

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

EDSON RÉGIS T. P. PINHO DE VASCONCELOS

**ÍNDICE DE DISTÚRBO AMBIENTAL (IDA) ATRAVÉS DAS
MACROALGAS MARINHAS BENTÔNICAS DOS RECIFES ARENÍTICOS DE
PERNAMBUCO**



RECIFE

2012

EDSON RÉGIS T. P. PINHO DE VASCONCELOS

**ÍNDICE DE DISTÚRBO AMBIENTAL (IDA) ATRAVÉS DAS
MACROALGAS MARINHAS BENTÔNICAS DOS RECIFES ARENÍTICOS DE
PERNAMBUCO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia (PPGO) da Universidade Federal de Pernambuco, como um dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Oceanografia na Área de Oceanografia Biológica.

Orientadora: Prof.^a Dra. Mutue Toyota Fujii

RECIFE

2012

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

V331i Vasconcelos, Edson Régis T.P. Pinho de.
Índice de distúrbio ambiental (IDA) através das macroalgas marinhas bentônicas dos recifes areníticos de Pernambuco / Edson Régis T.P. Pinho de Vasconcelos. - Recife: O Autor, 2012.
60 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Mutue Toyota Fujii.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2012.
Inclui Referências Bibliográficas.

1. Oceanografia. 2. Macroalgas. 3. Recifes de arenito. 4. Índice multimétrico. 5. Biomonitoramento. I. Fujii, Mutue Toyota. (Orientadora).
II. Título.

UFPE

551.46 CDD (22. ed.)

BCTG/2012-056

EDSON RÉGIS T. P. PINHO DE VASCONCELOS

**ÍNDICE DE DISTÚRPIO AMBIENTAL (IDA) ATRAVÉS DAS
MACROALGAS MARINHAS BENTÔNICAS DOS RECIFES ARENÍTICOS DE
PERNAMBUCO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia (PPGO), da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Oceanografia na Área de Oceanografia Biológica.

Aprovada em ___/___/_____

BANCA EXAMINADORA

Dra. Mutue Toyota Fujii
(Instituto de Botânica - IBt-SP)

Dr. Jesser Fidelis de Souza Filho
(Departamento de Oceanografia - UFPE)

Dr. Arsenio José Areces Mallea
(Departamento de Oceanografia - UFPE)

RECIFE

2012

À família e amigos inseparáveis

O saber deve ser como um rio, cujas águas doces, grossas, copiosas, transbordem do indivíduo, e se espraíem, estancando a sede dos outros. Sem um fim social, o saber será a maior das futilidades.

Gilberto Freyre

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por me dar condições de chegar onde estou e ampliar meus horizontes, por ter uma família e amigos os quais posso contar em qualquer momento e por ser tudo que sou e o que tenho a fazer.

Aos professores e funcionários do Departamento de Oceanografia - UFPE, em especial a Myrna, pela boa amizade e por resolver todas as "brincas" na secretaria. Aos coordenadores Dr. Manuel Jesus Flores Montes e Dra. Tereza Araújo, pela oportunidade de realização do mestrado. Aos professores do PPGO, por ministrarem os conteúdos mais importantes da oceanografia, de uma forma amigável e didática. Aos demais servidores, que tornam o DOCEAN um bom local de trabalho.

À CAPES e ao Programa Nacional de Apoio e Desenvolvimento da Botânica (PNADB), pela concessão da bolsa de mestrado durante todo o período de trabalho, pelo auxílio moradia e passagens aéreas concedidos durante a permanência no Instituto de Botânica de São Paulo.

À minha orientadora Dra. Mutue Toyota Fujii, pela amizade, apoio e confiança em me orientar, mesmo que ainda longe, nunca esteve ausente. Agradeço ao apoio e atenção durante minha estadia no Instituto de Botânica - SP e as valiosas dicas para o andamento do trabalho. Gostaria de agradecer aos atos de cobrança e aos momentos lúdicos tanto no ambiente de trabalho quanto fora dele.

