que larvas, decápodes e gastrópodes ocorreram principalmente nas áreas vegetadas, enquanto que poliquetos, cumáceos e bivalves pareceram independentes do sistema das plantas. A influência destes prados sobre a produtividade, contudo, pode ser mais significativa em escala regional, já que são mais extensos e atuam sobre uma área maior que os prados rochosos.

4.5 Principais influências ambientais sobre as variações locais e sazonais de *Halodule wrightii* na região central da costa semiárida do Brasil

4.5.1 Introdução

As angiospermas marinhas ocorrem em ambientes marinhos e estuarinos, transformando a estrutura física dos mais diversos tipos de fundo e aumentam as produções primária e secundária do ecossistema e das áreas adjacentes não vegetadas (DUFFY *et al.*, 2006; FONSECA; CAHALAN, 1992; HEMMINGA; DUARTE, 2000; HYNDES; LAVERY, 2005; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989). Ocorrem na zona costeira de quase todos os continentes, recobrando de 0,1 a 0,2% da superfície total dos oceanos e representam um dos mais importantes habitats marinhos (BJÖRK *et al.*, 2008; DAWES, 1998; DUARTE, 2002; DUARTE; GATTUSO, 2008; LARKUM; ORTH; DUARTE, 2006; SHORT *et al.*, 2007). São ecossistemas sensíveis a alterações ambientais originadas tanto no ambiente marinho quanto terrestre (HACKNEY; DURAKO, 2004). Dessa forma, podem ser chamadas de “sentinelas biológicas” (ORTH *et al.*, 2006) e refletem seu estado de saúde ao longo da teia trófica e nos ecossistemas associados (BUTLER *et al.*, 1995), já que apresentam um importante papel no equilíbrio dos ecossistemas costeiros, além de constituírem importantes meios de subsistência humanos (SHORT *et al.*, 2006a; b; 2011).

Estima-se uma área total de 600.000 km² de angiospermas marinhas pelo mundo (DUARTE *et al.*, 2010), com rendimento financeiro avaliado em 3,8 trilhões de dólares por ano, com base na ciclagem de nutrientes (COSTANZA *et al.*, 1997) e na dependência de muitas espécies de valor comercial (BJÖRK *et al.*, 2008; FORTES, 1990; WAYCOTT *et al.*, 2009). Contudo, tanto os serviços ecológicos e econômicos quanto as trocas energéticas com outros ecossistemas vêm sendo ameaçados por uma série de mudanças ambientais que já vêm ocorrendo ou ainda irão ocorrer (BJÖRK *et al.*, 2008; GREEN; SHORT, 2003; WAYCOTT *et al.*, 2007). A perda dos prados tem aumentado nos últimos 40 anos, tanto em regiões temperadas quanto tropicais, sugerindo que este declínio é de ordem global (ORTH *et al.*, 2006), com previsão para extinção de 14% das espécies (SHORT *et al.*, 2011). Desde 1980, vêm desaparecendo cerca de 110 km² de angiospermas marinhas por ano, com um declínio de 29% da área total documentada, que acelerou de 0,9%, em 1940, para 7% ao ano, em 1990 (WAYCOTT *et al.*, 2009).

Na maioria dos casos, é difícil associar este declínio a causas antropogênicas, naturais ou a múltiplos fatores atuando juntos (BJÖRK *et al.*, 2008; DAWES; PHILLIPS;

MORRISON, 2004; GREEN; SHORT, 2003; HEMMINGA; DUARTE, 2000; ORTH *et al.*, 2006; PITANGA *et al.*, 2012) e as causas mecanicistas acerca deste declínio global ainda são pouco conhecidas (SNICKARS *et al.*, 2013). Embora a maior parte dos estudos sobre perdas dos prados assinale as pressões de origem antrópica (BURKHOLDER, 2007; DUARTE, 2002; HEMMINGA; DUARTE, 2000; ORTH *et al.* 2006; PITANGA *et al.*, 2012; SHORT; WYLLIE-ECHEVARRIA, 1996), impactos meteorológicos, geológicos e biológicos (GREEN; SHORT, 2003) também são apontados. Mais recentemente, as perdas e efeitos relacionados a mudanças climáticas globais também ganharam destaque no cenário mundial (WAYCOTT *et al.*, 2007, 2009; BJÖRK *et al.*, 2008; SHORT *et al.*, 2006a, b).

Por causa das pressões sobre o ambiente marinho, existe uma necessidade crescente de compreensão da relação espécies-ambiente (SNICKARS *et al.*, 2013). A distribuição e densidade das espécies de angiospermas marinhas são dependentes dos fatores físicos, químicos e geológicos (HACKNEY; DURAKO, 2004; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989). A espécie *Halodule wrightii* Ascherson ocorre em áreas estuarinas com salinidade entre 10 e 25 ppm, sendo mais densa em áreas calmas costeiras, abertas e com forte salinidade (SHERIDAN; LIVINGSTON, 1983). Distribui-se pelas regiões tropicais e subtropicais (SHORT *et al.*, 2007), estando, portanto, submetida às mais diversificadas condições ambientais e climáticas. O clima influencia significativamente a biologia das angiospermas marinhas (BORUM *et al.*, 2004), refletindo diretamente sobre a produtividade no ambiente (MEDINA-GOMEZ; HERRERA-SILVEIRA, 2006; ZIEMAN, 1987). O conhecimento sobre a ecologia das angiospermas marinhas pode auxiliar nas tomadas de decisão frente aos distúrbios antropogênicos ou naturais (BARROS; ROCHA-BARREIRA; MAGALHÃES, 2013; CLARK *et al.*, 2001; FONSECA; THAYER; KENWORTHY, 1987; FOURQUREAN *et al.*, 2003). A ampla distribuição de *H. wrightii* e a diversidade de ambientes em que esta espécie ocorre oferecem especial condição para predições sobre os efeitos de mudanças climáticas (BARROS; ROCHA-BARREIRA; MAGALHÃES, 2013).

O objetivo deste capítulo foi observar as principais influências ambientais (dentre variáveis meteorológicas, físico-químicas e sedimentares) sobre variações na densidade, biometria e biomassa dos prados da angiosperma marinha *H. wrightii* ao longo da costa semiárida do Brasil, durante duas campanhas de período seco e chuvoso. Baseando-se nos resultados obtidos e na literatura, também foram feitas predições sobre efeitos de mudanças climáticas na região semiárida sobre os prados de *H. wrightii*.

4.5.2 Material e Métodos

Para descrições da área de estudo, veja a seção 4.2.2.1 deste documento. O detalhamento sobre o desenho amostral e procedimentos de amostragem podem ser vistos na seção 4.2.2.2.

4.5.2.1 *Procedimentos de campo*

4.5.2.2.1 Obtenção dos dados abióticos

Além da coleta de plantas, também foram amostrados alguns dados ambientais, a fim de se observar outras possíveis influências do ambiente sobre o ecossistema *H. wrightii* estudado. Em três pontos distintos foram coletadas amostras de sedimento, para obtenção das variáveis sedimentológicas (percentuais de cascalho, areia, finos, carbonato e matéria orgânica); e também das variáveis físico-químicas pontuais (temperatura da água, salinidade e oxigênio dissolvido), nos três pontos coletados em cada sítio.

Também se obtiveram os valores médios mensais dos três meses anteriores a cada campanha, para cada local e época de amostragem, dos índices médios de precipitações pluviométricas e número de dias com precipitações (FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS – FUNCEME, 2010), velocidade dos ventos, insolação total, nebulosidade média (INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET, 2011), ondulações, período das ondas (modelos meteorológicos, WINDGURU, 2010) e média mensal de marés baixas (DIRETORIA DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO – DNH, 2010), além da estimativa de tempo de exposição dos prados (Capítulo 2).

4.5.2.2 *Procedimentos de laboratório*

4.5.2.2.1 Análise Granulométrica

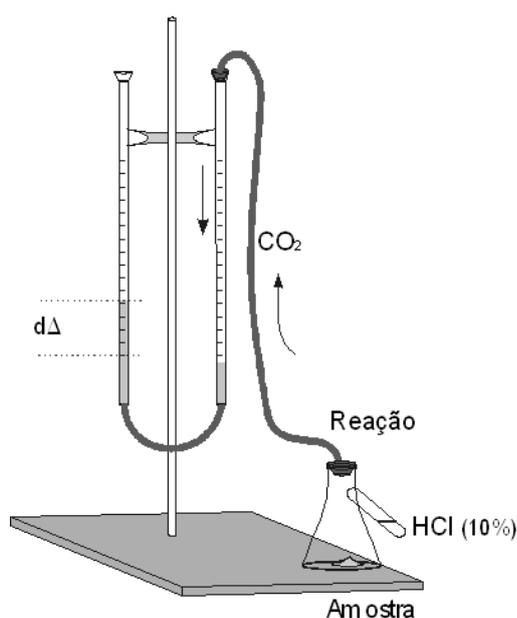
As amostras de sedimento foram levadas ao Laboratório de Geologia Marinha do Instituto de Ciências do Mar para o estudo granulométrico, onde o sedimento foi inicialmente colocado em estufa a 60°C até perder toda a umidade. De cada amostra já seca, foi retirada uma quantidade de 100 g, que foi lavada em água corrente, usando-se uma malha de 0,062 mm, para a separação das frações de lama e areia. O sedimento lavado foi novamente levado à estufa para nova secagem.

Estas amostras já secas foram depositadas num jogo de peneiras GRANUTEST[®] e agitadas em um *rot up* por cerca de 10 minutos, para a separação das classes de areia e cascalho, de acordo com a classificação de Suguio (1973). As amostras dispostas em cada peneira foram pesadas em balança analítica de alta precisão BIOPRECISA[®] e os dados foram processados no programa ANASED 5j[®], desenvolvido pelo Laboratório de Geologia Marinha, para obtenção dos parâmetros granulométricos.

O percentual de matéria orgânica das amostras foi obtido através do método gravimétrico, em que se afere o peso de um cadinho vazio e depois contendo 10 g de sedimento; em seguida este cadinho é colocado em um forno mufla a 450°C por duas horas. Após atingirem temperatura ambiente, os cadinhos são novamente pesados. O teor de matéria orgânica [MO] analisado foi obtido pela expressão: $[MO] = (mc \times 100) / ms$, sendo que “mc” é o valor da massa perdida após calcinação; e “ms”, a massa do sedimento.

Para a obtenção do percentual de carbonato de cálcio foi utilizado o método do Calcímetro de Bernard, que utiliza um sistema de vasos comunicantes (Fig. 23). De cada amostra pesaram-se 0,5 g de sedimento, tratado com 2 ml de HCl a 10% num Erlenmeyer modificado conectado ao sistema. O carbonato presente na amostra reage com o HCl e libera CO₂, que passa pelo orifício e desloca a água dentro do sistema. Os percentuais de CaCO₃ de cada amostra foram obtidos em proporção a uma amostra padrão de CaCO₃.

Figura 23: Aparato utilizado para a obtenção da concentração do carbonato de cálcio das amostras de sedimento coletadas nos prados de *H. wrightii* da costa semiárida do Brasil.



Fonte: Nilin, 2008.

4.5.2.2.2 Tratamento das amostras biológicas

As plantas foram levadas ao Laboratório de Ecossistemas Aquáticos da Universidade Federal Rural de Pernambuco (LEAqua/UFRPE), onde as hastes foram removidas para a obtenção da densidade (hastes m^{-2}) e cinco folhas inteiras de cada amostra (quando disponíveis) foram utilizadas para medição de comprimento (cm) e das larguras de base, meio e ápice (cm), usando régua e lupa micrometrada. Em seguida, as partes aérea e subterrânea das plantas foram colocadas em estufa a 60°C para obtenção da biomassa, em gramas de peso seco por metro quadrado (g ps m^{-2}).

4.5.2.3 Análises Estatísticas

Considerando a distância euclidiana entre as amostras, o conjunto de variáveis abióticas (triplicatas de variáveis pontuais físico-químicas, sedimentares e meteorológicas) foi submetido a uma análise de escalonamento multidimensional (MDS), a fim de se observar similaridades e dissimilaridades entre as campanhas realizadas.

Variáveis bióticas e abióticas foram comparadas quanto ao tipo de substrato em que os prados estavam estabelecidos (arenoso/rochoso) e quanto ao período do ano (seco/chuvoso), através de análises de variância (teste t), após analisadas a distribuição (teste de Kolmogorov-Smirnov) e homocedasticidade (teste Levene).

A fim de verificar a influência das variáveis meteorológicas, físico-químicas e sedimentares sobre os prados, foram utilizadas Análises de Correlação Canônica (ACC) e o teste Bio-Env. A ACC verificou se o conjunto destas variáveis ambientais influenciou significativamente a variância das amostras. A análise, em modo reduzido e com 499 permutações, utilizou uma matriz de variáveis não correlacionadas entre si e log-transformadas. Um teste de Monte Carlo indicou se o conjunto de dados abióticos utilizados (correlacionados com todas as variáveis excluídas do modelo) exerceu influência significativa ($p < 0,05$) sobre o conjunto de dados biológicos (*i.e.* densidade, biomassa e biometria das plantas). Utilizando o mesmo conjunto de variáveis bióticas e abióticas, o teste Bio-Env identificou quais variáveis ambientais melhor explicaram a variância dos caracteres das plantas estudados na costa semiárida.

Os testes de normalidade, homogeneidade de variâncias, bem como as análises paramétricas de variância e o teste de correlação de Spearman foram gerados através do

software Statistica[®], versão 7.0. O MDS e o Bio-Env foram obtidos utilizando o pacote estatístico Primer[®] (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research), versão 6.1.6, e a ACC, através do programa CANOCO[®] for Windows, versão 4.5.

4.5.3 Resultados

4.5.3.1 Variações ambientais da área dos prados de H. wrightii ao longo da costa semiárida, durante as estações seca e chuvosa

Além das precipitações pluviométricas, número de dias com precipitações e nebulosidade, os percentuais de carbonato e MO também aumentaram durante o período chuvoso (Tab. 15). Esta última variável, porém, aumentou o percentual durante o período seco somente em Pedra Rachada. Em função da menor velocidade dos ventos durante a época de chuvas, o período das ondas também apresentou uma média menor, em todas as praias.

Já durante o período seco, além da velocidade dos ventos, também aumentaram as horas de sol (insolação) e o comprimento das ondas (Tab. 15). Neste período, elevaram-se as horas de maré baixa, influenciando diretamente o aumento no tempo de exposição dos prados e, assim, na salinidade. Este resultado, porém foi diferente na praia das Goiabeiras, onde a quantidade de horas de maré baixa foi menor no período seco, diminuindo também o tempo de exposição. Ainda no período seco, o teor de oxigênio dissolvido aumentou e a temperatura diminuiu em todos os sítios, exceto em Ponta Grossa onde a situação destas duas variáveis foi inversa.

Os padrões granulométricos pareceram influenciados por características locais (Tab. 15). O percentual de cascalho não pareceu apresentar um padrão sazonal. Os percentuais de areia foram mais elevados durante o período chuvoso em todas as praias, exceto em Ponta Grossa; e os percentuais de finos, mais elevados também durante o período chuvoso, exceto em Arpoeiras.

De acordo com a média dos grãos, os prados estabelecidos em fundo arenoso e características hidrodinâmicas dissipativas tiveram os sedimentos mais finos, sendo que Ponta Grossa apresentou o sedimento mais fino de todos os sítios estudados, classificado em ambas as campanhas como silte médio. O sedimento de Arpoeiras constituiu-se de silte grossa e areia muito fina (Tab. 16).

Tabela 15 – Resultados da análise de variância paramétrica das variáveis ambientais obtidas para a área dos prados de *H. wrightii* da costa semiárida do Brasil. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando médias estatisticamente diferentes entre os períodos seco e chuvoso de 2010, em cada sítio.

	Arpoeiras		p	Ponta Grossa		p	Goiabeiras		p	Pedra Rachada		p
	Média seco	Média chuvoso		Média seco	Média chuvoso		Média seco	Média chuvoso		Média seco	Média chuvoso	
Precipitações (mm/mês)	5,267	129,767	0,029	0,001	52,467	0,019	8,700	231,133	0,046	19,100	246,9	0,035
Dias de Precipitação	2,000	13,000	0,027	2,000	14,000	0,027	6,333	20,000	0,006	3,000	19,667	0,017
Nebulosidade média	3,517	6,967	0,021	3,550	7,000	0,022	4,503	4,866	0,875	3,567	6,633	0,021
Velocidade dos ventos (m/s)	5,167	4,493	0,288	5,167	4,533	0,297	3,633	2,266	0,000	3,500	2,000	0,027
Comprimento de onda (m)	2,243	1,597	0,044	1,900	1,433	0,057	1,935	1,863	0,164	2,153	1,441	0,021
Período das ondas (s)	7,280	8,660	0,091	6,700	7,933	0,082	6,754	8,216	0,171	6,909	7,631	0,297
Insolação total (h)	271,1	218,267	0,210	270,15	218,3	0,210	301,7	187,8	0,014	282,067	196,667	0,126
Marés baixas (h)	0,573	0,437	0,064	0,517	0,490	0,116	0,576	0,600	0,510	0,550	0,517	0,374
Tempo de exposição (h)	2,133	2,100	0,936	2,167	1,967	0,251	1,166	1,250	0,783	2,300	1,667	0,002
Temperatura (°C)	31,700	33,433	0,174	32,500	30,900	0,021	26,606	27,264	0,073	28,611	30,40	0,350
Salinidade (ppm)	36,567	34,633	0,084	41,000	35,333	0,005	37,056	35,533	0,014	39,667	34,678	0,228
Oxigênio (g/l)	7,500	6,277	0,432	4,667	7,063	0,016	6,336	4,266	0,200	5,733	3,336	0,504
Cascalho (%)	0,316	0,060	0,102	0,177	0,504	0,288	3,695	3,364	0,939	2,279	3,318	0,402
Areia (%)	82,393	97,103	0,081	77,923	73,077	0,532	96,306	95,426	0,847	94,079	92,976	0,552
Finos (%)	34,580	5,679	0,081	43,805	52,845	0,545	0,000	1,208	0,116	7,286	7,416	0,945
CaCO ₃ (%)	25,252	30,561	0,021	35,870	40,461	0,44				16,763	12,435	0,129
MO (%)	1,363	2,030	0,014	1,896	2,686	0,209	0,981	1,341	0,147	1,423	1,243	0,048

Legenda: p = significância do teste.

Tabela 16 – Classificações dos sedimentos coletados em campanhas de período seco e chuvoso no ano de 2010, nos prados de *H. wrightii* na costa semiárida do Brasil.