Aos amigos do laboratório. À Dra. Adilma, pelos momentos de alegria no laboratório, pelas dicas nos trabalhos e acima de tudo pela amizade e confiança. Ao Thiago, por todas as dicas de trabalho, ajuda nas coletas e pela boa amizade construída. À Nathalia, que sempre me ajudou desde o início da minha experiência com as algas e sempre demonstrou disposição e alegria durante as coletas e congressos.

Ao professor e amigo Dr. Arsenio Areces, pela idealização do projeto e as preciosas dicas durante as análises dos resultados. Agradeço à disposição e o bom humor durante esses meses de convivência.

Aos colegas de alojamento e funcionários do Instituto de Botânica os quais me receberam de braços abertos, em especial, Dra. Silvia Pita Guimarães, Dra. Diclá Pupo, Dra. Nair Yokoya, Dinorah Evangelista. Aos colegas da sessão de ficologia, Patrícia Araújo, Julyana Farias, Luanda Soares, Ana Livia, Renato Rocha-Jorge e Rodrigo Pegorin , por tornar o ambiente de trabalho amigável e divertido.

Aos meus pais Reginaldo e Bertine, minha irmã Rochelly (Morcegão) e a minha tia e mãe reserva Glória (tia Gró), por serem pessoas que estiveram presentes nos momentos doces da conquista e nos momentos amargos da tristeza, por sempre acreditarem no meu potencial até quando eu mesmo o neguei. Especialmente a minha mãe, Bertine, por ser um exemplo de fibra, dedicação e cumplicidade, tornando todo sacrifício válido para garantir o melhor para a nossa família.

Aos meus “irmãos” Emerson e Henrique, por suas inestimáveis amizades, companheirismo e bons momentos e aventuras que passamos juntos desde a saudosa infância.

À Juliane Bernardi, por me ajudar e apoiar nos momentos difíceis, pelas dicas nas correções dos trabalhos, e sobretudo por sua amizade, carinho e amor. Por aparecer em minha vida em um momento turbulento e tornar tudo mais fácil e calmo novamente. Hoje, faz parte da minha vida não só como namorada, mas como companheira.

Aos meus amigos Igor (Réuri - Brow) e Cristiane (Criss - Brotha) por nossos momentos de diversão os quais extrapolaram os dias de graduação e os muros da universidade. Aos oceanógrafos Manuelle Ataide e Diego Xavier, pela amizade e bons momentos de descontração e pela fundamental ajuda durante as coletas.

As minhas amigas Gabriela (Gabi) e Kátia (Katita), pela boa amizade, pelo apoio nos momentos difíceis e por compartilhar as alegrias e frustrações.

A todos que ajudaram direta e indiretamente a realização e conclusão deste trabalho, pois sem eles o mesmo não teria existido.

RESUMO

Evidências dos efeitos ambientais sobre as macroalgas marinhas foram bem estudados durante as últimas três décadas, tornando as macroalgas uma ferramenta para avaliação da qualidade e mensuração dos impactos em um ecossistema. O presente trabalho objetivou a formulação quali-quantitativa da qualidade ambiental, através do uso das macroalgas nas praias da zona costeira metropolitana (Praia de Boa viagem e Piedade) e sul (Enseada dos Corais e Tamandaré) do estado de Pernambuco, seguindo um gradiente de impacto urbano. Os dados foram obtidos através de transecções perpendiculares à linha de costa replicadas espacialmente (14 unidades) e temporalmente (seis campanhas amostrais em um ciclo seco/chuvoso do ano de 2010 a 2011). Notou-se um padrão de agrupamento na comunidade de macroalgas, seguindo um gradiente de exposição ao ar. A praia de Enseada dos Corais apresentou um padrão de distribuição dividindo o ambiente em duas zonas de 0,0 a 5,0 metros e de 5,1 a 10 metros no verão e uma perda dessa zonação no período chuvoso. O índice de qualidade ambiental proposto é formado pela frequência de ocorrência das macroalgas que indicam um ambiente de pouco impacto e as macroalgas que indicam impacto ambiental. As classes de macroalgas indicadoras foram escolhidas segundo a frequência de ocorrência em todas as praias estudadas (frequência maior que 5%) e também pelo histórico de vida relatado em bibliografias. De acordo com a literatura e as abundâncias médias encontradas, foram escolhidos os gêneros *Palisada* e *Gelidiella*, como algas que indicam áreas de baixo impacto, e *Bryopsis*, *Gelidium*, *Ulva* e *Chondracanthus acicularis* como as algas que indicam deterioramento ambiental. O índice proposto mostrou estabilidade e tendência a distribuição normal para as praias testadas, tornando-o uma ferramenta confiável para avaliação de impactos nos ambientes de recifes costeiros.

Palavras chave: Macroalgas, Recifes de arenito, Índice multimétrico, Biomonitoramento.

ABSTRACT

Evidences of environmental impacts over seaweed have been well documented during the last three decades, making these organisms efficient tools for quality evaluation and impacts measurement of an ecosystem. This study aimed to formulate a multimetric index of environmental quality, through the use of benthic seaweed on the metropolitan beaches (Boa Viagem and Piedade beaches) and south beaches (Enseada dos Corais and Tamandaré beaches) coast of Pernambuco state, were studied according to an urban impact degree. Data were obtained from transects perpendicular to the coastline spatially (14 samples) and temporally (six sampling efforts in a dry/rainy cycle from 2010 to 2011) replicated. It was noticed a grouping pattern on the seaweed community, following an air exposition gradient. The beach Enseada dos Corais presented a distribution pattern dividing the surroundings into two zones from 0.0 to 5.0 meters and from 5.1 to 10 meters in summer and in the rainy season there is a loss of that zonation. The proposed environmental quality index is formed by the occurrence frequency of seaweed that indicates low impact and the ones that indicate environmental impact. The groups of indicator seaweed were chosen according to the occurrence frequency at all studied beaches (frequency higher than 5%) and also by the life history reported on the bibliography. According to the literature and the found average abundances, the genera *Palisada* and *Gelidiella* were chosen as low impact seaweed indicators, and *Bryopsis*, *Gelidium*, *Ulva* and *Chondracanthus acicularis* as seaweed that indicate damaged environment. The suggested index showed stability and tendency to normal distribution for the tested beaches, making it a reliable tool for impacts evaluation on coastal reef environment.