Sítio	Campanha	Média	Grau de Seleção	Larsonneur	Sheppard
Arpoeiras	Seco	Silte Grossa	Muito pobremente selecionado	Lama Terrígena Arenosa	Areia Lamosa
		Areia Muito Fina	Pobremente selecionado	Areia Litoclástica Fina a muito Fina	Areia
		Silte Grossa	Muito pobremente selecionado	Lama Terrígena Arenosa	Areia
	Chuvoso	Areia Muito Fina	Muito bem selecionado	Areia Litoclástica Fina a muito Fina	Areia
		Areia Muito Fina	Bem selecionado	Areia Litobioclástica Fina a muito Fina	Areia
		Areia Muito Fina	Muito bem selecionado	Areia Litobioclástica Fina a muito Fina	Areia
Goiabeiras	Seco	Areia Fina	Bem selecionado	Areia Litoclástica Fina a muito Fina	Areia
		Areia Média	Moderadamente selecionado	Areia Litoclástica Média	Areia
		Areia Média	Pobremente selecionado	Areia Litoclástica Fina a muito Fina	Areia
	Chuvoso	Areia Fina	Pobremente selecionado	Areia Litoclástica Fina a muito Fina	Areia
		Areia Fina	Moderadamente selecionado	Areia Litoclástica Fina a muito Fina	Areia
		Areia Fina	Moderadamente selecionado	Areia Litoclástica Fina a muito Fina	Areia
Pedra Rachada	Seco	Areia Média	Pobremente selecionado	Areia Litoclástica Grossa a muito Grossa	Areia
		Areia Média	Pobremente selecionado	Areia Litoclástica Fina a muito Fina	Areia
		Areia Média	Moderadamente selecionado	Areia Litoclástica Média	Areia
	Chuvoso	Areia Média	Pobremente selecionado	Areia Litoclástica Fina a muito Fina	Areia
		Areia Fina	Pobremente selecionado	Areia Litoclástica Fina a muito Fina	Areia
		Areia Média	Muito pobremente selecionado	Areia Litoclástica Fina a muito Fina	Areia
Ponta Grossa	Seco	Silte Médio	Muito pobremente selecionado	Lama Terrígena Arenosa	Areia
		Silte Médio	Muito pobremente selecionado	Marga Arenosa	Areia
		Silte Médio	Muito pobremente selecionado	Marga Arenosa	Areia
	Chuvoso	Silte Médio	Muito pobremente selecionado	Marga Arenosa	Areia
		Silte Médio	Muito pobremente selecionado	Marga Arenosa	Areia Lamosa
		Silte Médio	Muito pobremente selecionado	Marga Arenosa	Areia

Tabela 17 – Matriz de correlação entre as variáveis meteorológicas, físico-químicas e sedimentares da área dos prados de *H. wrightii* na costa semiárida do Brasil. Em destaque, os valores significativamente ($p < 0,05$) correlacionados.

	PP	Nb	VV	CO	PO	In	MB	TE	Tp	Sl	OD	Cc	Ar	Fn	Ca	MO
PP	1	0,776	-0,659	-0,443	-0,105	-0,568	0,577	-0,846	-0,575	-0,727	-0,088	0,169	0,539	-0,578	-0,656	-0,352
Nb		1	-0,789	-0,633	-0,009	-0,863	0,306	-0,753	-0,257	-0,596	-0,163	0,226	0,378	-0,404	-0,470	-0,282
VV			1	0,691	-0,180	0,624	-0,177	0,561	0,405	0,496	0,251	-0,551	-0,596	0,602	0,790	0,413
CO				1	0,001	0,663	0,045	0,435	0,020	0,411	0,345	-0,355	-0,174	0,202	0,284	0,069
PO					1	-0,108	-0,281	0,275	0,024	-0,135	0,260	0,496	-0,143	0,092	-0,557	0,224
In						1	-0,282	0,437	-0,028	0,495	0,152	-0,063	-0,153	0,004	0,379	0,016
MB							1	-0,530	-0,443	-0,527	0,071	-0,344	0,594	-0,360	0,145	-0,439
TE								1	0,548	0,717	-0,069	-0,041	-0,579	0,688	0,304	0,511
Tp									1	0,317	-0,073	-0,186	-0,678	0,779	0,459	0,480
Sl										1	-0,107	-0,351	-0,319	0,315	0,447	0,193
OD											1	-0,261	0,074	-0,049	0,084	-0,112
Cc												1	-0,258	-0,258	-0,879	-0,038
Ar													1	-0,839	-0,371	-0,715
Fn														1	0,606	0,727
Ca															1	0,546
MO																1

Legenda: PP – Precipitações Pluviométricas; DP – Número de dias com precipitações; Nb – Nebulosidade; VV – Velocidade dos ventos; CO – Comprimento de Onda; PO – Período das ondas; In – Insolação; MB – Marés Baixas; TE – Tempo de Exposição; Tp – Temperatura; Sl – Salinidade; OD – Oxigênio dissolvido; Cc – Cascalho; Ar – Areia; Fn – Finos; Ca – Carbonato de Cálcio; MO – Matéria Orgânica.

Já os prados estabelecidos sobre fundo rochoso e de características hidrodinâmicas intermediárias, onde predominou areia litoclástica fina a muito fina, apresentaram amostras com grãos mais grossos durante o período seco (Tab. 16).

Como os ventos e as chuvas apresentam sazonalidade característica e distinta na região, estas variáveis foram praticamente responsáveis pelas variações das demais variáveis no ambiente, sobretudo das variáveis relacionadas ao sedimento. Além da relação direta ou indireta, algumas correlações entre variáveis se deveram a variações numericamente opostas (Tab. 17).

O gráfico de dispersão do MDS (Fig. 24) apontou a separação de dois grupos principais de amostras, sendo um associado ao período chuvoso (diagonal inferior) e outro associado ao período seco (diagonal superior). Em Pedra Rachada, contudo, a diferença sazonal foi menor, tendo as amostras de período chuvoso sido similares às demais amostras de período seco, de um modo geral.

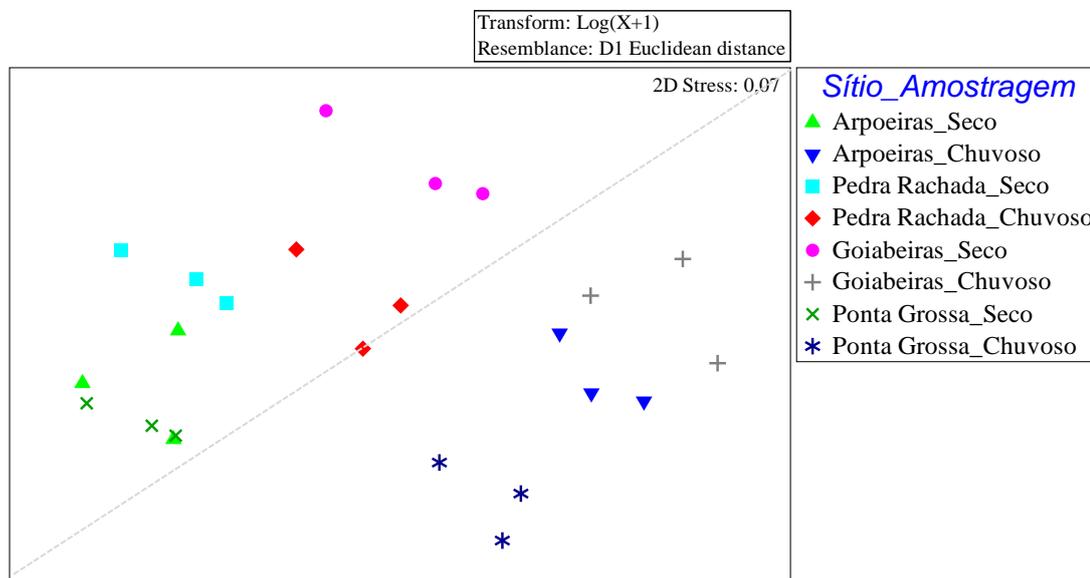
Embora as médias das variáveis meteorológicas tenham sido obtidas para os três meses anteriores às campanhas realizadas, as chuvas concentraram-se em poucos dias anteriores às amostragens de campo. Dessa forma, é provável que outras variáveis ambientais diretamente associadas, tenham demorado a responder ou não tenham se modificado completamente, sobretudo as características sedimentares.

Os dois grupos principais, associados às diagonais inferior e superior, indicadas na Fig. 24, apresentaram dissimilaridade de 24%, explicada principalmente pelos índices de precipitações pluviométricas (45%) e insolação total (29%).

De acordo com o teste Simper, as amostras associadas ao período seco dos quatro sítios estudados, incluindo as amostras do período chuvoso de Pedra Rachada, tiveram similaridade de 87,7%, sobretudo em função dos índices de insolação (56,1%) e percentual de areia (20,3%). As amostras de período seco e chuvoso de Pedra Rachada tiveram dissimilaridade de apenas 16,8%, sobretudo em função dos índices de insolação (68,6%). As amostras associadas ao período chuvoso, constando as campanhas de Arpoeiras, Goiabeiras e Ponta Grossa, tiveram uma similaridade de 78%, sobretudo em função dos índices de insolação (42%), percentual de areia (19%) e precipitações (13,3%).

Dessa forma, apesar de aparentarem ambientes completamente distintos, estas análises apontaram variações sazonais similares no ambiente, de um modo geral. Dessa forma, esta transformação ambiental pode influenciar significativamente a sazonalidade dos prados.

Figura 24: Gráfico de dispersão resultante do escalonamento multidimensional (MDS) que considerou a distância euclidiana das amostras de variáveis abióticas obtidas na área dos prados de *H. wrightii* da costa semiárida do Brasil.



Fonte: Elaborado pela autora

4.5.3.2 Variações sazonais de *H. wrightii* na costa semiárida

Os prados apresentaram-se mais desenvolvidos durante o período chuvoso em todas as áreas estudadas, com elevação dos valores de biometria e biomassa (Tab. 18). Contudo, somente as larguras de ápice e meio, comprimento das folhas e biomassa das hastes foi significativamente maior neste período. A densidade, porém, diminuiu neste período.

Tabela 18 – Resultados da análise de variância paramétrica de densidade das hastes, biomassa e biometria de *H. wrightii*, na costa semiárida do Brasil. Em destaque, os valores de significância quando $p < 0,05$, apontando valores estatisticamente diferentes entre os períodos seco e chuvoso, em cada sítio.

Variáveis	Média Seco	Média Chuvoso	t	gl	p
Densidade	3201,69	2887,47	0,372	88	0,710
Largura da base	0,59	0,69	-0,219	118	0,827
Largura do meio	0,41	0,50	-2,365	118	0,021
Largura do ápice	0,36	0,44	-3,607	118	0,000
Comprim. folhas	5,26	7,60	-2,909	62	0,000
Biomassa-hastes	11,00	27,67	-2,848	62	0,005
Biomassa-raízes	102,37	153,00	-1,284	62	0,201
Biomassa-total	113,38	180,67	-1,566	91	0,119

Legenda: t = valor crítico; gl = grau de liberdade; p = significância do teste.

4.5.3.3 Influências meteorológicas, físico-químicas e sedimentares sobre as variações sazonais dos prados de *H. wrightii* na costa semiárida

No primeiro modelo da Análise de Correlação Canônica (ACC) (Tab. 18), que utilizou variáveis não correlacionadas (conforme exigido pelo teste), algumas variáveis tiveram fatores de inflação acima do limite aceitável (10,0) para que se possa considerar o teste de Monte Carlo, que diz se a relação entre variáveis bióticas e abióticas foi significativa. A variável relativa às precipitações pluviométricas apresentou alto fator de inflação, provavelmente influenciando as demais variáveis e indicando multicolinearidade. Dessa forma, esta variável foi removida do modelo (Tab. 19).

Tabela 19 – Fatores de inflação das variáveis ambientais em uma análise de correlação canônica que considerou variáveis não correlacionadas (1) e fator de inflação destas variáveis após a remoção de precipitações pluviométricas do modelo (2).

Variáveis	1	2
Precipitações pluviométricas (mm/mês)	1155,0	-
Ondulações (m)	26,9	5,6
Período das ondas (s)	59,3	9,8
Tempo de exposição (h)	40,1	3,5
Salinidade (ppm)	7,8	6,7
Oxigênio dissolvido (mg/l)	594,4	7,7
MO (%)	229,1	5,4

Assim, as variáveis abióticas utilizadas explicaram 99,6% da variância de todos os eixos canônicos e a correlação espécies-ambiente explicou 95,3% da variância do primeiro eixo. Desconsiderando as variáveis ambientais, os caracteres de *H. wrightii* estudados explicaram 94,7% da variabilidade dos dados no eixo 1.

A variável ambiental mais fortemente correlacionada ao eixo 1 (que separou as amostras horizontalmente) foi o tempo de emersão dos bancos (0,861); e ao eixo 2 (que separou as amostras verticalmente), foi o percentual de matéria orgânica (0,782). Contudo, o eixo 2 teve uma baixa participação na dispersão das amostras (4,3%). Vale lembrar que as variáveis indicadas pelo teste são fortemente correlacionadas a outras variáveis ambientais que as influenciam direta ou indiretamente sobre elas, ou apresentam variações sazonais numericamente opostas.

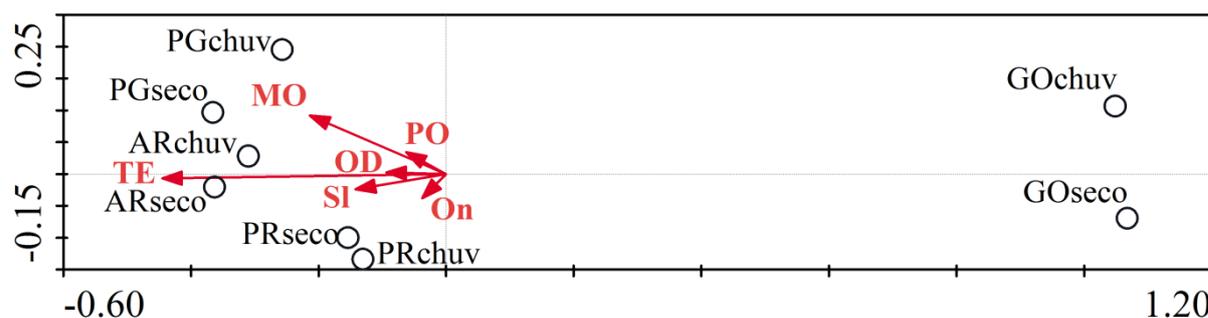
Embora a dispersão das amostras tenha apontado uma leve separação vertical relacionada à sazonalidade, é possível observar que as campanhas de cada sítio são mais semelhantes entre si que considerando uma variação sazonal, demonstrando heterogeneidade

entre as quatro pradarias estudadas, apesar da variação sazonal similar observada entre os caracteres da planta (Fig. 25).

O teste de Monte Carlo mostrou que a variância das amostras foi significativamente correlacionada tanto ao eixo 1 (autovalor = 0,267; $F= 17,867$; $p= 0,006$) quanto a todos os eixos canônicos (Traço = 0,281; $F= 27,873$; $p= 0,026$).

O teste Bio-Env também apontou o tempo de emersão dos bancos como o fator que melhor explicou a variância dos caracteres morfológicos de *H. wrightii* nos sítios estudados ($r = 0,813$). Expressando correlações mais baixas, o teste incluiu ainda o percentual de matéria orgânica, salinidade e período das ondas como outros fatores de influência sobre as variações destas populações (Tab. 20).

Figura 25: Diagrama resultante da Análise de Correlação Canônica (CCA) e dispersão das amostras de *H. wrightii* da costa semiárida do Brasil.



Legenda de vetores: PO – período das ondas; On – ondulações, SI – salinidade; HE – Tempo de exposição dos bancos; OD – oxigênio dissolvido; MO – percentual de matéria orgânica; Legenda de amostras: GOse – amostras de Goiabeiras (seco); GOch – amostras de Goiabeiras (chuvoso); PRse – amostras de Paracuru (seco); PRch – amostras de Paracuru (chuvoso); ARse – amostras de Arpoeiras (seco); ARch – amostras de Arpoeiras (chuvoso); PGse – amostras de Ponta Grossa (seco); PGch – amostras de Ponta Grossa (chuvoso). Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 20 – Resultados do teste Bio-Env, que observou as influências das variáveis ambientais sobre a variância de densidade, biometria e biomassa de *H. wrightii* nos sítios estudados ao longo da costa semiárida do Brasil.

Nº de Variáveis	Correlação	Seleções
1	0,813	HE
2	0,772	HE - MO
2	0,753	SI - HE
2	0,744	PO - HE
3	0,714	SI - HE - MO

Legenda: TE – Tempo de exposição; MO – percentual de matéria orgânica; SI – salinidade; PO – período das ondas.

4.5.4 Discussões

De acordo com Duarte (1989), a sazonalidade combinada a diversos outros fatores é responsável pela variação dos caracteres de angiospermas marinhas, inclusive entre latitudes. As principais influências ambientais encontradas nas áreas dos prados da costa semiárida foram relacionadas, sobretudo, aos padrões de ventos, chuvas e marés baixas (tempo de exposição), que explicaram a sazonalidade das áreas estudadas, influenciando os prados. As características hidrodinâmicas, contudo, tornaram algumas características locais heterogêneas, sobretudo relacionadas aos padrões de biometria. As diferentes respostas biológicas em função da heterogeneidade de habitat indicam que significantes diferenças regionais podem influenciar os padrões morfológicos das espécies (HACKNEY; DURAKO, 2004) e impedir a distinção de padrões sazonais (VAN TUSSENBROEK, 1997). No entanto, embora tenha apontado cenários ambientais locais distintos, os prados da região semiárida tiveram variação sazonal similar em todas as áreas.

As angiospermas marinhas são atingidas diretamente por distúrbios que afetam a qualidade da água e do sedimento (DUARTE, 2002; KOCH, 2001; LEE; PARK; KIM, 2007; ORTH *et al.*, 2006). Estes fatores constituem uma função da velocidade das correntes, intensidade das ondas, densidade e biometria das folhas (KOCH, 2001; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989) e, ao mesmo tempo, podem limitar a ocorrência das espécies (KEMPF, 1970). De um modo geral, os sedimentos de todos os prados apresentaram maior percentual de sedimento fino e MO durante o período chuvoso. A retenção deste material na área dos prados está provavelmente relacionada à progressiva diminuição na hidrodinâmica entre os finais do período seco e chuvoso, permitindo o crescimento das plantas e o assentamento inicial de partículas, já durante o período pré-chuvoso. Após crescidas, as plantas provavelmente adquirem maior capacidade de retenção e compactação de sedimento. Prados de *H. wrightii* mais desenvolvidos durante o período chuvoso também já foram observados nesta região (BARROS; ROCHA-BARREIRA, *no prelo; submet.*) e na Flórida (FOURQUREAN *et al.*, 2003). Em outros locais, porém, a redução de luz durante o período chuvoso, decorrente da atuação de ondas e/ou da entrada de material em suspensão junto com a água doce do continente, tem causado queda na abundância de prados de *H. wrightii* (DUNTON, 1996; MAGALHÃES *et al.*, 1997; OLIVEIRA *et al.*, 1997; ORTH *et al.*, 2006; SILVA *et al.*, 1987; SORDO *et al.*, 2011) e de diversas outras espécies (WAYCOTT *et al.*, 2007). No Texas, baixas irradiações durante o inverno têm contribuído para o decréscimo em biomassa de *H. wrightii* (DUNTON, 1994; KOWALSKI; DEYOE; ALLISON, 2009), o que não deve ser um problema em regiões de baixa latitude, como é o caso da região semiárida brasileira.