Keywords: Seaweed, Beachrocks, Multimetric Index, Biomonitoring.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| FIGURA 1. LITORAL PERNAMBUCANO EVIDENCIANDO AS PRAIAS ESTUDADAS..... | 21 |
| FIGURA 2. LOCAL DE COLETA NA PRAIA DE BOA VIAGEM, EVIDENCIANDO OS RECIFES DE ARENITO DURANTE A MARÉ BAIXA. | 22 |
| FIGURA 3. LOCAL DE COLETA NA PRAIA DE PIEDADE..... | 23 |
| FIGURA 4. LOCAL DE COLETA NA PRAIA DE ENSEADA DOS CORAIS, MOSTRANDO OS RECIFES DE ARENITO DURANTE A MARÉ BAIXA | 24 |
| FIGURA 5. PRAIA DE TAMANDARÉ, MOSTRANDO OS DOIS PONTOS DE COLETA, TAMANDARÉ I NA SAÍDA DO RIO MAMUCABAS E TAMANDARÉ II NA BAÍA DE CAMPAS..... | 25 |
| FIGURA 6. PERCENTUAL DE DISTRIBUIÇÃO DOS TÁXONS POR FILO DE MACROALGAS ENCONTRADOS NAS PRAIAS ESTUDADAS, NO PERÍODO DE OUTUBRO DE 2010 A AGOSTO DE 2011..... | 28 |
| FIGURA 7. ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL (MDS) BASEADO NO COEFICIENTE DE BRAY-CURTIS, MOSTRANDO OS GRUPOS DE INTERVALOS DE DISTÂNCIA (I: 0-2.5; II: 2.6 - 5.0; III: 5.1 - 7.5 E IV: 7.6 - 10) ESTAÇÃO DO ANO: SECA (S) E CHUVOSA (C), COM CORTE EM SIMILARIDADE DE 70%..... | 34 |
| FIGURA 8. ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL (MDS) BASEADO NO ÍNDICE DE SORENSEN, MOSTRANDO OS GRUPOS DE INTERVALOS DE DISTÂNCIA (I 0-2.5; II 2.6 - 5.0; III 5.1 - 7.5 E IV 7.6 - 10) ESTAÇÃO DO ANO: SECA (S) E CHUVOSA (C), COM CORTE EM SIMILARIDADE DE 70%. ... | 35 |
| FIGURA 9. HISTOGRAMA DA DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES DO ÍNDICE DE QUALIDADE AMBIENTAL (IDA) NAS PRAIAS ESTUDADAS. TESTE KOLMOGOROV-SMIRNOV, QUANDO $P>0.05$, ACEITA-SE QUE A DISTRIBUIÇÃO É NORMAL. | 38 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| TABELA 1. CRONOGRAMA DE COLETAS. ----- | 26 |
| TABELA 2. SINOPSE TAXONÔMICA DAS MACROALGAS ENCONTRADAS NAS PRAIAS ESTUDADAS (BOA VIAGEM, PIEDADE, ENSEADA DOS CORAIS E TAMANDARÉ).----- | 29 |
| TABELA 3. OCORRÊNCIA DOS TÁXONS DE MACROALGAS NAS PRAIAS DE BOA VIAGEM, PIEDADE, ENSEADA DOS CORAIS E TAMANDARÉ. AUSÊNCIA (-), PRESENÇA (♦) E FREQUÊNCIA MAIOR QUE 5% (+).----- | 31 |
| TABELA 4. MÉDIAS DAS FREQUÊNCIAS DE OCORRÊNCIA RELATIVA DAS MACROALGAS COM VALORES ACIMA DE 4% NAS PRAIAS ESTUDADAS, DURANTE O CICLO SECO (2010) CHUVOSO (2011).----- | 32 |
| TABELA 5. ANÁLISE SIMPER MOSTRANDO A CONTRIBUIÇÃO DE CADA ESPÉCIE PARA A SIMILARIDADE INTRA (5.A) E DISSIMILARIDADE ENTRE AS CLASSES (5.B). ----- | 33 |
| TABELA 6. ANOSIM <i>TWO WAY</i> , DIFERENÇA ENTRE AS CLASSES DE DISTANCIA E ESTAÇÃO DO ANO (R GLOBAL DE 0,707 P=0,002 E R = 0,944 P=0,001). GRUPO I (0,0 A 2,5 M); GRUPO II (2,6 A 5 M); GRUPO III (5,1 A 7,5 M) E GRUPO IV (7,6 A 10 M. ESTAÇÃO DO ANO SECO E CHUVOSA. ----- | 34 |
| TABELA 7. CLASSES INDICADORAS E SEUS REPRESENTANTES. O GRUPO I É FORMADO POR MACROALGAS QUE APRESENTAM GRANDES DENSIDADES EM AMBIENTES DE MESOLITORAL COM FORTE HIDRODINAMISMO E TEMPO DE EXPOSIÇÃO AO AR. O GRUPO II É FORMADO POR ALGAS QUE APRESENTAM GRANDES DENSIDADES EM AMBIENTES DE MESOLITORAL, SOBRE FORTE INFLUÊNCIA DE ENRIQUECIMENTO ORGÂNICO. ----- | 36 |
| TABELA 8. VALORES MÉDIOS PARA A FREQUÊNCIA TEÓRICA DAS MACROALGAS INDICADORAS, MÉDIAS DAS CAMPANHAS 1, 2 E 3, E MÉDIA POR ESTAÇÃO (SECA/CHUVOSA). EM DESTAQUE OS MAIORES VALORES MÉDIOS, VALORES ESCOLHIDOS PARA A FREQUÊNCIA TEÓRICA. ---- | 37 |
| TABELA 9. VALORES MÉDIOS DO IDA ÍNDICE DE DISTÚRBO AMBIENTAL, PARA AS PRAIAS DE BOA VIAGEM, PIEDADE, ENSEADA DOS CORAIS E TAMANDARÉ. SD = DESVIO PADRÃO (<i>STANDARD DEVIATION</i>).----- | 39 |