Na área estudada, porém, a água pareceu menos transparente (fator não medido) durante o período chuvoso, provavelmente em razão da entrada de material em suspensão junto com a água das chuvas. A suspensão diminui a penetração de luz (cf. BJÖRK *et al.*, 2008; KOWALSKI; DeYOE; ALLISON, 2009; VERMAAT, 1998; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989), fazendo com que as plantas aumentem a superfície das folhas, como estratégia de captação de luz (BJÖRK *et al.*, 2008; FONSECA; KENWORTHY, 1987; VERMAAT, 1998) e também para absorção dos nutrientes viabilizados na coluna d'água para fotossíntese e produção (FONSECA; KENWORTHY, 1987). O aumento no teor de finos e o menor grau de seleção dos grãos no sedimento durante a época de chuvas também contribuíram para a diminuição na permeabilidade (cf. SUGUIO, 1980), propiciando uma concentração de nutrientes e carbonatos na coluna d'água, para absorção pelas folhas (HEMMINGA; DUARTE, 2000; KOCH, 2001; KENWORTHY; ZIEMAN; THAYER, 1982; HUETTEL; GUST, 1992; HUETTEL; RUSCH, 2000). Assim, os nutrientes que entram junto com a água doce do continente também favoreceram o desenvolvimento dos prados de *H. wrightii* durante o período de chuvas, como também sugeriram outros autores para esta (FOURQUREAN *et al.*, 1992; 1995; 2003) e outras espécies (UKU; BJÖRK, 2005). Vale ressaltar que, além da concentração de nutrientes ser normalmente baixa em áreas tropicais (HEMMINGA; DUARTE, 2000), *H. wrightii* é uma espécie que requisita altos índices de N e P na coluna d'água (BURKHOLDER; GLASGOW; COOKE, 1994; 2007; FOURQUREAN *et al.*, 1992). Assim, seria interessante quantificar os índices de penetração de luz e nutrientes na coluna d'água em estudos futuros, a fim de verificar os padrões desta espécie na região estudada. Ao contrário do padrão de biometria encontrado em quase todas as praias, Pedra Rachada apresentou aumento de biometria não significativa durante o período seco, mas este fato está relacionado à metodologia, como discutido no capítulo 2.

A literatura também aponta ventos e ondas como fatores que aumentam a ressuspensão de sedimento, alterando a qualidade da coluna d'água e do sedimento (BJÖRK *et al.*, 2008; DUNTON, 1996; FONSECA; KENWORTHY, 1987; KOCH, 2001; KOWALSKI; DEYOE; ALLISON, 2009). Segundo Koch (2001), a forte atuação das ondas (que ocorre durante o período seco na região estudada), além de remover o sedimento fino, também diminui a concentração de nutrientes no sedimento. Barros e Rocha-Barreira (*no prelo; submet.*), inclusive, constataram a substituição de areia fina por areia média durante os períodos de atuação de ventos e ondas, em um estudo mensal de um dos prados da região estudada. Assim, o sedimento fino parece ser removido pela corrente, sobretudo por causa da proximidade à costa e das características hidrodinâmicas de algumas das praias estudadas. A

remoção deste tipo de sedimento pode impedir temporariamente o crescimento das plantas, já que, segundo Pulich (1980), a presença de sedimento fino e MO são fundamentais para o desenvolvimento das angiospermas marinhas.

Durante o período seco, as folhas mais velhas das plantas também foram removidas pela ação das ondas, contribuindo para a diminuição das médias de biometria e biomassa. Uma vez que atuam sobre os ambientes biofísico e geoquímico (SNICKARS *et al.*, 2013), a forte atuação de ventos e ondas pode produzir plantas menos desenvolvidas, com diminuição na densidade e biometria (BARROS; ROCHA-BARREIRA, *no prelo; submet.*; LABOREL-DEGUEN, 1963; FONSECA; KENWORTHY, 1987; ELEUTERIUS, 1987). Além disso, estes fatores físicos podem também alterar o formato e a distribuição dos prados (BARROS; ROCHA-BARREIRA, *submet.*; FONSECA; KENWORTHY, 1987; FORTES, 1990), justificando a subdivisão em manchas menores durante o período seco, em todos os prados estudados. Quando não são removidos junto com as folhas, os rizomas são desenterrados e ficam visíveis à superfície do substrato. As folhas arrancadas são frequentemente depositadas na linha de praia através da corrente, até mesmo em praias vizinhas, como também descrevem outros autores (ANDRADE-LIMA, 1957; FONSECA; KENWORTHY, 1987; KEMPF, 1970; LABOREL-DEGUEN, 1963). Contudo, as porções que se desprendem das plantas entram na teia alimentar sob a forma de detritos (BJÖRK *et al.*, 2008; BOER, 2000), contribuindo para a produtividade de ecossistemas adjacentes ou sendo reaproveitadas pelo próprio prado (BOER, 2000; TERRADOS; BORUM, 2004; ZIEMAN, 1987; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989).

Os padrões locais de biometria e biomassa ao longo da costa semiárida também pareceram diretamente relacionados às características hidrodinâmicas das praias. O prado de Goiabeiras, embora tenha apresentado a menor área (Capítulo 2), exibiu as plantas mais desenvolvidas, dentre todos os prados estudados. Tanto Goiabeiras quanto Pedra Rachada apresentam características de hidrodinâmica intermediária, com ondas quebrando próximo à praia. Na praia das Goiabeiras, inclusive, as ondas quebram diretamente sobre o banco, enquanto que o prado de Pedra Rachada é protegido por um recife vertical, durante a maré baixa. Alguns autores sugeriram que os prados expostos à atuação de ondas tendem a se tornar mais robustos para suportar estas condições mais severas (BANDEIRA, 2002; BJÖRK *et al.*, 2008; FONSECA; KENWORTHY, 1987; SHORT, 1987). Além disso, *H. wrightii* é também considerada uma espécie apta a suportar influência hidrodinâmica mais forte que outras espécies (DAWES, 1987; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989). Vale ressaltar também que a praia das Goiabeiras apresentou outras condições ambientais que podem ter amenizado outros

danos relacionados ao período seco, como os índices sazonais similares de nebulosidade em ambos os períodos anteriores às campanhas, enquanto que nas demais praias a nebulosidade reduziu significativamente durante o período seco. No entanto, o menor tempo de exposição do prado de Goiabeiras, foi o fator mais importante apontado neste estudo, para diferenciar os padrões de densidade, biomassa e biometria entre os prados. Observou-se, ainda, uma correlação significativa entre o tempo de exposição e os índices de temperatura e salinidade na costa semiárida, como também observaram Barros e Rocha-Barreira (*submet.*). Em prados sempre imersos, contudo, Creed (1997) sugeriu que estes fatores não são suficientes para explicar variações morfológicas em prados de *H. wrightii*. Já em prados de *H. wrightii* da região entremarés, as variações sazonais de biomassa têm sido relacionadas às variações sazonais na temperatura (CORBISIER, 1994; OLIVEIRA *et al.*, 1997).

Temperatura e salinidade são fatores que podem interferir significativamente na parte autotrófica de *H. wrightii* (MEDINA-GOMEZ; HERRERA-SILVEIRA, 2006), sendo considerados como os principais fatores que controlam a produtividade (BJÖRK *et al.*, 2008), distribuição (HACKNEY; DURAKO, 2004) e crescimento (LIVINGSTON; MCGLYNN; NIU, 1998). Embora as flutuações de temperatura e salinidade, em geral, sejam menos significantes nas áreas tropicais (HEMMINGA; DUARTE, 2000), vale lembrar que as medidas foram realizadas em áreas rasas e durante a maré baixa, quando a maioria dos prados estudados fica exposta. Kowalski, DeYoe e Allison (2009), por exemplo, registraram forte correlação entre luz, temperatura e salinidade em prados de *H. wrightii*. Nos momentos de exposição, a insolação atua de forma mais intensa, aumentando a temperatura e a evaporação, concentrando a salinidade. Talvez por este motivo, a salinidade tenha sido apontada com um dos fatores importantes para explicar as variações dos prados estudados, pela sua relação com o tempo de exposição, como também observaram Barros e Rocha-Barreira (*submet.*). Segundo Greve e Binzer (2004), o aumento da salinidade pela evaporação na região entremarés, durante as marés baixas, é prejudicial aos prados. Assim, sucessivas exposições podem causar sérios danos a longo prazo, mesmo que alguns estudos apontem forte resistência de *H. wrightii* ao aumento e variações de salinidade (FOURQUREAN *et al.*, 2003; KOCH *et al.*, 2007b; SHERIDAN; LIVINGSTON, 1983; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989), inclusive durante os momentos de exposição (DAWES, 1987; PHILLIPS, 1960; ZIEMAN, 1987).

Contudo, a emersão constante durante o período seco, quando também aumentaram os índices de insolação, promoveu o aparecimento de folhas avermelhadas ou queimadas. É comum aparecerem folhas com manchas vermelhas, como estratégia de

bloqueio à ação dos raios ultravioleta (BJÖRK *et al.*, 2008; HEMMINGA; DUARTE, 2000). Num grau mais avançado, estas folhas podem aparecer queimadas, como já foi registrado na própria região semiárida brasileira (BARROS; ROCHA-BARREIRA; MAGALHÃES, 2013; BARROS; ROCHA-BARREIRA, *submet.*), Estados Unidos (ZIEMAN, 1987), Indonésia (ERFTEMEIJER; HERMAN, 1994) e Austrália (WAYCOTT *et al.*, 2007). Além dos danos diretos às plantas, a exposição pode também aumentar a temperatura do sedimento (ZIEMAN, 1975) e assim diminuir a absorção de carbono, prejudicando processos vitais como respiração, fotossíntese e crescimento (CAMPBELL *et al.*, 2006; DUARTE; MARBÀ; SANTOS, 2004; GREVE; BINZER, 2004; ZIEMAN, 1987). A fim de amortecer os danos causados pela exposição e temperatura, as plantas enterram a rizosfera, incluindo os tecidos meristemáticos (ZIEMAN; ZIEMAN, 1989). Esta adaptação também é apontada para resistência à exposição a fortes condições hidrodinâmicas (BANDEIRA, 2002) e para buscarem novas reservas de MO (KOCH, 2001). Dessa forma, embora a exposição possa ter efeito letal nas áreas rasas, não consegue danificar a parte subterrânea das plantas, permitindo que as folhas recubram rapidamente (ZIEMAN, 1975; ZIEMAN, 1987). O aumento na temperatura do sedimento pode ter efeitos ainda mais intensos nas áreas dos recifes, explicando o enraizamento de *H. wrightii* por entre as fendas das rochas (Capítulo 2), como adaptação à exposição solar esporádica e não somente à exposição hidrodinâmica. Esta característica, inclusive, ainda não fora antes mencionada na literatura para esta espécie.

Dessa forma, a participação fundamental do percentual de MO e período das ondas na variação das amostras, que parecem diretamente atrelados ao ciclo de vida de *H. wrightii* na região estudada (BARROS; ROCHA-BARREIRA, *no prelo; submet.*), podem estar relacionada às variações sazonais das amostras. Já a indicação de salinidade está diretamente correlacionada ao aumento na insolação e à exposição dos prados, reforçando a intensidade com que agem os períodos de exposição sobre os caracteres dos prados. Dessa forma, os padrões de ventos, chuvas e ciclos de marés (atuando sobre os demais fatores pontuais, sobretudo a exposição) foram os principais fatores responsáveis pelas variações observadas dos prados estudados na costa semiárida.

4.5.5 Predições para os prados da costa semiárida, considerando os efeitos ambientais observados e efeitos esperados a partir das mudanças climáticas

Baseados em dados pretéritos e predições para o ano de 2100 relativos ao aumento no nível do mar, Saunders *et al.* (2013) previram o declínio de 17% dos prados de

angiospermas marinhas a uma profundidade de até 1,1m de profundidade, com redução de 30% da claridade da água, em Moreton Bay, Austrália. Apesar dos estudos ainda recentes na região semiárida e das poucas amostragens realizadas no presente trabalho, os efeitos observados das variáveis ambientais são evidentes e condizem com observações anteriores (BARROS; ROCHA-BARREIRA, *no prelo; submet.*) e em outros ecossistemas costeiros da região (MORAIS *et al.*, 2006). Há uma significativa atuação de ventos e chuvas sobre fatores físico-químicos e sedimentares que influenciam diretamente as variações sazonais dos prados, além da participação direta da insolação e tempo de exposição. Dessa forma, levando-se em consideração os futuros acontecimentos relacionados a mudanças climáticas, há que se evidenciar, primariamente, a duplicação da velocidade atual dos ventos (PEREIRA *et al.*, 2013) e diminuição nos índices médios de precipitações na região semiárida, devido ao deslocamento da Zona de Convergência Intertropical mais para o norte (MARENGO, 2006; 2008). Estas mudanças influenciarão principalmente os padrões de hidrodinâmica, nebulosidade (e conseqüentemente, de penetração de luz) e suplemento de nutrientes que atuam sobre o ciclo de vida de *H. wrightii*, na região semiárida.

Os impactos do aumento de dióxido de carbono sobre a atmosfera, aumentando a temperatura dos oceanos (LEVITUS *et al.*, 2000; SHORT; NECKLES, 1999), e o aumento na penetração dos raios ultravioleta (DUARTE, 2002; SHORT; NECKLES, 1999) poderiam intensificar os eventos deletérios de queima (WAYCOTT *et al.*, 2007) e exposição (SHORT; NECKLES, 1999) dos prados, caso também não fosse previsto um aumento de 10-25 cm no nível do mar (DUARTE, 2002; DUARTE; MARBÀ; SANTOS, 2004; SHORT; NECKLES, 1999). Contudo, estas mudanças também vêm causando recessão costeira através de erosão (DUARTE, 2002; DUARTE; MARBÀ; SANTOS, 2004; HEMMINGA; DUARTE, 2000), que deverá ser intensificada pelo aumento na velocidade dos ventos.

Os efeitos físicos dos ventos através das ondas promoverão também considerável movimentação no sedimento de fundo que, somada à erosão costeira, aumentarão as taxas de sedimentação, dificultando a penetração de luz. A sedimentação, inclusive, já vem sendo apontada como a principal causa de redução de prados da costa oriental do nordeste brasileiro (SHORT *et al.*, 2006a, b) e outras regiões (AGOSTINI; MARCHAND; PERGENT, 2003; DUARTE, 2002; DUNTON, 1996). Este fator pode causar decréscimo na sobrevivência dos brotos (MARBÀ *et al.*, 2004), afinamento das folhas (FORTES, 1990) e sérios danos de longo prazo aos rizomas (ZIEMAN; ZIEMAN, 1989), prejudicando também crescimento, reprodução e saúde dos prados (KOCH, 2001). Muitos prados também têm declinado em função do aumento na energia das ondas (KOCH, 2001). A intensificação na hidrodinâmica

com consequentes modificações no sedimento podem ter efeitos diretos, ainda, tanto sobre a macrofauna (CORBISIER, 1994; BARROS; ROCHA-BARREIRA, *no prelo*) quanto na flora associada (BARROS; ROCHA-BARREIRA, *no prelo*), além da diminuição de disponibilidade das plantas, como substrato.

A distribuição destas plantas é função da disponibilidade de luz e amplitude de maré (KOCH, 2001; KOCH; BEER, 1996). O aumento no nível do mar também implicará tanto no aumento da profundidade quanto na amplitude das marés, dependendo da geomorfologia local (SHORT; NECKLES, 1999), alterando os índices de luz, radiação, salinidade e velocidade das correntes (BJÖRK *et al.*, 2008; KOCH; BEER, 1996; SHORT; NECKLES, 1999). O aumento na profundidade (FONSECA; CAHALAN, 1987) e no hidrodinamismo também teriam implicações sobre o sucesso da reprodução sexuada e propagação de sementes (FONSECA; KENWORTHY, 1987; KOCH, 2001), que seriam capazes de recuperar os prados, inclusive após extremos climáticos (REUSCH *et al.*, 2005; WORM *et al.*, 2006). Por outro lado, a movimentação na água pode manter as sementes em suspensão, transportando-as para outras áreas (*cf.* FONSECA; KENWORTHY, 1987), podendo contribuir para ampliar sua distribuição ou realocá-las em ambiente mais propício, mantendo o potencial genético. Além disso, apesar de provocarem o arranque e soterramento, as correntes podem auxiliar na propagação da espécie, através do transporte dos rizomas para outras áreas (*cf.* LABOREL-DEGUEN, 1963).

Assim, alguns autores vêm considerando a migração das angiospermas marinhas para áreas mais profundas, devido à perda de função do habitat, a fim de buscar condições ambientais mais estáveis (FORTES, 1990; MARBÀ *et al.*, 2004; SHORT; NECKLES, 1999). Outros autores também sugerem o ganho de novos ambientes rasos, em função do aumento de carbono inorgânico dissolvido, mas alertam para o estresse relacionado à redução de luz (BEER; KOCH, 1996). Contudo, a distribuição das angiospermas marinhas não é resultante apenas da sua capacidade de dispersão e adaptação a muitos tipos de ambientes, mas também da sua capacidade de persistir nos ambientes em que se estabeleceram (FONSECA; KENWORTHY, 1987). Além da sedimentação associada à erosão, pode haver uma redução de luz em torno de 50% na zona costeira (SHORT; NECKLES, 1999).

Tendo uma reserva menor de carboidrato nas raízes, em relação a espécies mais desenvolvidas, para suportar este tipo de estresse (CZERNY; DUNTON, 1995), *H. wrightii* necessita de pelo menos 18% de irradiação superficial para manter o balanço positivo de carbono (DUNTON, 1994). Esta espécie também exige baixa energia para o seu crescimento (MICHOT; CHADWICK, 1994), tem uma grande facilidade de colonizar outros ambientes

(DEN HARTOG, 1971; DUNTON, 1996; FONSECA; KENWORTHY, 1987; ZIEMAN, 1987; ZIEMAN; ZIEMAN, 1989) e tem apresentado uma tendência de aumento em sua área de abrangência nos últimos anos (SHORT *et al.*, 2011). Dessa forma, não serão os índices de luz disponíveis após o aumento das taxas de sedimentação, o fator limitante dos prados de *H. wrightii* na região entremarés da costa semiárida. A intensificação na hidrodinâmica em função dos ventos é que poderá impedir a permanência dos prados em áreas mais rasas. Assim, em função do grande estresse ambiental que possivelmente ocorrerá nas áreas rasas costeiras, é provável que os prados de *H. wrightii* da região entremarés da costa semiárida migrem para áreas mais profundas, diante das previsões ambientais para o final deste século.

Vale destacar também que tais processos naturais podem ser ainda mais intensos em prados que já sofrem impactos antropogênicos (DUARTE, 2002; DAWES; PHILLIPS; MORRISON, 2004; ORTH *et al.*, 2006; RALPH *et al.*, 2007; SHORT; NECKLES, 1999; WAYCOTT *et al.*, 2009), evidenciando a necessidade de medidas de proteção e mitigação, para se evitarem perdas de serviços (BARROS; ROCHA-BARREIRA; MAGALHÃES, 2013; DUARTE, 2002; ORTH *et al.*, 2006; SAUNDERS *et al.*, 2013), embora o risco de extinção de *H. wrightii* cause menor preocupação que outras espécies (SHORT *et al.*, 2011).

4.5.6 Conclusões

O estudo mostrou que os dois períodos estudados mostraram cenários ambientais distintos, modificando sazonalmente a densidade, biometria e biomassa dos prados. As chuvas promovem principalmente a entrada de sedimentos, nutrientes e matéria orgânica, oriundos do continente, diminuindo a transparência da água. Livres da influência eólica neste período, as plantas conseguem reter maiores percentuais de sedimentos finos e MO. Os ventos, por sua vez, definem dois períodos sazonais distintos de atuação das ondas sobre os prados, sendo que no período seco aumenta a incidência sobre a costa, removendo folhas maduras e sedimentos finos.