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS

RESUMO

ABSTRACT

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

| | |
|---|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO | 12 |
| 2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA..... | 14 |
| 2.1. Monitoramento biológico e índices multimétricos | 14 |
| 2.2. Emprego das macroalgas na avaliação da qualidade ambiental | 16 |
| 3. HIPOTESES | 18 |
| 4. OBJETIVOS | 19 |
| 4.1. Geral | 19 |
| 4.2. Específicos | 19 |
| 5. MATERIAL E MÉTODOS..... | 20 |
| 5.1. Área de estudo | 20 |
| 5.1.1. Boa Viagem..... | 21 |
| 5.1.2. Piedade | 22 |
| 5.1.3. Enseada dos Corais..... | 23 |
| 5.1.4. Tamandaré..... | 24 |
| 5.2. Etapa de Campo | 25 |
| 5.3. Tratamento dos dados..... | 26 |
| 6. RESULTADOS..... | 28 |
| 6.1. Composição Florística | 28 |
| 6.2. Padrões de Distribuição e Zonação..... | 32 |
| 6.3. Índice de Qualidade Ambiental..... | 35 |
| 7. DISCUSSÃO | 40 |
| 8. CONCLUSÕES | 47 |
| 9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 48 |

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas costeiros são os mais diversos e produtivos do planeta (FORGES *et al.*, 2000) e sua rica biodiversidade é essencial ao seu funcionamento, proporcionando maior estabilidade e resiliência contra perturbações naturais e antropogênicas (HOOPER *et al.*, 2005). Desde as zonas entremareais até as baixas profundidades costeiras, há uma grande variedade de ambientes (plataformas, blocos, piscinas, cristas, dentre outras) que em resposta à sinergia de fatores físicos (maré, hidrodinamismo, luz, substrato), químicos (salinidade, nutrientes) e biológicos (predação e competição), são colonizados por uma assembléia de organismos da fauna e flora marinha. Devido a essa heterogenia de habitats, muitos estudos foram e estão sendo realizados nos vários compartimentos desse ecossistema (JUANES *et al.*, 2008).

Um dos ambientes marinhos mais estudados são as comunidades dos recifes costeiros, que possuem uma alta contribuição para a riqueza de espécies e, conseqüentemente, para a biodiversidade estrutural e funcional do ambiente marinho (MCROY & LLOYD, 1981). Além disso, são grandes atrativos turísticos.

Estas comunidades são reconhecidas nos países europeus como zonas de interesse comunitário e designadas como zonas de conservação especial (92/43/CE Habitat Directive, habitat code 1170: reefs *apud* JUANES *et al.*, 2008). Da mesma maneira, os habitats bentônicos são considerados uma parte crucial dos corpos de águas costeiras, estabelecido pela implementação do Quadro de Diretivas da Água Europeu (WFD 200/60/CE *apud* PANAYOTIDIS *et al.*, 2004), sendo amplamente estudados (*eg.* ORFANIDIS, 2001; SIMBOURA & ZENETOS, 2002; PANAYOTIDIS *et al.*, 2004; BORJAS *et al.*, 2006).