Além da atuação eólica durante o período seco, o tempo de exposição, inversamente associado à diminuição das médias de marés baixas, e as horas de insolação aumentaram, explicando a redução de biometria e biomassa das plantas nesta campanha. Provavelmente, estas variáveis também influenciaram significativamente a temperatura e salinidade, tornando este um cenário de grande estresse para os prados. Tal fato justifica a indicação do tempo de exposição como o principal fator que diferenciou os caracteres dos prados, bem como as variações sazonais. Sendo o ciclo de vida das plantas regulado

principalmente pelos padrões de ventos, chuvas e marés baixas (exposição), recomenda-se o monitoramento destas variáveis em estudos futuros, observando-se os efeitos sobre os prados, propondo meios para minimizar danos de outras origens sobre os prados, já que estes não podem ser evitados.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A perda de área de angiospermas marinhas vem sendo registrada no mundo inteiro e, conforme artigos publicados sobre os prados e espécies de angiospermas marinhas do litoral brasileiro, também vêm sendo constatada a redução de prados de *Halodule wrightii* em pontos da costa oriental do Nordeste. Essa redução de área é atribuída ao aumento nas taxas de sedimentação relacionado a mudanças climáticas, contudo, recentemente foi observada o aumento da ocorrência desta espécie em seu limite sul que pode estar relacionada ao aumento na temperatura, em função do aquecimento global. Apesar das espécies do gênero *Halodule*, serem consideradas pioneiras e poderem se adaptar facilmente às modificações no clima e também restaurar ambientes degradados, as perdas de áreas evidenciadas ressaltam a necessidade de se conhecer mais sobre a biologia destas espécies, bem como as influências ambientais sobre os seus ciclos vegetativo e reprodutivo em diferentes ambientes.

A exemplo do aumento do conhecimento sobre a espécie, os estudos na costa semiárida são recentes e ainda existe muito a ser explorado, contudo, os resultados já obtidos apontaram não somente novas informações sobre a biologia de *H. wrightii*, como tendências sazonais e interações com fatores ambientais nesta parte do litoral brasileiro. O tipo de fundo (ou habitat) em que as plantas estão estabelecidas, por exemplo, influenciaram a distribuição dos prados de *H. wrightii*, que tenderam a concentrar-se em substratos rochosos ou próximo a eles. Sobre os recifes, os prados se apresentaram mais contínuos e desenvolvidos (*i.e.* densidade, biometria e biomassa) e, ao por estarem mais expostos ao ar e à ação da ondas, apresentaram plantas mais robustas para resistirem a estas condições ambientais.

Além dos aspectos estruturais da planta (biometria e biomassa), favoráveis ao estabelecimento de espécies floro-faunísticas, a coabitação dos prados com habitats rochosos, inclusive quando estabelecidos em fundo arenoso, permitiu também uma troca energética com os recifes, aumentando a disponibilidade de fauna, bem como de propágulos e sementes de macroalgas presentes neste ambiente. Contudo, a extensão destes prados apresentou-se limitada pelo sedimento grosso e pobre em MO que circunda os recifes. Os prados de fundo arenoso, embora limitados na parte mais profunda por correnteza, apresentam áreas densas maiores que nas áreas de fundo rochoso, tendo, provavelmente, uma influência maior sobre a produtividade em escala regional.

Baseando-se em estudos mensais já realizados na região, bem como nas campanhas sazonais do presente estudo, é possível se inferir que os prados desta espécie aumentam em biometria e biomassa durante o período chuvoso, quando diminui a velocidade

dos ventos e sua conseqüente influência sobre a hidrodinâmica, na região. Como conseqüência, a epifauna acompanha as flutuações destas características das plantas, tornando estes prados mais produtivos neste período. Durante o período seco, em contrapartida, a velocidade dos ventos aumenta, intensificando a atuação das ondas, ocasionando arranque das folhas mais desenvolvidas, diminuindo significativamente a biometria e biomassa, além de subdividir os prados em manchas menores.

Durante o período seco, além da forte atuação hidrodinâmica, também diminuíram os índices de nebulosidade e aumentaram os índices de insolação e o tempo de exposição ao ar dos prados, em função do aumento nas horas de maré baixa. Como conseqüência, algumas folhas apresentaram aspecto avermelhado e até queimado. Dessa forma, o período seco apresenta fatores mais estressantes para os prados desta região. Contudo, é durante este período também que novas hastes aparecem, ocorrendo um leve aumento, apesar de não significativo, em densidade. Mesmo assim este fator pareceu favorável à retenção de macroalgas, cuja comunidade aumentou significativamente durante este período. A complexidade de habitat aumentada com a abundância das algas e a densidade de hastes também promoveu incremento da macrofauna, sobretudo da infauna (poliquetos), em busca de proteção contra o hidrodinamismo.

Embora tenha havido certa heterogeneidade ambiental entre os sítios estudados, que influenciou algumas características particulares dos prados e também da biota associada, observou-se que o padrão sazonal similar dos prados, de um modo geral, foi influenciado pelos mesmos fatores ambientais, sobretudo relacionado à atuação das chuvas sobre os padrões sazonais de sedimento e, sobretudo, dos ventos sobre a hidrodinâmica. Os padrões de maré baixa, agindo sobre a exposição ao ar de alguns dos prados, foi o principal fator que influenciou as variações dos caracteres das angiospermas nos prados estudados, na costa semiárida brasileira. Dessa forma, levando-se em consideração os principais fatores que atuam diretamente sobre estes prados e as esperadas modificações nos padrões, sobretudo, de chuvas e ventos em função das mudanças climáticas esperadas para a região, recomendam-se futuros monitoramentos dos efeitos destas variáveis ambientais sobre os prados e seus serviços, no futuro.

REFERÊNCIAS

- ABBIATTI, M.; BIANCHI, C.N.; CASTELLI, A. Polychaete vertical zonation along a littoral cliff in the Western Mediterranean. **Marine Ecology**, v. 8, n. 1, p. 33-48, 1984.
- AGOSTINI, S.; MARCHAND, B.; PERGENT, G. Temporal and spatial changes of seagrass meadows in a Mediterranean coastal lagoon. **Oceanologica Acta**, v. 25, p. 297-302, 2003.
- ALBRECHT, S.A. Soft bottom versus hard rock: Community ecology of macroalgae on intertidal mussel beds in the Wadden Sea. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 229, n.1, p. 85-109, 1998.
- ALVES, M.S.; ARAÚJO, M.J.G. Moluscos associados ao fital *Halodule wrightii* Ascherson na Ilha de Itamaracá-PE. **Trabalhos Oceanográficos**, v. 27, n. 1, p. 91-99, 1999.
- AMADO-FILHO, G.M.; CREED, J.C.; ANDRADE, L.R.; PFEIFFER, W.C. Metal accumulation by *Halodule wrightii* populations. **Aquatic Botany**, v. 80, p. 241-251, 2004.
- AMADO-FILHO, G.M.; PFEIFFER, W.C. Utilização de macrófitas marinhas no monitoramento da contaminação por metais pesados: o caso da Baía de Sepetiba, RJ. **Acta Botanica Brasilica**, v. 12, n. 3, p. 411-419, 1998.
- AMADO-FILHO, G.M.; SALGADO, L.T.; REBELO, M.F.; REZENDE, C.E.; KAREZ, C.S.; PFEIFFER, W.C. Heavy metals in benthic organisms from Todos os Santos Bay, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 1, p. 95-100, 2008.
- AMARAL, A.C.Z.; MIGOTTO, A.E.; TURRA, A.; SCHAEFFER-NOVELI, Y. Araçá: biodiversidade, impactos e ameaças. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 1, p. 259-264, 2010.
- ANDRADE, F.; FERREIRA, M.A. A method for monitoring shallow seagrass meadows (*Zostera* spp.) using terrestrial oblique large-scale photography. **Aquatic Botany**, v. 95, p. 103-109, 2011.
- ANDRADE-LIMA, D. Estudos fitogeográficos de Pernambuco. **Publicações do Instituto de Pesquisa Agrônômica de Pernambuco**, v. 2, p. 1-44, 1957.
- BALATA, D.; NESTI, U.; PIAZZI, L.; CINELLI, F. Patterns of spatial variability of seagrass epiphytes in the north-west Mediterranean Sea. **Marine Biology**, v. 151, p. 2025-2035, 2007.
- BANDEIRA, S.O. Leaf production rates of *Thalassodendron ciliatum* from rocky and sandy habitats. **Aquatic Botany**, v. 72, p. 13-24, 2002.
- BANDEL K.; WEDLER E. Hydroid, Amphineuran and Gastropod Zonation in the littoral of Caribbean Sea, Colombia. **Senckenbergiana Maritima Journal**, v. 19, n. 1/2, p. 1-129, 1987.
- BANKS, N.; ALBUQUERQUE-NETO, A.P. *Halodule wrightii* Aschers (Potamogetonaceae), planta marinha submersa, como pastagem nativa do peixe-boi (*Trichechus manatus*). **Cadernos Ômega da Universidade Federal Rural de Pernambuco. Série Biologia**, v. 2, n. 1, p. 49-50, 1985.

BARBOSA, S.O., FIGUEIREDO, M.A.O.; TESTA, V. Estrutura e dinâmica de comunidades bentônicas dominadas por macrófitas na zona intramareal da Praia de Jacaraípe, Espírito Santo, Brasil. **Hoehnea**, v. 35, n. 4, p. 563-575, 2008.

BARRIOS, J.; DÍAZ, O. Algas epífitas de *Thalassia testudinum* en el Parque Nacional Mochima, Venezuela. **Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas**, v. 39, n. 1, p. 1 – 14, 2005.

BARROS, K.V.S.; ROCHA-BARREIRA, C.A. Caracterização da dinâmica espaço-temporal da macrofauna bentônica em um banco de *Halodule wrightii* Ascherson (Cymodoceaceae) por meio de estratificação. **Revista Nordestina de Zoologia**, v. 4, n. 1, p. 73-81, 2009/2010.

_____. Responses of the molluscan fauna to environmental variations in a *Halodule wrightii* Ascherson ecosystem from Northeastern Brazil. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**. 30p. No prelo.

_____. Environmental influences on *Halodule wrightii* Ascherson meadow in Northeastern Brazil. **Tropical Oceanography**. Submetido.

BARROS, K.V.S.; JARDIM, J.; ROCHA-BARREIRA, C.A. Ecological observations on Polyplacophora in a *Halodule wrightii* Ascherson meadow and new records for Northeast and Brazilian coast. **Revista Nordestina de Zoologia**. 20p. No prelo.

BARROS, K.V.S.; ROCHA-BARREIRA, C.A.; MAGALHÃES, K.M. Ecology of Brazilian seagrasses: Is our current knowledge sufficient to make sound decisions about mitigating the effects of climate change? **Iheringia Série Botânica**, v. 68, n. 1, p.155-170, 2013.

BEER, S.; KOCH, E. Photosynthesis of marine macroalgae and seagrasses in globally changing CO₂ environments. **Marine Ecology Progress Series**, v. 141, p. 199-204, 1996.

BELL, S.S.; BROOKS, R.A.; ROBBINS, B.D.; FONSECA, M.S.; HALL, M.O. Faunal response to fragmentation in seagrass habitats: implications for seagrass conservation. **Biological Conservation**, v.100, p. 115-123, 2001.

BELL, S.S.; CLEMENTS, L.A J.; KURDZIEL, J. Production in natural and restored seagrasses: a case study of a macrobenthic polychaete. **Ecological Applications**, v. 3, p. 610-621, 1993.

BIBER, P.D.; HARWELL, M.A.; CROPPER JR., W.P. Modeling the dynamics of three functional groups of macroalgae in tropical seagrass habitats. **Ecological Modelling**, v. 175, p. 25-54, 2004.

BJÖRK, M.; SHORT, F.; MCLEOD, E.; BEER, S. **Managing seagrasses for resilience to climate change**. Switzerland: World Conservation Union Global Marine Programme, Gland, 2008. 55p.

BOLOGNA, P.A.X.; HECK-JR, K.L. Impact of Habitat Edges on Density and Secondary Production of Seagrass-associated Fauna. **Estuaries**, v. 25, p. 1033-1044, 2002.

BOROWITZKA, M.A.; LAVERY, P.S.; VAN KEULEN, M. Epiphytes of Seagrasses. In: LARKUM, A.W.D.; ORTH, R.J.; DUARTE. C.M. (Eds). **Seagrasses: biology, ecology and conservation**. Netherlands: Springer, 2006. p. 446-461.

BOROWITZKA, M.A.; LETHBRIDGE, R.C. Seagrass epiphytes. In: LARKUM, A.W.D.; McCOMB, A.J.; SHEPHERD, S.A. (ed.). **Biology of seagrasses**. Amsterdam: Elsevier, 1989. p. 458-499.

BOROWITZKA, M.A.; LETHBRIDGE, R.C.; CHARLTON L. Species richness, spatial distribution and colonization pattern of algal and invertebrate epiphytes on the seagrass *Amphibolis griffithii*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 64, p. 281-291, 1990.

BRAGA, R.A.P. Participação de *Tricolia affinis* C. B. Adams, 1850 (Mollusca: Gastropoda) na comunidade dos animais vágeis associados às macroalgas dos recifes de Piedade (PE). **Anais da Sociedade Nordestina de Zoologia**, v. 1, n. 1, p. 259-269, 1983.

BRUN, F.G.; VERGARA, J.J.; NAVARRO, G.; HERNANDEZ, I.; PEREZ-LLORENS, J.L. Effect of shading by *Ulva rigida* canopies on growth and carbon balance of the seagrass *Zostera noltii*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 265, p. 85-96, 2003.

BULTHUIS, D.A. Effects of temperature on photosynthesis and growth of seagrasses. **Aquatic Botany**, v. 27, p. 27-40, 1983.

BURDICK, D.M.; KENDRICK, G.A. Standards for seagrass collection, identification and sample design. In: SHORT, F.T. & COLES, R.G. (Ed.). **Global seagrass research methods**. Amsterdam: Elsevier, 2001. p. 79-100.

BURKHOLDER, J.M., TOMASKO, D.A.; TOUCHETTE, B.W. Seagrasses and eutrophication. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 350, p. 46-72, 2007.

BURKHOLDER, J.M.; GLASGOW-JR, H.B.; COOKE, J.E. Comparative effects of water-column nitrate enrichment on eelgrass *Zostera marina*, shoalgrass *Halodule wrightii*, and widgeongrass *Ruppia maritima*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 105, p. 121-138, 1994.

BUTLER, M.J.; HUNT, J.H.; HERRNKIND, W.F.; CHILDRESS, M.J.; BERTLESEN, R.; SHARP, W.; MATTHEWS, T.; FIELD, J.M.; MARSHALL, H.G. Cascading disturbances in Florida Bay, USA: cyanobacterial blooms, sponge mortality, and implications for juvenile spiny lobsters *Panulinus argus*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 129, p. 119-125, 1995.

CAFRUNI, A.; KRIEGER, J.A.; SEELIGER, U. Observações sobre *Ruppia maritima* L. (Potamogetonaceae) no estuário da Lagoa dos Patos (RS – Brasil). **Atlântica**, v. 3, p. 85-90, 1978.

CAMPBELL, S.J.; McKENZIE, L.J.; KERVILLE, S.P. Photosynthetic responses of seven tropical seagrasses to elevated seawater temperature. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 330, p. 455-468, 2006.

CAMPBELL, S.J.; McKENZIE, L.J.; KERVILLE, S.P.; BITÉ, J.S. Patterns in tropical seagrass photosynthesis in relation to light, depth and habitat. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 73, p. 551-562, 2007.

CARVALHO, A.L.P. S.; VENTURA, C.R.R. The reproductive cycle of *Asterina stellifera* (Mebius) (Echinodermata: Asteroidea) in the Cabo Frio region, southeastern Brazil. **Marine Biology**, v. 141, p. 947-954, 2002.

CARVALHO, M.A.; MAIA, L.P.; DOMINGUEZ, J.M.L. A deriva e o transporte litorâneo de sedimentos no trecho entre Cumbuco e Matões – costa noroeste do estado do Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 40, n. 1, p. 43-51, 2007.

CASARES, F.A. & CREED, J.C. Do small seagrasses enhance density, richness, and diversity of macrofauna? **Journal of Coastal Research**, v. 243, p. 790-797, 2008.

CASTELO-BRANCO, M.P.N.; LEHUGEUR, L.G.O.; FREIRE, G.S.S. Transporte eólico nas Praias de Pontal do Maceió, município de Fortim, e Canoa Quebrada, município de Aracati, Estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 34. p. 99-105, 2001.

CECCHERELLI, G.; CINELLI, F. Short-term effects of nutrient enrichment of the sediment and interactions between the seagrass *Cymodocea nodosa* and the introduced green alga *Caulerpa taxifolia* in a Mediterranean bay. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 217, n. 2, p. 165-177, 1997.

_____. Habitat effect on spatio-temporal variability of size and density of the introduced alga *Caulerpa taxifolia*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 163, p. 289-294, 1998.

_____. Effects of *Posidonia oceanica* canopy on *Caulerpa taxifolia* size in a north-western Mediterranean bay. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 240, p. 19-36, 1999.

CHANDLER, W.; SCHAEFFER, R.; DADI, Z.; SHUKLA, P. R.; TUDELA, F.; DAVIDSON, O.; ALPAN-ATAMER, S. **Climate change mitigation in developing countries. Brazil, China, India, Mexico, South Africa, and Turkey**. Prepared for the Pew Center on Global Climate Change, 2002. 76p.

CHO, T.O.; FREDERICQ, S.; YATES, K.K. 2002. Characterization of Macroalgal Epiphytes on *Thalassia Testudinum* in Tampa Bay, Florida. **Journal of Phycology**, v. 38, p. 4, 2002.

CHRISTENSEN, P.B.; ALMELA, E.D.; DIEKMANN, O. Can transplanting accelerate the recovery of seagrasses? In: BORUM, J.; DUARTE, C.M.; KRAUSE-JENSEN, D.; GREVE, T.M. (Eds.). **European Seagrasses: an introduction to monitoring and management**. Denmark: Monitoring and Management of European Seagrass Beds, 2004. p.77-82.

CHRISTIAN, R.R.; LUCZKOVICH, J.J. Organizing and understanding a winter seagrasses foodweb network through effective trophic levels. **Ecological Modelling**, v. 117, p. 99-124, 1999.

CLARK, J.S.; CARPENTER, S.R.; BARBER, M.; COLLINS, S.; DOBSON, A.; FOLEY, J. A.; LODGE, D.M.; PASCUAL, M.; PIELKE-JR, R.; PIZER, W.; PRINGLE, C.; REID, W. V.; ROSE, K.A.; SALA, O.; SCHLESINGER, W.H.; WALL, D.H.; WEAR, D. Ecological forecasts: an emerging imperative. **Science**, v. 293, p. 657-660, 2001.

COELHO, P.A. Estudo ecológico da Lagoa do Olho d'água, Pernambuco, com especial referência aos crustáceos decápodos. **Trabalhos Oceanográficos do Instituto Oceanográfico da Universidade Federal de Pernambuco**, v. 7/8, p. 51-70, 1965.

COLARES, I.G.; SEELIGER, U. Influência da luz sobre o crescimento e a produção de biomassa de *Ruppia maritima* L. em cultivo experimental. **Acta Botannica Brasiliensis**, v. 20, n. 1, p. 31-36, 2006.

CONNOLLY, R.M. Removal of seagrass canopy: effects on small fish and their prey. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 184, p. 99-110, 1994.

_____. Differences in composition of small, motile invertebrate assemblages from seagrass and unvegetated habitats in a southern Australian estuary. **Hydrobiologia**, v. 346, p. 137-148, 1997.

CORBISIER, T.N. Macrozoobentos da Praia do Codó (Ubatuba, SP) e a presença de *Halodule wrightii* Ascherson. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 42, p. 99-111, 1994.