No Brasil, a lei N° 7.661 de 16 de maio de 1988, relativa ao Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro - PNGC (1988), discorre sobre o zoneamento e dos usos e atividades na Zona Costeira, dando prioridade à conservação dos ambientes naturais. Tradicionalmente no Brasil, a avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos tem sido realizada através da medição de alterações nas concentrações de variáveis físicas e químicas. Esse sistema de monitoramento, juntamente com a avaliação de variáveis microbiológicas (coliformes totais e fecais), constitui-se uma ferramenta fundamental na classificação e enquadramento de rios, córregos e áreas costeiras em classes de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade humanas (GOULART & CALLISTO, 2003).

No entanto, a diversidade desses ecossistemas vem sendo ameaçada por tensores de origem antrópica, como sobre-exploração, destruição de habitat e mudanças climáticas (JOHNSTON & ROBERTS, 2009). Dentre tantas consequências das atividades humanas nas zonas costeiras, a alta taxa de sedimentação e o excesso de nutriente são os maiores modificadores da estrutura e da diversidade nos ambientes recifais (WORM *et al.*, 1999; AIROLDI, 2003; CONNELL *et al.*, 2008; KRAUSE-JENSEN *et al.*, 2008). Muitas vezes, esses impactos levam a dominância de espécies oportunistas (REIGER & COWELL, 1972; BOROWITZKA, 1972), que colonizam o ambiente e acabam diminuindo a biodiversidade de uma área.

Os ambientes recifais estão empobrecidos (diversidade biológica) nas proximidades de grandes centros urbanos, principalmente nas capitais dos estados, devido à poluição doméstica e à influência direta das atividades humanas, como a exploração exagerada dos organismos recifais, pesca artesanal e comercial. Os danos aos recifes podem ser ainda causados por ancoragem inadequada, vazamento de óleo de barcos a motor, lixo, pisoteio nos recifes e mergulhadores descuidados (MAIDA & FERREIRA, 2004).

No entanto, estabelecer relações causais entre impactos e os seus efeitos no indivíduo, espécie ou em nível de comunidade, em sistemas marinhos, é uma tarefa difícil que requer o uso de múltiplas linhas de evidência (ADAMS, 2005). Assim, há uma necessidade urgente de ferramentas que contribuam para a gestão das atividades humanas no ambiente marinho, fornecendo indicadores que meçam a extensão do impacto de uma atividade sobre o ecossistema (ROGERS & GREENAWAY, 2005).

As macroalgas marinhas, representadas pelas Rodofíceas, Feofíceas e Clorofíceas, durante seu curso evolutivo, desenvolveram grande variedade anatômica e complexidade morfológica. Embora muitas sejam restritas a uma porção relativamente pequena dos oceanos do mundo, elas são importantes contribuintes para os sistemas costeiros por apresentarem alta produtividade primária, devido a sua biomassa concentrada, e por desempenharem um papel fundamental na teia trófica (LITTLER & LITTLER, 1984).

Por serem organismos sésseis, possuírem ampla distribuição, capacidade de acumular metais pesados e responderem a modificações no ambiente através da dominância ou desaparecimento de espécies tolerantes, tornam as macroalgas eficientes sensores biológicos (MUNDA, 1993; DÍEZ *et al.*, 1999; TAOUIL & YONESHIGUE-VALENTIN, 2002; PINEDO *et al.*, 2007). Segundo Areces (2001), os efeitos sobre a ficoflora causados por distúrbios naturais ou antropogênicos se manifestam dentro de uma comunidade biológica por trocas nas relações de

dominância e de composição específica, ou por alterações dos padrões de zonação, estratificação e sucessão estacional dos bancos de algas. Em escala populacional, expressam variações de biomassa ou de distribuição. Em nível fisiológico ocasionam modificações do ritmo de crescimento, das taxas de fotossíntese e respiração ou de absorção de nutrientes.