COSTA, C.S.B.; SEELIGER, U. The vertical distribution and resource allocation of *Ruppia maritima* L. in a Southern Brazilian estuary. **Aquatic Botany**, v. 33, p. 123-129, 1989.

COSTA, C.S.B.; SEELIGER, U.; OLIVEIRA, C.P.L.; MAZO, A.M.M. Distribuição, funções e valores das marismas e pradarias submersas no estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil). **Atlântica**, v. 19, p. 67-85, 1997.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; GROOT, R.; FARBERK, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTONK, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253-260, 1997.

COUTINHO, R.; SEELIGER, U. The horizontal distribution of the benthic algal flora in the Patos Lagoon estuary, Brazil, in relation to salinity, substratum and wave exposure. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v. 80, p. 247-257, 1984.

COUTO, E.C.G.; SILVEIRA, F.L.; ROCHA, G.L.A. Marine biodiversity in Brazil: the current status. **Gayana**, v. 67, n. 2, p. 327-340, 2003.

CRAIG, G.Y.; JONES, N.S. Marine Benthos, substrate and palaeoecology. **Palaeontology**, v. 9, n. 1, p. 30-38, 1966.

CREED, J.C. Morphological variation in the seagrass *Halodule wrightii* near its southern distributional limit. Short Communication. **Aquatic Botany**, v. 59, p. 163-172, 1997.

_____. Distribution, seasonal abundance and shoot size of the seagrass *Halodule wrightii* near its southern limit at Rio de Janeiro State, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 65, p. 47-58, 1999.

_____. Epibiosis on cerith shells in a seagrass bed: correlation of shell occupant with epizoite distribution and abundance. **Marine Biology**, v. 137, p. 775-782, 2000.

_____. The seagrasses of South America: Brazil, Argentina, and Chile. In: GREEN, E.P.; SHORT, F.T. (Eds). **World Atlas of seagrasses**. Berkeley: The university California Press, 2003. p. 243-250.

_____. Capybara (*Hydrochaeris hydrochaeris* Rodentia: Hydrochaeridae): A Mammalian Seagrass Herbivore. **Estuaries**, v. 27, n. 2, p. 197-200, 2004.

CREED, J.C.; AMADO-FILHO, G.M. Disturbance and recovery of the macroflora of seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in Abrolhos Marine National Park, Brazil: an experimental evaluation of anchor damage. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 235, n. 2, p. 285-306, 1999.

CREED, J.C.; KINUPP, M. Small scale change in mollusk diversity along a depth gradient in a seagrass bed off Cabo Frio, (Southeast Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, n. 3, p. 267-276, 2011.

CREED, J.C.; MONTEIRO, R.L.D.C. An analysis of the phenotypic variation in the seagrass *Halodule wrightii* Ascehrs. **Leandra**, v. 15, p. 1-9, 2000.

CZERNY, A.B.; DUNTON, K.H. The Effects of in Situ Light Reduction on the Growth of Two Subtropical Seagrasses, *Thalassia testudinum* and *Halodule wrightii*. **Estuaries**, v. 18, n. 2, p. 418-427, 1995.

D'INCAO, F. Distribuição e abundância de *Penaeus (Farfantepenaeus) paulensis* Pérez-Farfante, 1967, em relação aos parâmetros ambientais na Lagoa dos Patos, RS, Brasil. **Atlântica**, v. 5, n. 2, p. 37, 1982.

DA ROCHA, C.M.C.; VENEKEY, V.; BEZERRA, T.N.C.; SOUZA, J.R.B. Phytal marine nematode assemblages and their relation with the macrophytes structural complexity in a Brazilian tropical rocky beach. **Hydrobiologia**, v. 553, p. 219-230, 2006.

DAHL, A. L. Benthic algal ecology in a deep reef and sand habitat of Puerto Rico. **Botanica Marina**, v. 16, p. 171-175, 1973.

DAVIS, B.C.; FOURQUEAN, J.W. Competition between the tropical alga, *Halimeda incrassata*, and the seagrass *Thalassia testudinum*. **Aquatic Botany**, v. 71, p.217-232, 2001.

DAWES, C.J. The dynamic seagrasses of the Gulf of Mexico and Florida coasts. In: DURAKO, M. J.; PHILIPS, R. C.; LEWIS, R. R. (Eds.). **Proceedings of the Symposium on Subtropical – Tropical Seagrass of the Southeastern United States**. Florida: Florida Marine Research Publications, 1987. p. 25-38.

DE METRIO, G.; BELLO, G.; VACCARELLA, R.; TERIO, E. Malacofauna di “mattes” morti di *Posidonia*. **Accademia Peloritana dei Pericolanti. Classe di Scienze, Fisiche, Matematiche e Naturali**, v. 26, p. 3-8, 1980.

DEN HARTOG, C. The sea-grasses of the world. **Tweed Reeks**, v. 59, n. 1, p. 5-275, 1970a.

_____. *Halodule emarginata*, a new sea-grass from Brazil (Potamogetonaceae). **Blumea**, v. 18, p. 65-66, 1970b.

_____. The dynamic aspect in the ecology of sea-grass communities. **Thalassia jugoslavica**, v. 7, p. 101-112, 1971.

_____. The sea-grasses of Brazil. **Acta Botanica Neerland**, v. 21, n. 5, p. 512-516, 1972.

DEN HARTOG, D.; KUO, J. Taxonomy and biogeography of seagrasses. In: LARKUM, A.W.D.; ORTH, R.J.; DUARTE, C. (Eds.) **Seagrasses: Biology, ecology and conservation**. Dordrecht: Springer, 2006. p. 1-22.

DENNISON, W.C.; ALBERTE, R.S. Role of daily light period in depth distribution of *Zostera marina* (eelgrass). **Marine Ecology Progress Series**, v. 25, p. 51-61, 1985.

DIAZ-ALMELA, E.; MARBÀ, N.; DUARTE, C.M. Consequences of Mediterranean warming events in seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering records. **Global Change Biology**, v. 13, p. 224-235, 2007.

DÍAZ-ALMELA, E.; MARBÁ, N.; MARTÍNEZ, R.; SANTIAGO, R.; DUARTE, C.M. Seasonal dynamics of *Posidonia oceanica* in Magalluf Bay (Mallorca, Spain): temperature effects on seagrass mortality. **Limnology and Oceanography**, v. 54, p. 2170-2182, 2009.

DIRETORIA DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO – DNH. **Tábua de marés**. Portos de Areia Branca, Mucuripe e Pecém. Disponível em: <<https://www.mar.mil.br/dhn/chm/tabuas/>>. Acesso em: 10 jan. 2010.

DUARTE, C.M. Temporal biomass variability and production/biomass relationships of seagrass communities. **Marine Ecology Progress Series**, v. 51, p. 269-276, 1989.

_____. Marine biodiversity and ecosystem services: an elusive link. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 250, n. 1-2, p. 117-131, 2000.

_____. The future of seagrass meadows. **Environmental Conservation**, v. 29, n. 2, p. 192-206, 2002.

DUARTE, C.M.; CEBRIAN, J. The fate of marine autotrophic production. **Limnology and Oceanography**, v. 41, p. 1758-1766, 1996.

DUARTE, C.M.; GATTUSO, J.P. Seagrass meadows. In: CLEVELAND, C. J. (Ed.). **Encyclopedia of Earth**. Revisada. Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment, 2008. Disponível em: <http://www.eoearth.org/article/Seagrass_meadows> Acesso em: 12 dez. 2012.

DUARTE, C.M.; MARBA, N.; GACIA, E.; FOURQUREAN, J.W.; BEGGINS, J.; BARRON, C.; APOSTOLAKI, E.T. Seagrass community metabolism: assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 24, n. 4, p. 1-8, 2010.

DUARTE, C.M.; MARBÀ, N.; SANTOS, R. What may cause loss of seagrasses? In: BORUM, J.; DUARTE, C.M.; KRAUSE-JENSEN, D.; GREVE, T.M. (Eds.). **European Seagrasses: an introduction to monitoring and management**. Denmark: Monitoring and Management of European Seagrass Beds, 2004. p.24-32.

DUNTON, K.H. Seasonal growth and biomass of the subtropical seagrass *Halodule wrightii* in relation to continuous measurements of underwater irradiance. **Marine Biology**, v. 120, p. 479-489, 1994

_____. Photosynthetic production and biomass of the subtropical seagrass *Halodule wrightii* along an estuarine gradient. **Estuaries**, v. 19, n. 2B, p. 436-447, 1996.

EDGAR, G.J. The influence of plant structure on the species richness, biomass and secondary production of macrofaunal assemblages associated with Western Australian seagrass beds. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 137, p. 215-240, 1990.

ELEUTERIUS, L.N. Seagrass ecology along the coasts of Alabama, Louisiana and Mississippi. In: DURAKO, M. J.; PHILIPS, R. C.; LEWIS, R. R. (Eds.). **Proceedings of the Symposium on Subtropical – Tropical Seagrass of the Southeastern United States**. Florida: Florida Marine Research Publications, 1987. p.11-24, 1987.

ERFTEMEIJER, P.L.A.; HERMAN, P.M.J. Seasonal changes in environmental variables, biomass, production and nutrient contents in two contrasting tropical intertidal seagrass beds in South Sulawesi, Indonesia. **Oecologia**, v. 99, p. 45-59, 1994.

ESTEVEES, B.S.; TAOUIL, A.; SUZUKI, M.S. Nutrient composition of macroalgae and macrophytes of the Açu lagoon, Rio de Janeiro State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 3, p. 233-244, 2005.

FERREIRA, C.E.L.; GONÇALVES, J.E.A. Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos Archipelago, south-western Atlantic. **Journal of Fish Biology**, v. 69, p. 1533-1551, 2006.

FERREIRA, M.M. Sobre a alimentação da Aruanã, *Chelonia mydas* Linnaeus, ao longo da costa do estado do Ceará. **Arquivos da estação de biologia marinha da Universidade Federal do Ceará**, v. 8, n. 1, p. 83-86, 1968.

FERREIRA, S.; SEELIGER, U. The colonization process of algal epiphytes on *Ruppia maritima* L. **Botanica Marina**, v. 28, p. 245-249, 1985.

FIGUEIREDO, M.A.O.; HORTA, P.A.; PEDRINI, A.G.; NUNES, J.M.C. Benthic marine algae of the coral reefs of Brazil: a review. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 2, p. 158-269, 2008.

FONSECA, M.S.; KENWORTHY, W.J. Effects of currents on photosynthesis and distribution of seagrasses. **Aquatic Botany**, v. 27, n. 1, p. 59-78, 1987.

FONSECA, M.S.; CAHALAN, J.A. Preliminary evaluation of wave attenuation by four species of seagrass. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 35, p. 565-576, 1992.

FONSECA, M.S.; KENWORTHY, W.J.; COLBY, D.R.; RITTMASER, K.A.; THAYER, G.W. Comparisons of fauna among natural and transplanted eelgrass *Zostera marina* meadows: criteria for mitigation. **Marine Ecology Progress Series**, v. 65, p. 251-264, 1990.

FONSECA, M.S.; MEYER, D.L.; HALL, M.O. Development of planted seagrass beds in Tampa Bay, Florida, USA. II. Faunal components. **Marine Ecology Progress Series**, v. 132, p. 141-156, 1996.

FONSECA, M.S.; THAYER, G.W.; KENWORTHY, W.J. The use of ecological data in the implementation and management of seagrass restorations. In: DURAKO, M. J.; PHILIPS, R. C.; LEWIS, R. R. (Eds.). **Proceedings of the Symposium on Subtropical – Tropical Seagrass of the Southeastern United States**. Florida: Florida Marine Research Publications, 1987. p.175-187.

FOURQUREAN, J.W.; BOYER, J.N.; DURAKO, M.J.; HEFTY, L.N.; PETERSON, B. Forecasting responses of seagrass distributions to changing water quality using monitoring data. **Ecological Applications**, v. 13, n. 2, p. 474-489, 2003.

FOURQUREAN, J.W.; POWELL, G.V.N.; KENWORTHY, W.J. & ZIEMAN, J.C. The effects of long-term manipulation of nutrient supply on competition between the seagrasses *Thalassia testudinum* and *Halodule wrightii* in Florida Bay. **Oikos**, v. 72, p. 349-58, 1995.

FOURQUREAN, J.W.; ZIEMAN, J.C.; POWELL, G.V.N. Relationships between porewater nutrients and seagrasses in a subtropical carbonate environment. **Marine Biology**, v. 114, p. 57-65, 1992.

FROJÁN, C.R.S.; HAWKINS, L.E.; ARYUTHAKA, C.; NIMSANTIJAROEN, S.; KENDALL, M.A.; PATERSON, G.L.J. Patterns of polychaete communities in tropical

sedimentary habitats: a case study in south-western Thailand. **The Raffles Bulletin of Zoology**, v. 53, n. 1, p. 1-11, 2005.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS – FUNCEME. **El Niño deve reduzir chuvas no Ceará até maio de 2010**: Previsão climática mostra que a maior probabilidade é de precipitações abaixo da média no Estado. Fortaleza, 2010. Disponível em: <<http://www.funceme.br/index.php/listanoticias/156-el-nino-deve-reduzir-chuvas-no-ceara-ate-maio-de-2010>>. Acesso em: 24 fev. 2010.

GALLEGOS, M.E.; MERINO, M.; REDRIGUEZ, A.; MARBÀ, M.; DUARTE, C.M. Growth patterns and demography of pioneer Caribbean seagrasses *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 109, p. 99-104, 1994.

GALVESTON BAY NATIONAL ESTUARY PROGRAM. **The Galveston Bay Plan**. Galveston Bay National Estuary Program GBNEP-49, Houston, 1995. Disponível em: <http://gbic.tamug.edu/gbepubs/15/gbnep_15_executivesummary.pdf>, Acesso em: 31 nov. 2011.

GAMBI, M.C., NOWEL, A.R.M.; JUMARS, P.A. Flume observations on flow dynamics in *Zostera marina* (eelgrass) beds. **Marine Ecology Progress series**, v. 61, n. 1-2, p. 159-169, 1990.

GARCIA, A.M.; GERALDI, M.R.; VIEIRA, J.P. Diet composition and feeding strategy of the southern pipefish *Syngnathus folletti* in a Widgeon grass bed of the Patos Lagoon Estuary, RS, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 3, n. 3, p. 427-432, 2005.

GARCIA, A.M.; VIEIRA, J.P. Abundância e diversidade da assembleia de peixes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). **Revista Atlântica**, v. 19, p. 161-181, 1997.

GARCIA, A.M.; VIEIRA, J.P.; BEMVENUTI, C.E.; GERALDI, R.M. Abundância e diversidade de crustáceos decápodos dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L. no estuário da Lagoa dos Patos (RS – Brasil). **Nauplius**, v. 4, p. 113-128, 1996.

GIBBS, P.J.; MAGUIRE, G.B.; COLLET, L.C. The macrobenthic fauna of *Halophila* seagrass in New South Wales. **Wetlands**, v. 4, p. 23-32, 1984.

GIL, M.; ARMITAGE, A.R.; FOURQUREAN, J.W. Nutrient impacts on epifaunal density and species composition in a subtropical seagrass bed. **Hydrobiologia**, v. 569, p. 437-447, 2006.

GORDON, D.M.; GREY, K.A.; CHASE, S.C.; SIMPSON, C.J. Changes to the structure and productivity of a *Posidonia sinuosa* meadow during and after imposed shading. **Aquatic Botany**, v. 47, p. 265-275, 1994.

GREEN, E.P.; SHORT, F.T. 2003. **World Atlas of Seagrasses**. Los Angeles: University of California Press, 2003. 298 pp.

GREVE, T.M.; BINZER, T. Which factors regulate seagrass growth and distribution? In: BORUM, J.; DUARTE, C.M.; KRAUSE-JENSEN, D.; GREVE, T.M. (Eds.). **European Seagrasses: an introduction to monitoring and management**. Denmark: Monitoring and Management of European Seagrass Beds, 2004. p. 11-18.

GUIRY, M.D.; GUIRY, G.M. **Algaebase**. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Disponível em: <<http://www.algaebase.org>>. Acesso em: 15 fev. 2012.

HACKNEY, J.W.; DURAKO, M.J. Size–frequency patterns in morphometric characteristics of the seagrass *Thalassia testudinum* reflect environmental variability. **Ecological Indicators**, v. 4, p. 55-71, 2004.

HARLIN, M.M. Epiphyte – host relations in seagrass communities. **Aquatic Botany**, v. 1, p. 125-131, 1975.

HAY, M.E. Herbivory, algal distribution, and the maintenance of between-habitat diversity on a tropical fringing reef. **American Naturalist**, v. 18, n. 4, p. 520-540, 1981.

HAYS, C.G. 2005. Effect of nutrient availability, grazer assemblage and seagrass source population on the interaction between *Thalassia testudinum* (turtle grass) and its algal epiphytes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 314, p. 53-68, 2005.

HECK-JR., K. L.; ABLE, K.W.; ROMAN, C.T.; FAHAY, M.P. 1995. Composition, abundance, biomass and production of macrofauna in a New England estuary: comparisons among eelgrass meadows and other nursery habitats. **Estuaries**, v. 18, p. 289-379, 1995.

HEMMINGA, M.A.; DUARTE, C.M. **Seagrass ecology**. 1ª Edição. Cambridge: University Press, 2000.

HEMMINGA, M.A.; MARBÀ, N.; STAPEL, J. Leaf nutrient resorption, leaf lifespan and the retention of nutrients in seagrass systems. **Aquatic Botany**, v. 65, p. 141-158, 1999.

HUETTEL, M.; GUST, G. Impact of bioroughness on interfacial solute exchange in permeable sediments. **Marine Ecology**, v. 89, p. 253-267, 1992.

HUETTEL, M.; RUSCH, A. Transport and degradation of phytoplankton in permeable sediment. **Limnology and Oceanography**, v. 45, p. 534-549, 2000.

HUGHES, A.R.; WILLIAMS, S.L.; DUARTE, C.M.; HECK-JR, K.L.; WAYCOTT, M. Associations of concern: declining seagrasses and threatened dependent species. **Frontiers in Ecological and the Environment**, v. 7, n. 5, p. 242-246, 2009.

HULME, P.E. Adapting to climate change: is there scope for ecological management in the face of a global threat? **Journal of Applied Ecology**, v. 42, p. 784-794, 2005.

HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of Theoretical Biology**, v. 29, p. 151-154, 1970.

HYNDES, G.A.; LAVERY, P.S. Does transported seagrass provide an important trophic link in unvegetated, nearshore areas? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 63, p. 633-643, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS – IBAMA. Monitoramento da atividade pesqueira no litoral do Brasil. Relatório Técnico Final do projeto de monitoramento da atividade pesqueira no litoral do Brasil. **Projeto Estatpesca**. Brasília, 2006. 328p.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE – IDEMA. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da zona costeira e marinha: caracterização dos ecossistemas costeiros dos Estados: Rio Grande do Norte, Ceará e Piauí. **Base de Dados Tropical**. 1999. 50 p.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. **Dados da rede do INMET entre os anos de 1990-2010**. 2011. Disponível em <
<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>> Acesso em: 04 jan. 2011.

JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. Organisms as ecosystems engineers. **Oikos**, v. 69, n. 3, p. 373-386, 1994.

JONES, N.S. Some new Cumacea from deep water in the Atlantic. **Crustaceana**, v. 25, p. 297-319, 1973.

JUNQUEIRA, A.O.R.; VENTURA, C.R.R.; CARVALHO, A.L.P.S.; SCHMIDT, A.J. Population recovery of the sea urchin *Lytechinus variegatus* in a seagrass flat (Araruama Lagoon, Brazil): the role of recruitment in a disturbed environment. **Invertebrate Reproduction and Development**, v. 31, n. 1-3, p. 143-150, 1997.

KEMPF, M. Nota preliminar sobre fundos costeiros da região de Itamaracá (Norte do estado de Pernambuco, Brasil). **Trabalhos Oceanográficos**, v. 9/11, p. 95-110, 1970.

KENDRICK, G.A.; AYLWARD, M.J.; HEGGE, B.J.; CAMBRIDGE, M.L.; HILLMAN, K.; WYLLIE, A.; LORD, D.A. Changes in seagrass coverage in Cockburn Sound, Western Australia between 1967 and 1999. **Aquatic Botany**, v. 73, p. 75-87, 2002.

KENWORTHY, W.J.; ZIEMAN, J.C.; THAYER, G.W. Evidence for the influence of seagrasses on the benthic nitrogen cycle in a coastal plain estuary near Beaufort, North Carolina (U.S.A.). **Oecologia**, v. 54, p. 152-158, 1982.

KHANDEKAR, M.L.; MURTY, T.S.; CHITTIBABU, P. The Global Warming Debate: A Review of the State of Science. **Pure and Applied Geophysics**, v. 162, p. 1557-1586, 2005.

KIKUCHI, T. Japanese contributions on consumer ecology in eelgrass (*Zostera marina* L.) beds, with special reference to trophic relationships and resources in inshore fisheries. **Aquaculture**, v. 4, p. 145-160, 1974.

KOCH, E.W. Beyond light: physical, geological and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. **Estuaries**, v. 24, p. 1-17, 2001.

KOCH, E.W.; ACKERMAN, J.D.; VERDUIN, J.; VAN KEULEN, M. Fluid Dynamics in seagrass Ecology – from Molecules to Ecosystems. In: LARKUM, A.W.D.; ORTH, R.J.; DUARTE, C.M. (Eds). **Seagrasses: biology, ecology and conservation**. Netherlands: Springer, 2006. p. 195-225.

KOCH, E.W.; BARBIER, E.B.; SILLIMAN, B.R.; REED, D.J.; PERILLO, G.M.E.; HACKER, S.D.; GRANEK, E.F.G.; PRIMAVERA, J.H.; MUTHIGA, N.; POLASKY, S.; HALPERN, B.S.; KENNEDY, C.J.; KAPPEL, C.V.; WOLANSKI, E. Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. **Frontiers in ecology and the environment**, v. 7, n. 1, p. 29-37, 2009.

KOCH, E.W.; SEELIGER, U. Germination ecology of two *Ruppia maritima* L. populations in Southern Brazil. **Aquatic Botany**, v. 31, n. 3-4, p. 321-327, 1998.

KOCH, M.S.; REDDY, K.R.; CHANTON, J.P. Factors controlling seasonal nutrient profiles in a subtropical peatland of the Florida Everglades. **Journal of Environmental Quality**, v. 23, p. 526-533, 1994.

KOCH, M.S.; SCHOPMEYER, S.; KIHN-HANSEN, C.; MADDEN, C.J. Synergistic effects of high temperature and sulfide on tropical seagrass. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 341, p. 91-101, 2007a.

KOCH, M.S.; SCHOPMEYER, S.; KIHN-HANSEN, C.; MADDEN, C.J.; PETERS, J.S. Tropical seagrass species tolerance to hypersalinity stress. **Aquatic Botany**, v. 86, n. 1, p. 14-24, 2007b.

KOMATSU, T.; IGARASHI, C.; TATSUKAWA, K.; SULTANA, S.; MATSUOKA, Y.; HARADA, S. Use of multi-beam sonar to map seagrass beds in Otsuchi Bay on the Sanriku Coast of Japan. **Aquatic Living Resources**, v. 16, p. 223-230, 2003.

KÖPPEN, W. **Climatologia**: un estudio de los climas de la tierra. México: Fondo de Cultura Económica, 1948. 479p..

KOWALSKI, J.L.; DEYOE, H.R.; ALLISON, T.C. 2009. Seasonal Production and Biomass of the Seagrass, *Halodule wrightii* Aschers. (Shoal Grass), in a Subtropical Texas Lagoon. **Estuaries and Coasts**, v. 32, p. 467-482.

KUENEN, M.M.C.E.; DEBROT, A.O. A quantitative study of the seagrass and algal meadows of the Spanse Water, Curaçao, the Netherlands Antilles. **Aquatic Botany**, v. 51, p. 291-310, 1995.

KUO, J.; KANAMOTO, Z.; IIZUMI, H.; AIOI, K.; MUKAI, H. Seagrasses from the Nansei Islands, Southern Japanese Archipelago: species composition, distribution and biogeography. **Marine Ecology**, v. 27, p. 290-298, 2006.

LABOREL-DEGUEN, F. Nota preliminar sobre ecologia das pradarias de fanerógamas marinhas nas costas dos estados de Pernambuco e da Paraíba. **Trabalhos do Instituto Oceanográfico**, v. 3-4, n. 1, p. 39-50, 1962/1963.

LARKUM, A.W.D.; ORTH, R.J.; DUARTE, C.M. 2006. **Seagrasses**: Biology, ecology and conservation. Dobrecht: Springer, 2006. 691 pp.

LAVERY, P.S.; VANDERKLIFT, M.A. A comparison of spatial and temporal patterns in epiphytic macroalgal assemblages of the seagrasses *Amphibolis griffithii* and *Posidonia coriacea*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 236, p. 99-112, 2002.

LEE, K.S.; PARK, S.R.; KIM, Y.K. Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: A review. **Journal of Marine Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 350, p.144–175, 2007.

LEE, R.E. **Phycology**. 4^a ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. 547p.

LEE, S.Y.; FONG, C.W.; WU, R.S.S. The effects of seagrass (*Zostera japonica*) canopy structure on associated fauna: a study using artificial seagrass units and sampling of natural beds. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 259, p. 23-50, 2001.

LEITE, F.P.P; TURRA, A. Temporal variation in *Sargassum* Biomass, *Hypnea* epiphytism and associated fauna. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 46, n. 4, p. 665-671, 2003.

LELIAERT, F.; VANREUSEL, W.; CLERCK, O.; COPPEJANS, E. Epiphytes on the seagrasses of Zanzibar Island (Tanzania), floristic and ecological aspects. **Belgian Journal of Botany**, v. 134, n.1, p. 3-20, 2001.

LEPOINT, G.; NYSSSEN, F.; GOBERT, S.; DAUBY, P.; BOUQUEGNEAU, J.-M. Relative impact of a seagrass bed and its adjacent epilithic algal community in consumer diets. **Marine Biology**, v. 136, p. 513-158, 2000.

LEVITUS, S.; ANTONOV, J.I.; BOYER, T.P.; STEPHENS, C. Warming in the world ocean. **Science**, v. 283, p.2225-2229, 2000.

LEWIS, F.G. Distribution of macrobenthic crustaceans associated with *Thalassia*, *Halodule* and bare sand substrata. **Marine Ecology Progress Series**, v. 19, p. 101-113, 1984.

LIPKIN, Y. *Halodule brasiliensis* sp. nov., a new seagrass from south America (Potamogetonaceae). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 40, n.1, p. 85-90, 1980.

LIVINGSTON, R.J. Trophic organization of fishes in a coastal seagrass system. **Marine Ecology Progress Series**, v. 7, p. 1-12, 1982.

LYONS, M.B.; PHINN, S.R.; ROELFSEMA, C.M. Long term land cover and seagrass mapping using Landsat and object-based image analysis from 1972 to 2010 in the coastal environment of South East Queensland, Australia. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 71, p. 34-46, 2012.

MACREADIE, P.I.; CONNOLLY, R.M.; JENKINS, G.P.; HINDELL, J.S.; KEOUGH, M.J. Edge patterns in aquatic invertebrates explained by predictive models. **Marine and Freshwater Research**, v. 61, p. 214–218, 2010.

MAGALHÃES, K.M.; CAZUZA, M. Distribuição das seagrasses no litoral do estado de Pernambuco, Brasil. 1ª parte: levantamentos de herbário e literatura. **Cadernos FAFIRE**, v. 4, n. 11, p. 20-26, 2005.

MAGALHÃES, K.M.; ESKINZI-LEÇA, E.; MOURA-JUNIOR, A.M. Morfometria e biomassa da fanerógama marinha *Halodule wrightii* Ascherson no litoral norte de Pernambuco. **Trabalhos Oceanográficos**, v. 25, p. 83-91, 1997.

MAHLMAN, J.D. Uncertainties in Projections of Human-Caused Climate Warming. **Science**, v. 278, n. 5342, p. 1416-1417, 1997.

MARBÀ, N.; DUARTE, C.M.; ALEXANDRE, A.; CABAÇO, S. How do seagrasses grow and spread. In: BORUM, J.; DUARTE, C.M.; KRAUSE-JENSEN, D.; GREVE, T.M. (Eds.). **European Seagrasses: an introduction to monitoring and management**. Denmark: Monitoring and Management of European Seagrass Beds, 2004. p. 11-18.

MARCUS, E.; MARCUS, E. Studies on Olividae. **Boletim da Faculdade de Ciências e Letras, USP, Zoologia**, v. 22, p. 99–164, 1959.

_____. On *Tricolia affinis cruenta*. **Boletim da Faculdade de Ciências e Letras, USP, Zoologia**, v. 24, p. 335-401, 1960.

MARENGO, J.A. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semiárido do Brasil. **Parcerias estratégicas**, v. 27, p. 149-176, 2008.

MARENGO, J.A.; VALVERDE, M.C. Caracterização do clima no Século XX e Cenário de Mudanças de clima para o Brasil no Século XXI usando os modelos do IPCC-AR4. **Revista Multiciências**, v. 8, p. 5-28, 2007.

MARINS, B.V.; BRASILEIRO, P.S.; BARRETO, M.B.B.; NUNES, J.M.C.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y.; AMADO-FILHO, G. Subtidal marine algae of Todos os Santos Bay, Bahia State, Brazil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 2, p. 229-242, 2008.

MATTEWS-CASCON, H.; ROCHA-BARREIRA, C.A. Mollusca. In: MATTEWS-CASCON, H.; LOTUFO, T.M.C. (Orgs.). **Biota Marinha da Costa Oeste do Ceará**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006. p. 113-143.

MAZZELLA, L.; ALBERTE, R.S. Light adaptation and the role of autotrophic epiphytes in primary production of the temperate seagrass *Zostera marina* L. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 100, p. 165-180, 1986.

McKENZIE, L.J.; FINKBEINER, M.A.; KIRKMAN, H. 2001. Methods for mapping seagrass distribution. Capítulo 5. In: SHORT, F.T.; COLES, R.G (Eds). **Global Seagrass Research Methods**. Amsterdam: Elsevier Science B. V. p. 101-121.

McMILLAN, C. Morphogeographic variation under controlled conditions in five seagrasses, *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme*, *Halophila engelmannii* and *Zostera marina*. **Aquatic Botany**, v. 4, p. 169-189, 1978.

MEDINA-GOMEZ, I.; HERRERA-SILVEIRA, J.A. Primary production dynamics in a pristine groundwater influenced coastal lagoon of the Yucatan Peninsula. **Continental Shelf Research**, v. 26, p. 971-986, 2006.

MELO-JÚNIOR, M.; PARANÁGUÁ, M.N.; SCHWAMBORN, R.; NEUMANN-LEITÃO, S.; EKAU, W. Fluxes of zooplankton biomass between a tidal estuary and the sea in Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 55, n. 4, p. 239-249, 2007.

MICHOT, T.M.; CHADWICK, P.C. Winter biomass and nutrient values of three seagrass species as potential foods for redheads (*Aythya americana* Eyton) in Chandeleur Sound, Louisiana. **Wetlands**, v. 14, n. 4, p. 276-283, 1994.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano nacional de gerenciamento costeiro**. Brasília, 1988.

MORAIS, J.O. Aspectos do transporte de sedimentos no litoral do município de Fortaleza, estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 20, n 1-2, p.71-100, 1980.

MUEHE, D. Brazilian coastal vulnerability to climate change. **PanAmerican Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 2, p. 173-183, 2010.

MUKAI, H. Molluscan on the thalli of *Sargassum serratifolium*. **Venus Japanese Journal Malacology**, v. 35, p. 119-133, 1976.

MÜLLER-JÚNIOR, O.O.; CASTELLO, J.P.; VAZ, A.C. The effect of river discharge and winds on the interannual variability of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* production in Patos lagoon. **Estuaries and Coasts**, v. 32, p. 787-796, 2009.

MUTHAMA C.M.; UKU, J.N. Macrofaunal assemblages of littoral seagrass communities. Recent Advances in Coastal Ecology. **African Studies Centre Research Report**, v. 70, p. 51-63, 2003.

NAKAOKA, M. Plant–animal interactions in seagrass beds: ongoing and future challenges for understanding population and community dynamics. **Population Ecology**, v. 47, n. 3, p. 167-177, 2005.

NAKAOKA, M., TOYOHARA, T.; MATSUMASA, M. Seasonal and between-substrate variation community em a multiespecific seagrass bed of Otsuchi Bay, Japan. **Marine Ecology**, v. 22, n. 4, p. 379-395, 2001.

NAKAOKA, M.; TOYOHARA, T. Effects of seagrass patch structure on the mobile epifaunal community in a subtidal seagrass meadow in Thailand. **Benthos Research**, v. 55, p. 53-61, 2000.

NORDHAUS, W.D. To slow or not to slow: the economics of the greenhouse effect. **The Economic Journal**, v. 101, n. 407, p. 920-937, 1991.

OLIVEIRA, A.; PINTO, T.K.; SANTOS, D.P.D.; D'INCAO, F. Dieta natural do siri-azul *Callinectes sapidus* (Decapoda, Portunidae) na região estuarina da Lagoa dos Patos, Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 96, n. 3, p. 305-313, 2006.

OLIVEIRA, E.C.; CORBISIER, T.N.; ESTON, V.R.; Ambrósio-Júnior, O. Phenology of a seagrass (*Halodule wrightii*) bed on the southeast coast of Brazil. **Aquatic Botany**, v. 56, p. 25-33, 1997.

OLIVEIRA, M.C. Survival of seaweeds ingested by three species of tropical sea urchins from Brazil. **Hydrobiologia**, v. 222, p. 13-17, 1991.

OLIVEIRA-FILHO, E.C.; PIRANI, J.R.; GIULIETTI, A.M. The Brazilian seagrasses. **Aquatic Botany**, v. 16, p. 251-265, 1983.

OMENA, E.; CREED, J.C. Polychaete fauna on seagrass beds (*Halodule wrightii* Ascherson) along the coast of Rio de Janeiro (Southeast Brazil). **Marine Ecology**, v. 25, n. 4, p. 273-288, 2004.

ORTH, R.J.; CARRUTHERS, T.J.B.; DENNISON, W.C.; DUARTE, C.M.; FOURQUREAN, J.W.; HECK, K.L.; HUGHES, A.R.; HENDRICK, G.A.; KENWORTHY, W.J.; OLYARNIK, S.; SHORT, F.T.; WAYCOTT, M.; WILLIAMS, S.L. A global crisis for seagrass ecosystems. **Bioscience**, v. 56, p. 987-996, 2006.

ORTH, R.J.; HECK-JR, K.L.; VAN MONTFRANS, J. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of the plant structure and prey characters on predator: prey relationships. **Estuaries**, v. 7, n. 4, p. 339-350, 1984.

PACOBABHYBA, L.D.; ESKINAZI-LEÇA, E.; SILVA-CUNHA, M.G.G.; KOENING, M.L. Diatomáceas (Bacillariophyceae) epífitas na fanerógama marinha *Halodule wrightii* Aschers (Cymodoceaceae). **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, v. 22, p. 39-63, 1991-1993.

PAIVA, M.P.; NOMURA, H. Sobre a produção pesqueira de alguns currais-de-pesca do Ceará: dados de 1962 a 1964. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 5, n. 2, p.175-214, 1965.

PASQUALINI, V.; PERGENT-MARTINI, C.; PERGENT, G.; AGREIL, M.; SKOUFAS, G.; SOURBES, L.; TSIRIKA, A. Use of SPOT 5 for mapping seagrasses: An application to *Posidonia oceanica*. **Remote Sensing of Environment**, v. 94, p. 39-45, 2005.

PATRIQUIN, D.G. "Migration" of blowouts in seagrass beds at Barbados and Carricou, West Indies, and its ecological and geological implications. **Aquatic Botany**, v. 1, p. 163-189, 1975.

PAULA, A.F.; FIGUEIREDO, M.A.O.; CREED, J.C. Structure of the Macroalgal Community Associated with the Seagrass *Halodule wrightii* Ascherson in the Abrolhos Marine National Park, Brazil. **Botanica Marina**, v. 46, p. 413-424, 2003.

PEARCE, D. The role of carbon taxes in adjusting to global warming. **The Economic Journal**, v. 101, n. 407, p. 398-948, 1991.

PEDRINI, A.G.; LIMA, D.S.; PEREIRA-FILHO, O.; MUSQUIM, V.S.; DE-PAULA, J.C. Algas Bentônicas da Lagoa de Marapendi. **Albertoa**, v. 4, n. 18, p. 233-244. 1997.

PEDRINI, A.G.; SILVEIRA, I.C.A. Composição taxonômica e estimativa da biomassa das macroalgas epífitas em *Ruppia maritima* L. na Lagoa de Marapendi. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Atas da Sociedade Botânica do Brasil**, v. 3, n. 6, p. 45-60, 1985.

PENHALE, P.A.; SMITH, W.O. Excretion of dissolved organic carbon by eelgrass (*Zostera marina*) and its epiphytes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 400-407, 1977.

PEREIRA, P.H.C.; FERREIRA, B.P.; REZENDE, S.M. Community structure of the ichthyofauna associated with seagrass beds (*Halodule wrightii*) in Formoso River estuary – Pernambuco, Brazil. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 82, n. 3, p. 617-628, 2010.

PERGENT, G.; BOUDOURESQUE, C.-F.; DUMAY, O.; CHRISTINE PERGENT-MARTINI, C.; WYLLIE-ECHEVERRIA, S. Competition between the invasive macrophyte *Caulerpa taxifolia* and the seagrass *Posidonia oceanica*: contrasting strategies. **BioMed Central Ecology**, v.8, p.01-20, 2008.

PHILLIPS, R.C. The marine algae and seagrasses of the Miskito Bank, Nigaragua. **Aquatic Botany**, v. 13, p. 187-195, 1982.

_____. The seagrass ecosystem and resources in Latin America. In: SEELIGER, U. (Ed.). **Coastal plant communities of Latin America**. San Diego: Academic Press, 1992. p.108-121.

PIERRE, D.; FLORIAN, H.; LAURENT, B.; ANTONIN, G.; MARIE, G.; PIERRE, B.; VALÉRIE, R.; JULIE, D. Fast and easy method for seagrass monitoring: Application of acoustic telemetry to precision mapping of *Posidonia oceanica* beds. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 284-292, 2011.

PINHEIRO-JOVENTINO, F; DANTAS, N.P; MARASCHIN, C.D.H. 1998. Distribuição de algas marinhas no litoral de Fortaleza, Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 31, n. 1-2, p. 29-40, 1998.

PITANGA, M.E.; FONTES, M.J.F.; MAGALHÃES, K.M.; REIS, T.N.V. Quantification and classification of the main environmental impacts on a *Halodule wrightii* seagrass meadow on

a tropical island in northeastern Brazil. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 84, n. 1, p. 35-42, 2012.

PLUS, M.; DESLOUS-PAOLI, J.M.; AUBY, I.; DAGAULT, F. Factors influencing primary production of seagrass beds (*Zostera noltii* Hornem) in the Thau lagoon (French Mediterranean coast). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 259, p. 63-84, 2001.

POLLARD, D.A. A review of ecological studies on seagrass-fish communities with particular reference to recent studies in Australia. **Aquatic Botany**, v. 18, p. 3-42, 1984.

POLLARD, P.C.; KOGURE, K. The role of epiphytic and epibenthic algal productivity in a tropical seagrass, *Syringodium isoetifolium* (Aschers.) Dandy, community. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 44, p. 141-154, 1993.

PREEN, A.R.; MARSH, H. Responses of dugongs to large-scale loss of seagrass from Hervey Bay, Queensland, Australia. **Wildlife Research**, v. 22, p. 507-519, 1995.

PULICH, W.M. Seasonal growth dynamics of *Ruppia maritima* L. and *Halodule wrightii* Aschers. in southern Texas and evaluation of sediment fertility status. **Aquatic Botany**, v. 23, n. 1, p. 53-66, 1985.

RALPH, P.J.; DURAKO, M.J.; COLLIER, C.J.; DOBLIN, M.A. Impact of light limitation on seagrasses. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 350, p. 176-193, 2007.

REBOUÇAS, A. **Uso inteligente da água**. São Paulo: Escrituras, 2004.

REIS, R.P; YONESHIGUE-VALENTIN, Y. Variação espaço-temporal de populações de *Hypnea musciformis* (Rhodophyta, Gigartinales) na Baía de Sepetiba e Armação dos Búzios, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 12, n.13, p.465-483, 1998.

REUSCH, T.B.H.; EHLERS, A.; HÄMMERLI, A.; WORM, B. Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 102, n. 8, p. 2826-2831, 2005.

RIOS, E.C. **Seashells of Brazil**. 2a ed. Rio Grande: Fundação Universidade do Rio Grande, 1994. 368p.

ROSA, L.C.; BEMVENUTI, C.E. Seria a macrofauna bentônica de fundos não consolidados influenciada pelo aumento na complexidade estrutural do habitat? O caso do estuário da Lagoa dos Patos. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 11, n. 1, p. 51-56, 2007.

RUEDA, J.L.; GOFAS, S.; URRÁ, J.; SALAS, C. A highly diverse molluscan assemblage associated with eelgrass beds (*Zostera marina* L.) in the Alboran Sea: Micro-habitat preference, feeding guilds and biogeographical distribution. **Scientia Marina**, v. 73, n. 4, p. 679-700, 2009.

RUIZ, J.M.; ROMERO, J. Effects of in situ experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 215, p. 107-120, 2001.

SÁNCHEZ-JEREZ, P.; CEBRIÁN, C.B.; ESPLÁ, A.A.R. Comparison of the epifauna spatial distribution in *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa* and unvegetated bottoms: Importance of meadow edges. **Acta Oecologica**, v. 20, n. 4, p. 391-405, 1999.

SAND-JENSEN, K. Effect of epiphytes on eelgrass photosynthesis. **Aquatic Botany**, v. 3, p. 55-63, 1977.

SAND-JENSEN, K.; REVSACH, N.P.; JORGENSEN, B.B. Microprofiles of oxygen in epiphyte communities on submerged macrophytes. **Marine Biology**, v. 89, p. 55-62, 1985.

SANTOS, R.G.; MARTINS, A.S.; FARIAS, J.N.; HORTA, P.A.; PINHEIRO, H.T.; TOREZANI, E.; BAPTISTOTTE, C.; SEMINOFF, J.A.; BALAZS, G.H.; WORK, T.M. Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 1297-1302, 2011.

SAUNDERS, M.I.; LEON, J.; PHINN, S.R.; CALLAGHAN, D.P.; O'BRIEN, K.R.; ROELFSEMA, C.M.; LOVELOCK, C.E.; LYONS, M.B.; MUMBY, P.J. Coastal retreat and improved water quality mitigate losses of seagrass from sea level rise. **Global Change Biology**. 15p., 2013. No prelo.

SCHNEIDER, S.H. The global warming debate: Science or politics? **Environmental Science and Technology**, v. 24, n. 4, p. 432-435, 1990.

SCHWAMBORN, R.; CRIALES, M.M. Feeding strategy and daily ration of juvenile shrimp (*Farfantepenaeus duorarum*) in a South Florida seagrass bed. **Marine Biology**, v. 137, p. 139-147, 2000.

SCHWAMBORN, R.; NEUMANN-LEITÃO, S.; SILVA, T.A.; SILVA, A.P.; EKAU, W.; PAUL, U.S. Distribution and dispersal of decapod crustacean larvae and other zooplankton in the Itamaracá estuarine system, Brazil. **Boletim técnico-científico do CEPENE**, v. 29, n. 1, p. 1-18, 2001.

SEELIGER, U.; CORDAZZO, C.; KOCH, E.W. Germination and algal-free laboratory culture of widgeon grass, *Ruppia maritima*. **Estuaries**, v. 7, n. 2, p. 176-178, 1984.

SELIG, U.; SCHUBERT, M.; EGGERT, A.; STEINHARDT, T.; SAGERT, S.; SCHUBERT, H. The influence of sediments on soft bottom vegetation in inner coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern (Germany). **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 71, p. 247-249, 2007.

SHAFER, D.J.; WYLLIE-ECHEVERRIA, S.; SHERMAN, T.D. The potential role of climate in the distribution and zonation of the introduced seagrass *Zostera japonica* in North America. **Aquatic Botany**, v. 89, p. 297-302, 2008.

SHALLA, S., 2011. **Cumacea**: identification guide to British cumaceans. New Castle: Dove Marine Laboratory, 2011. p. 1-46.

SHERIDAN, P.F.; LIVINGSTON, R.J. Abundance and seasonality of infauna e epifauna inhabiting a *Halodule wrightii* Meadow in Apalachicola Bay, Florida. **Estuaries**, v. 6, n. 4, p. 407-419, 1983.

SHORT, F.T. Effects of sediment nutrients on seagrasses: literature review and mesocosm experiment. **Aquatic Botany**, v. 27, p. 41-57, 1987.

SHORT, F.T.; CARRUTHERS, T.; DENNISON, W.; WAYCOTT, M. Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 350, p. 3-20, 2007.

SHORT, F.T.; KOCH, E.W.; CREED, J.C.; MAGALHÃES, K.M.; FERNANDEZ, E.; GAECKLE, J.L. SeagrassNet monitoring across the Americas: case studies of seagrass decline. **Marine Ecology**, v. 27, p. 277-289, 2006b.

SHORT, F.T.; KOCH, E.W.; CREED, J.C.; MAGALHÃES, K.M. Seagrassnet monitoring of habitat change across the Americas. **Biologia Marina Mediterranea**, v. 13, p. 272-276, 2006a.

SHORT, F.T.; NECKLES, H.A. The effects of global climate changes on seagrasses. **Aquatic Botany**, v. 63, p. 169-196, 1999.

SHORT, F.T.; WYLLIE-ECHEVERRIA, S. Natural and human induced disturbance of seagrasses. **Environmental Conservation**, v. 23, p. 17-27, 1996.

SILBERSTEIN, K.; CHIFFINGS, A.W.; McCOMB, A.J. Western Australia. III. The effect of epiphytes on productivity of *Posidonia australis* Hook. **Aquatic Botany**, v. 24, p. 355-371, 1986.

SILVA, E.T.; ASMUS, M.L. A dynamics simulation modelo f the widgeon grass *Ruppia maritima* and its epiphytes in the estuary of the Patos Lagoon, RS, Brazil. **Ecological Modelling**, v. 137, p. 161-179, 2001.

SILVA, J.M.C.; DANTAS-SANTOS, N.; GOMES, D.L.; COSTA, L.S.; SILVA, N.B.; FREITAS, M.L.; SCORTECCI, K.C.; LEITE, E.L.; ROCHA, H.A.O. Biological activities of the sulfated polysaccharide from the vascular plant *Halodule wrightii*. **Brazilian Journal of Pharmacognosy**, v. 22, n. 1, p. 94-101, 2012.

SILVA, R.L.; PEREIRA, S.M.B.; OLIVEIRA-FILHO, E.C.D.; ESTON, V.R. Structure of a bed of *Gracilaria* spp. (Rhodophyta) in northeastern Brazil. **Botanica Marina**, v. 30, p. 517-523, 1987.

SMITH, A.J.; MORAIS, J.O. Estudos preliminares sobre a geologia ambiental costeira do estado do Ceará, nordeste do Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 23, p. 85-96, 1984.

SNICKARS, M.; GULLSTRÖM, M.; SUNDBLAD, G.; BERGSTRÖM, U.; DOWNIE A.-L.; LINDEGARTH, M.; MATTILA, J. Species-environment relationships and potential for distribution modelling in coastal waters. **Journal of Sea Research**, 10p., 2013. No prelo.

SOMASCHINI, A.; GRAVINA, M.F.; ARDIZZONE, G.D. Polychaete depth distribution in a *Posidonia oceanica* bed (rhizome and matte strata) and neighbouring soft and hard bottoms. **Marine ecology**, v. 15, p. 133-151, 1994.

SORDO, L.; FOURNIER, J.; OLIVEIRA, V.M.; GERN, F.; PANIZZA, A.C.; LANA, P.C. Temporal variations in morphology and biomass of vulnerable *Halodule wrightii* meadows at their southernmost distribution limit in the southwestern Atlantic. **Botanica Marina**, v. 54, p. 13-21, 2011.

STAFFORD, N.B.; BELL, S.S. Space competition between seagrass and *Caulerpa prolifera* (Forsskaal) Lamouroux following simulated disturbances in Lassing Park, FL. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 333, p. 49-57, 2006.

STARCK, W.A.; DAVIS, W.P. Night habits of fishes of Alligator Reef, Florida. **Ichthyologica, The Aquarium Journal**, v. 38, p. 313-356, 1966.

STONER, A.W. Perception and choice of the substratum by epifaunal amphipods associated with seagrasses. **Marine Ecology Progress Series**, v. 3, p. 105-111, 1980.

STONER, A.W. The influence of benthic macrophytes on the foraging behavior of pinfish, *Lagodon rhomboides* (Linnaeus). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 58, p. 271-284, 1982.

STOUT, J.; LELONG, M. **Wetland habitats of the Alabama Coastal Zone**. Marine Environmental Consortium, 1981. 60 p.

SZÉCHY, M.T.M; PAULA, E.J. Padrões estruturais quantitativos de bancos de *Sargassum* (Phaeophyta, Fulales) do litoral dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 2, p. 121-132, 2000.

TAPLIN, K.A.; IRLANDI, E.A.; RAVES, R. Interference between the macroalga *Caulerpa prolifera* and the seagrass *Halodule wrightii*. **Aquatic Botany**, v. 83, p. 175-186, 2005.

TOYOHARA, T; NAKAOKA, M. Population dynamics and reproductive traits of phytal gastropods in seagrass bed in Otsuchi Bay, northeastern Japan. **Marine Ecology**, v. 20, n. 3-4, p. 273-289, 1999.

TURNER, S.J.; THRUSH, S.F.; WILKINSON, M.R.; HEWITT, J.E.; CUMMINGS, V.J.; SCHWARZ, A.M.; MORRISEY, D.J.; HAWES, I. Patch dynamics of the seagrass *Zostera novazelandica* at three sites in New Zealand. In: KUO, J.; WALKER, D.I.; KIRKMAN, H. (Eds). **Seagrass biology: scientific discussion from an international workshop**, Proceedings of the International Seagrass Biology Workshop. Rottneest Island: University of Western Australia, 1996. p. 21-31

UNSWORTH, R.K.F.; DE LEÓN, P.S.; GARRARD, S.L.; JOMPA, J.; SMITH, D.J.; BELL, J.J. High connectivity of Indo-Pacific seagrass fish assemblages with mangrove and coral reef habitats. **Marine Ecology Progress Series**, v. 353, p. 213-224, 2008.

VAN ELVEN B.R., LAVERY P.S., KENDRICK G.A. Reefs as contributors to diversity of epiphytic macroalgae assemblages in seagrass meadows. **Marine Ecology Progress Series**, v. 276, p. 71-83, 2004.

VAN TUSSENBROEK, B.I. Above- and below-ground biomass and production by *Thalassia testudinum* in a tropical reef lagoon. **Aquatic Botany**, v. 61, p. 69-82, 1997.

VASCONCELOS-FILHO, A.L.; NEUMANN-LEITÃO, S.; ESKINAZI-LEÇA, E.; OLIVEIRA, A.M.E.; PORTO-NETO, F.F. Hábitos alimentares de consumidores primários da ictiofauna do sistema estuarino de Itamaracá (Pernambuco - Brasil). **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 4, n. 1, p. 21-31, 2009.

VERGARA, W. 2005. Adapting to climate change: lessons learned, work in progress, and proposed next steps for the world bank in Latin America. Sustainable development working paper N° 25. Latin American and the development department. The World Bank Group, Washington DC, USA. Disponível em:

<<http://go.worldbank.org.proxy.lib.sfu.ca/ZQ2BBVZYD0>>. Acesso em: 17 dez. 2012.

VERMAAT, J.E. The capacity of seagrasses to survive increased turbidity and siltation: the significance of growth form and light use. **Ambio**, v. 26, n. 8, p. 499-504, 1997.

VIRNSTEIN, R. W. Seagrass-associated Invertebrate Communities of the Southeastern U.S.A.: A Review. In: DURAKO, M. J.; PHILIPS, R. C.; LEWIS, R. R. (Eds.). **Proceedings of the Symposium on Subtropical – Tropical Seagrass of the Southeastern United States**. Florida: Florida Marine Research Publications, 1987. p.89-116.

VIRNSTEIN, R.W.; CARBONARA, P.A. Seasonal abundance and distribution of drift algae and seagrasses in the mid-Indian River Lagoon, Florida. **Aquatic Botany**, v. 23, p. 67-82, 1985.

VIRNSTEIN, R.W.; MIKKELSEN, P.S.; CAIRNS, K.D.; CAPONE, M.A. Seagrass beds versus sand bottoms: the trophic importance of their associated benthic invertebrates. **Florida Scientist**, v. 46, p. 363-381, 1983.

WANDENESS, A.P.; ESTEVES, A.M., NOGUEIRA, C.S.R.; FONSECA-GENEVOIS, V. Copepoda Harpacticoida meiobentônicos da Coroa do Avião, Pernambuco, Brasil. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, v. 26, n. 2, p. 99-104, 1998.

WARRY, F.Y.; HINDELL, J.S.; MACREADIE, P.I.; JENKINS, G.P.; CONNOLLY, R.M. Integrating edge effects into studies of habitat fragmentation: a test using meiofauna in seagrass. **Oecologia**, v. 159, p. 883-892, 2009.

WATLING, L. Marine flora and fauna of the northeastern United States. Crustacea: Cumacea. **NOAA Technical report NMFS Circular**, v. 423, p. 1-21, 1979.

WATSON, R.A.; COLES, R.G.; LEE LONG, W.L. Simulation estimates of annual yield and landed value for commercial Penaeid prawns from a tropical seagrass habitat, Northern Queensland, Australia. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 44, p. 211-19, 1993.

WAYCOTT, M.; COLLIER, C.; McMAHON, K.; RALPH, P.; MCKENZIE, L.; UDY, J.; GRECH, A. 2007. Vulnerability of seagrasses in the Great Barrier Reef to climate change. In: JOHNSON, J.E.; MARSHALL, P.A. (Eds.). **Climate Change and the Great Barrier Reef: a vulnerability assessment**. Townsville: Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office, 2007. p. 193-235.

WAYCOTT, M.; DUARTE, C.M.; CARRUTHERS, T.J.B.; ORTH, R.J.; DENNISON, W. C.; OLYARNIK, S.; CALLADINI, A.; FOURQUIREAN, J.M.; HECK-JR, K.L.; HUGHES, A.R.; KENDRICK, G.A.; KENWORTHY, W.J.; SHORT, F.T.; WILLIAMS, S. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. **Proceedings of the National Academy of the United States of America, Ecology**, v. 106, n. 30, p. 12377-12381, 2009.

WILLIAMS, S.L. Experimental studies of Caribbean seagrass bed development. **Ecological Monographs**, v. 60, p. 449-469, 1990.

WILLIAMS, S.L.; HECK, K.L. Seagrass community ecology. In: BERTNESS, S.D.G.; HAY, M.E. (Eds.). **Marine community ecology**. Sunderland: Sinauer Associates Inc., 2001. p. 317-338.

WINDGURU. 2011. Período de ondas e ondulações. Disponível em: < www.windguru.com > Acesso em: 25 mai. 2011.

WINKLER, H. Climate change and developing countries. **South African Journal of Science**, v. 101, p. 355-364, 2005.

WORM, B.; BARBIER, E.B.; BEAUMONT, N.; DUFFY, J.E.; FOLKE, C.; HALPERN, B. S.; JACKSON, J.B.; LOTZE, H.K.; MICHELI, F.; PALUMBI, S.R.; SALA, E.; SELKOE, K.A.; STACHOWICZ, J.J.; WATSON, R. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. **Science**, v. 314, n. 3, 787-790, 2006.

YOKEL, B. J. 1975. **Estuarine biology, rookery bay land use studies**: environmental planning strategies for the development of a mangrove shoreline. Washington, DC The Conservation Foundation. 112 p.

ZEI, M. Preliminary observations on the life in *Posidonia* beds. **Pubblicazioni Della Stazione Zoologica Di Napoli**, v. 32, p. 86-90, 1962.

ZIEMAN, J. C. Quantitative and dynamic aspects of the ecology of turtle grass, *Thalassia testudinum*. In: CRONIN, L. E. (Ed). **Estuarine research**. v. 1. New York: Academic Press, 1975. p. 541-562.

_____. 1987. A review of certain aspects of the life, death and distribution of the seagrasses of the southeastern United States 1960-1985. In: DURAKO, M. J.; PHILIPS, R. C.; LEWIS, R. R. (Eds.). **Proceedings of the Symposium on Subtropical – Tropical Seagrass of the Southeastern United States**. Florida: Florida Marine Research Publications, 1987. p.53-76.

ZIEMAN, J.C.; WETZEL, R.G. Productivity in seagrasses: methods and rates. In In: PHILLIPS, R.C.; MCROY, C.P. (Eds). **Handbook of seagrasses biology**: an ecosystem perspective. New York: Garland STPM Press, 1980. p.87-116.

ZIEMAN, J.C.; ZIEMAN, R.T. 1989. **The ecology of the seagrass meadows of the west coast of Florida**: a community profile. U.S. Department of the Interior Fish and Wildlife Service Research and Development, Washington, D. C. Biological Report. v. 85, n. 7.25, 155p.

APÊNDICE

Sinopse taxonômica das espécies floro-faunísticas associadas a *Halodule wrightii* Ascherson na costa semiárida do Brasil, incluindo espécies floro-faunísticas registradas por Barros (2008) e no estudo mensal de Pedra Rachada (2010-2011, dados omitidos). A lista foi baseada no AlgaeBase, Sistema de Informação Taxonômica Integrada – ITIS e Registro mundial de espécies marinhas - WoRMS:

Reino Plantae

Divisão Chlorophyta

Classe Bryopsidophyceae

Ordem Bryopsidales

Família Caulerpaceae

Gênero *Caulerpa* J. V. F. Lamouroux, 1809

Caulerpa cupressoides (West) C. Agardh

Caulerpa sertularioides (S. G. Gmelin) M. A. Howe

Caulerpa prolifera (Forsskal) J. V. F. Lamouroux

Caulerpa sp.

Classe Siphonocladophyceae

Ordem Siphonocladales

Família Boodleaceae

Gênero *Cladophoropsis* Borgesen, 1905

Cladophoropsis membranacea (Hofman Bang ex C. Agardh) Børgesen

Família Valoniaceae

Gênero *Valonia* C. Agardh, 1823

Valonia aegagropila C. Agardh

Classe Ulvophyceae

Ordem Cladophorales

Família Cladophoraceae

Gênero *Cladophora* Kützting, 1843

Cladophora sp.

Gênero *Rhizoclonium* Kuetzing, 1843

Rhizoclonium riparium (Roth) Harvey

Ordem Ulvales

Família Ulvaceae

Gênero *Ulva* Linnaeus, 1753

Ulva lactuca Linnaeus, 1753

Divisão Rhodophyta

Casse Rhodophyceae

Ordem Ceramiales

Família Rhodomelaceae

Gênero *Acanthophora* J. V. F. Lamouroux

Acanthophora spicifera (M. Vahl) Borgesen

Gênero *Amansia* J. V. F. Lamouroux, 1809

Amansia multifida J. V. F. Lamouroux

Gênero *Bryothamnion* Kützing, 1843

Bryothamnion seaforthii (Turner) Kützing

Bryothamnion triquetrum (S. G. Gmelin) M. A. Howe

Gênero *Osmundaria* J.V.Lamouroux, 1813

Osmundaria obtusiloba (C. Agardh) R E. Norris

Gênero *Palisada* K.W.Nam, 2007

Palisada perforata (Bory de Saint-Vincent) K.W.Nam

Ordem Corallinales

Família Corallinaceae

Gênero *Corallina* Linnaeus, 1758

Corallina officinalis Linnaeus

Ordem Gelidiales

Família Gelidiellaceae

Gênero *Gelidiella* Feldmann & G.Hamel, 1934

Gelidiella trinitatensis W. R. Taylor

Gelidiella acerosa (Forsskal) Feldmann & G. Hamel

Família Pterocladiaceae

Gênero *Pterocliadiella* B.Santelices & Hommersand, 1997

Pterocliadiella caerulea (Kützing) Santelices &

Hommersand

Pterocliadiella aff. *bartlettii* (W. R. Taylor) Santelices

Ordem Gigartinales

Família Cystocloniaceae

Gênero *Hypnea* J.V.Lamouroux, 1813

Hypnea musciformis (Wulfen) J.V.Lamouroux

Hypnea spinella (C. Agardh) Kützing

Ordem Gracilariales

Família Gracilariaceae

Gênero *Gracilaria* Greville, 1830

Gracilaria domingensis (Kützing) Sonder ex Dickie

Gracilaria cervicornis (Turner) J. Agardh

Gracilaria aff. *ornata* Areschoug

Ordem Halymeniales

Família Halymeniaceae

Gênero *Cryptonemia* J. Agardh, 1842

Cryptonemia luxurians (C. Agardh) J. Agardh

Cryptonemia crenulata (J. Agardh) J. Agardh

Ordem Rhodymeniales

Família Lomentariaceae

Gênero *Gelidiopsis* F. Schmitz, 1895

Gelidiopsis gracilis (Kützing) Feldmann

Divisão Ochrophyta

Classe Phaeophyceae

Ordem Dictyotales

Família Dictyotaceae

Gênero *Dictyopteris* J. V. Lamouroux, 1809

Dictyopteris delicatula J. V. Lamouroux

Ordem Fucales

Família Sargassaceae

Gênero *Sargassum* C.Agardh, 1820

Sargassum sp.

Reino Animalia

Filo Coelenterata

Classe Anthozoa

Ordem Ceriantharia

Ordem Zoanthidea

Família Sphenopidae

Gênero *Protopalythoa* Verrill, 1900

Protopalythoa variabilis (Duerden, 1898)

Filo Nemertea

Filo Mollusca

Classe Polyplacophora

Ordem Neoloricata

Família Ischnochitonidae

Gênero *Chaetopleura* Shuttleworth, 1853

Chaetopleura isabellei (Orbigny, 1841)

Gênero *Ischnochiton* Gray, 1847

Ischnochiton striolatus (Gray, 1828)

Ischnochiton niveus Ferreira, 1987

Ischnochiton sp.

Classe Gastropoda

Ordem Archaeogastropoda

Família Fissurellidae

Gênero *Diodora* Gray, 1821

Diodora dysoni (Reeve, 1850)

Família Tricoliidae

Gênero *Tricolia* Risso, 1826

Tricolia affinis (C. B. Adams, 1850)

Família Rissoidea

Gênero *Benthonella* Dall, 1889

Benthonella gaza Dall, 1889

Família Caecidae

Gênero *Caecum* Fleming, 1813

Caecum pulchellum Stimpson, 1851

Caecum achironum (Folin, 1867)

Caecum antillarum Carpenter, 1857

Caecum ryssotitum Folin, 1867

Caecum brasiliicum Folin, 1874

Caecum striatum de Folin, 1868

Família Epitoniidae

Gênero *Epitonium* Roding, 1798

Epitonium unifasciatum (G. B. Sowerby II, 1844)

Família Cerithidae

Gênero *Bittium* Gray, 1847

Bittium varium (Pfeiffer, 1840)

Gênero *Solariorbis* Conrad, 1865

Solariorbis mooreana (Vanatta, 1904)

Gênero *Cerithium* Bruguiere, 1789

Cerithium atratum (Born, 1778)

Ordem Neritopsina

Família Neritidae

Gênero *Smaragdia* Issel, 1869

Smaragdia viridis (Linnaeus, 1758)

Ordem Heterostropha

Família Pyramidellidae

Gênero *Turbonilla* Risso, 1826

Turbonilla fasciata (d'Orbigny, 1840)

Turbonilla interrupta (Totten, 1835)

Ordem Neogastropoda

Família Columbellidae

Gênero *Anachis* H. & A. Adams, 1853

Anachis obesa (C. B. Adams, 1845)

Gênero *Mitrella* Risso, 1826

Mitrella lunata (Say, 1826)

Ordem Neotaenioglossa

Família Rissoidae

Gênero *Rissoina* D'Orbigny, 1840

Rissoina Bryerea (Montagu, 1803)

Família Conidae

Gênero *Tenaturris* Woodring, 1928

Tenaturris fulgens (E.A. Smith, 1888)

Família Olividae

Gênero *Olivella* Swainson, 1831

Olivella minuta (Duclos, 1853)

Ordem Caphalaspidea

Família Cylichnidae

Gênero *Cylichna* Loven, 1846

Cylichna alba (T. Brown, 1827)

Classe Pelecypoda

Ordem Mytiloidea

Família Mytilidae

Gênero *Brachidontes* Swainson, 1840

Brachidontes exustus (Linnaeus, 1758)

Ordem Pterioidea

Família Pteriidae

Gênero *Pinctada* Roding, 1798

Pinctada imbricata Roding, 1798

Pinctada radiata Leach, 1814

Ordem Limoidea

Família Limidae

Gênero *Lima* Bruguière, 1797

Lima lima (Linnaeus, 1758)

Ordem Veneroidea

Família Crassatellidae

Gênero *Crassinella* Guppy, 1874

Crassinella lunulata (Conrad, 1834)

Família Lucinidae

Gênero *Codakia* Scopoli, 1777

Codakia orbiculata (Montagu, 1808)

Gênero *Ctena* Morch, 1860

Ctena orbiculata (Montagu, 1808)

Gênero *Lucina* Lamarck, 1799

Lucina pectinata (Gmelin, 1791)

Família Mactridae

Gênero *Mactra* Linnaeus, 1767

Mactra fragilis Gmelin, 1791

Mactra sp.

Família Tellinidae

Gênero *Strigilla* Turton, 1822

Strigilla pisiformis (Linnaeus, 1758)

Família Ungulinidae

Gênero *Diplodonta* Bronn, 1831

Diplodonta sp.

Família Crassatellidae

Gênero *Crassinella* Guppy, 1874

Crassinella lunulata (Conrad, 1834)

Família Semelidae

Gênero *Ervilia* Turton, 1822

Ervilia subcancellata E. A. Smith, 1885

Família Psammoidae

Gênero *Tagelus* Gray, 1847

Tagelus plebeius (Lightfoot, 1786)

Família Trapeziidae

Gênero *Coraliphaga* Blainville, 1824

Coraliphaga sp.

Família Veneridae

Gênero *Anomalocardia* Schumacher, 1817

Anomalocardia brasiliiana (Gmelin, 1791)

Gênero *Chione* Muhlfeld, 1811

Chione intapurpurea (Conrad, 1849)

Gênero *Pitar* Romer, 1857

Pitar circinatus (Born, 1778)

Gênero *Tivela* Link, 1807

Tivela mactroides (Born, 1778)

Ordem Myioidea

Família Corbulidae

Gênero *Corbula* Bruguière, 1797

Corbula cymella Dall, 1881

Filo Annelida

Classe Clitellata

Subclasse Oligochaeta

Classe Polychaeta

Subclasse Scolecida

Família Capitellidae

Capitellidae sp.

Gênero *Capitella* Blainville, 1828

Capitella sp.

Gênero *Capitomastus* Eisig, 1887

Capitomastus sp.

Gênero *Notomastus* Sars, 1850

Notomastus sp.

Família Maldanidae

Maldanidae sp.

Família Opheliidae

Opheliidae sp.

Gênero *Armandia* Filippi, 1861

Armandia polyophthalma Kükenthal, 1887

Armandia sp.

Família Orbiniidae

Gênero *Scoloplos* Blainville, 1828

Scoloplos rubra (Webster, 1879)

Scoloplos sp.

Família Paraonidae

Gênero *Paraonis* Cerruti, 1909

Paraonis sp.

Gênero *Aricidea* Webster, 1879

Aricidea sp.

Ordem Aciculata

Família Amphinomidae

Gênero *Paramphinome* Sars, 1869

Paramphinome sp.

Família Eulepethidae

Eulepethidae sp.

Família Dorvilleidae

Dorvilleidae sp.

Família Goniadidae

Gênero *Goniada* Audouin & Milne-Edwards, 1833

Goniada littorea Hartman, 1950

Gênero *Goniadides* Hartmann-Schroeder, 1960

Goniadides carolinae Day, 1973

Gênero *Glycinde* Mueller, 1858

Glycinde sp.

Gênero *Ophioglycera* Verrill, 1885

Ophioglycera sp.

Família Lumbrineridae

Lumbrineridae sp.

Gênero *Lumbrinereis* Grube, 1840

Lumbrinereis sp.

Família Nereididae

Nereididae sp.

Gênero *Nereis* Linnaeus, 1758

Nereis riisei Grube, 1857

Família Syllidae

Gênero *Ehlersia* Quatrefages, 1865

Ehlersia sp.

Família Onuphidae

Onuphidae sp.

Gênero *Americonuphis* Fauchald, 1973

Americonuphis sp.

Gênero *Diopatra* Audouin & Milne-Edwards, 1833

Diopatra sp.

Gênero *Epidiopatra* Augener, 1918

Epidiopatra sp.

Gênero *Kinbergonuphis* Fauchald, 1982

Kinbergonuphis sp.

Gênero *Nothria* Malmgren, 1867

Nothria sp.

Gênero *Onuphis* Audouin & Milne-Edwards, 1833

Onuphis sp.

Família Sigalionidae

Gênero *Sthenelais* Kinberg, 1855

Sthenelais sp.

Família Oeononidae

Gênero *Arabella* Grube, 1850

Arabella sp.

Família Pilargidae

Pilargidae sp.

Gênero *Ancistrostylis* McIntosh, 1879

Ancistrostylis sp.

Família Eunicidae

Eunicidae sp.

Gênero *Nematonereis* Schmarda, 1861

Nematonereis sp.

Família Phylodocidae

Ordem Canalipalpata

Família Cirratulidae

Cirratulidae sp.

Família Magelonidae

Gênero *Magelona* Mueller, 1858

Magelona papilicornis F. Müller, 1858

Magelona sp.

Família Oweniidae

Oweniidae sp.

Família Sabellidae

Gênero *Branchiomma* Koelliker, 1858

Branchiomma sp.

Família Spionidae

Gênero *Prionospio* Malmgren, 1867

Prionospio sp.

Gênero *Rhynchospio* Hartman, 1936

Rhynchospio sp.

Família Terebellidae

Terebellidae sp.

Filo Arthropoda

Subfilo Chelicerata

- Classe Pycnogonida
Ordem Pantopoda
Subfilo Crustacea
Classe Malacostraca
Subclasse Eumalacostraca
Ordem Amphipoda
Subordem Gammaridea
Família Ampeliscidae
Gênero *Ampelisca* Krøyer, 1842
Ampelisca cf. *flabellicaudata* Valerio-Berardo &
Wakabara, 2006
Ampelisca soleata Oliveira, 1955
Ampelisca sp.
Família Ampithoidae
Gênero *Ampithoe* Leach, 1814
Ampithoe ramondi Audouin, 1828
Ampithoe sp.
Gênero *Cymadusa* Savigny, 1816
Cymadusa sp.
Família Dexaminidae
Gênero *Nototropis* Costa, 1853
Nototropis sp.
Gênero *Dexaminella* Leach, 1814
Dexaminella sp.
Família Hyalidae
Gênero *Hyale* Rathke, 1837
Hyale media (Dana, 1853)
Família Isaeidae
Gênero *Photis* Krøyer, 1842
Photis sp.
Família Ischiroceridae
Gênero *Erichtonius* Lucas, 1840
Erichtonius brasiliensis Dana, 1853
Gênero *Cerapus* Say, 1817

Cerapus sp.

Família Lysianassidae

Lysianassidae tipo 1

Lysianassidae tipo 2

Família Megaluropidae

Megaluropidae sp.

Família Melitidae

Gênero *Elasmopus* Costa, 1853

Elasmopus rapax Costa, 1853

Elasmopus sp.

Gênero *Quadrimeaera* Krapp-Schickel and Ruffo, 2000

Quadrimeaera sp.

Família Phoxocephalidae

Phoxocephalidae sp.

Gênero *Metharpinia* Schellenberg, 1931

Metharpinia sp.

Gênero *Microphoxus* J. L. Barnard, 1960

Microphoxus uroserratus Bustamante, 2002

Família Urothoidae

Urothoidae sp.

Subordem Caprellidea

Família Caprellidae

Gênero *Caprella* Lamarck, 1801

Caprella penantis Leach, 1814

Ordem Cumacea

Família Bodotriidae

Bodotriidae sp.

Gênero *Cyclaspis* Sars, 1865

Cyclaspis varians Calman, 1912

Cyclaspis cf. *bacescui* Omholt & Heard (1982)

Família Diastylidae

Gênero *Diastylis* Say, 1818

Diastylis bispinosa (Stimpson, 1853)

Diastylis sp.

Gênero *Oxyurostylis* Calman, 1912

Oxyurostylis cf. *lecroyae* Roccatagliata and

Heard, 1995

Ordem Decapoda

Infraordem Anomura

Superfamília Paguroidea

Família Diogenidae

Diogenidae sp.

Gênero *Isocheles* Stimpson, 1858

Isocheles sawayai Forest & de Saint Laurent, 1968

Família Paguridae

Gênero *Pagurus* Fabricius, 1775

Pagurus sp.

Pagurus critinicornis Dana, 1852

Infraordem Axiidea

Família Callianassidae

Gênero *Biffarius* Manning & Felder, 1991

Biffarius biformis Biffar, 1971

Infraordem Brachyura

Superfamília Calappoidea

Família Calappidae

Gênero *Calappa* Weber, 1795

Calappa angusta A. Milne-Edwards, 1880

Superfamília Majoidea

Família Majidae

Gênero *Achantonyx* Simplex Dana, 1852

Achantonyx dissimulatus Coelho (1993)

Família Epialtidae

Epialtidae spp.

Gênero *Epialtus* Edwards, 1834

Epialtus bituberculatus H. Milne Edwards, 1834

Família Tychidae

Gênero *Pitho* Bell, 1835

Pitho lherminieri (Schramm, 1867)

Superfamília Parthenopoidea

Família Parthenopidae

Gênero *Costalambrus* S. H. Tan & Ng, 2007

Costalambrus tommasii (Rodrigues da Costa, 1959)

Superfamília Pinnotheroidea

Família Pinnotheridae

Gênero *Austinixa* Heard & Manning, 1997

Austinixa leptodactyla (Coelho, 1997)

Gênero *Pinnixa* White, 1846

Pinnixa sayana Stimpson, 1860

Superfamília Portunoidea

Família Portunidae

Gênero *Callinectes* Stimpson, 1860

Callinectes ornatus Ordway, 1863

Callinectes sp.

Superfamília Xanthoidea

Família Panopeidae

Panopeidae spp.

Gênero *Panopeus* H. Milne Edwards, 1834

Panopeus sp.

Gênero *Achantolobulus* Felder and. Martin, 2003

Acantholobulus bermudensis (Benedict & Rathbun, 1891)

Infraordem Caridea

Superfamília Palaemonoidea

Família Palaemonidae

Gênero *Cuapetes* Clark, 1919

Cuapetes americanus (Kingsley, 1878)

Superfamília Pasiphaeoidea

Família Pasiphaeidae

Gênero *Leptochela* Stimpson, 1860

Leptochela serratorbita Bate, 1888

Superfamília Processoidea

Família Processidae

Gênero *Processa* Leach, 1815

Processa bermudensis (Rankin, 1900)

Processa sp.

Infraordem Palinura

Infraordem Thalassinidea

Superfamília Callianassoidea

Família Upogebiidae

Gênero *Upogebia* Leach, 1814

Upogebia cf. *omissa* Gomes Corrêa, 1968

Ordem Isopoda

Família Anthuridae

Anthuridae sp.

Gênero *Exosphaeroma* Stebbing, 1900

Exosphaeroma sp.

Gênero *Quathantura*

Quathantura menziesi

Família Arcturidae

Gênero *Astacilla* Cordiner, 1793

Astacilla sp.

Astacilla lasallae Paul & Menzies, 1971

Família Cirolanidae

Gênero *Excirolana* H. Richardson, 1912

Excirolana sp.

Família Idotheidae

Gênero *Erichsonella* Benedict in Richardson, 1901

Erichsonella Tipo 1

Erichsonella Tipo 2

Família Jaeropsidae

Gênero *Jaeropsis* Koehler, 1885

Jaeropsis sp.

Família Sphaeromatidae

Gênero *Paracerceis* Hansen, 1905

Paracerceis sp.

Gênero *Paraleptosphaeroma* Buss & Iverson, 1981

Paraleptosphaeroma sp.

Ordem Tanaidacea

Família Leptocheliidae

Gênero *Leptochelia*

Leptochelia dubia Lang, 1973

Família Paratanaidae Lang, 1949

Gênero *Paratanais*

Paratanais sp.

Família Tanaidae Dana, 1849

Gênero *Sinelobus* Sieg, 1980

Sinelobus stanfordi (H. Richardson, 1901)

Ordem Mysidacea

Filo Echinodermata

Classe Ophiuroidea

Ordem Ophiurida

Subordem Gnathophiurina

Família Amphiuridae

Gênero *Amphipholis* Ljungman, 1966

Amphipholis squamata (Delle Chiaje, 1828)

Gênero *Ophiocnida* Lyman, 1865

Ophiocnida scabriuscula (Lütken, 1859)