Esta gama de respostas permite a utilização das macroalgas como biomonitores de elementos traços, compostos tóxicos ou da qualidade ambiental dos ecossistemas costeiros (NEW, 1995). Com isso, o presente trabalho propõe a utilização da comunidade de macroalgas recifais como uma ferramenta quali-quantitativa para a indicação de distúrbios ambientais gerado por eutrofização, a partir de uma metodologia simples baseada na frequência de ocorrência de espécies indicadoras.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Monitoramento biológico e índices multimétricos

As comunidades biológicas refletem a integridade ecológica total dos ecossistemas (física, química e biológica), agregando os efeitos dos diferentes agentes impactantes e fornecendo uma medida conjunta dos impactos (BARBOUR *et al.*, 1999). Associando as informações biológicas com a caracterização física e química pode-se obter, de maneira eficaz, dados para diagnosticar as causas da degradação e ainda aliar resultados acerca do efeito desta sobre os ecossistemas. Estas ainda podem ser utilizadas para avaliar o fluxo ou gradiente de impactos, tanto em fontes poluentes pontuais quanto difusas (LUCEY, 1987; PLOTNIKOFF & WISEMAN, 2001).

Em estudos de biomonitoramento, os índices mais utilizados são a diversidade de Shannon (H') e dominância de Simpson (D), embora muitas outras fórmulas existam na literatura (WASHINGTON, 1984; MAGURRAN, 2004). A maioria dos índices de diversidade é composta por duas métricas, sendo elas, riqueza de espécies e equitabilidade. A diferença entre os índices é devido, basicamente, aos pesos dado a essas métricas, podendo trabalhar apenas com riqueza ou equitabilidade (BEISEL *et al.*, 2003).

Apesar do amplo uso, os índices de diversidade são fortemente atacados na literatura ecológica e de biomonitoramento (NORRIS & GEORGES 1993; GERRITSEN, 1995; LYDY *et*

al., 2000; MELO, 2008). Uma vez que, os pesos atribuídos a cada um dos dois componentes do índice (riqueza e equitabilidade) são arbitrários, não existindo um método que nos guie na atribuição de tais valores. Desta forma, duas comunidades contrastantes em riqueza e equitabilidade podem produzir o mesmo valor de índice.

Os índices de diversidade podem levar a interpretações dúbias, pois o índice A pode dizer que a amostra 1 é mais diversa que a amostra 2 e o índice B mostrar exatamente o contrário (MELO & HEPP, 2008). Como solução para tais problemas Tóthmérész (1995), aconselha o uso de vários índices formulando perfis de diversidade. Outra forma de evitar interpretações dúbias é distinguir os dois componentes, riqueza e equitabilidade, e interpretá-los como respostas separadas, ou ainda, através do uso de curvas de diversidade (MELO, 2008).

Com todos esses problemas, houve a necessidade de criar várias fórmulas e índices bióticos e multimétricos para a avaliação da qualidade da água, baseados na utilização de organismos aquáticos. Com o objetivo de simplificar diversas informações em uma métrica de fácil compreensão e aplicabilidade, os índices são baseados não apenas na presença/ausência de uma espécie ou na sua abundância relativa, mas também, em informações sobre a sensibilidade desta espécie a perturbações naturais e antrópicas (WASHINGTON, 1984; MANDAVILLE, 2002; FLEITUCH *et al.*, 2002).

Há 30 anos, quando o monitoramento da qualidade da água era feito principalmente através de parâmetros físico-químicos, Karr (1981) desenvolveu um Índice de Integridade Biótica (Index of Biotic Integrity - IBI). Este índice era designado para quantificar características das comunidades de peixes para avaliar a integridade biótica de rios. A “integridade biótica” pode ser definida como “a capacidade de manter uma comunidade de organismos equilibrada, integrada e adaptativa, possuindo diversidade e organização funcional semelhantes às áreas que conservam o habitat natural da região” (KARR & DUDLEY, 1981).

Os índices multimétricos constituem atualmente as ferramentas de avaliação biológica da integridade ecológica mais utilizados em programas de monitoramento de ecossistemas aquáticos em países como EUA, Alemanha, França e Áustria (WHITTIER *et al.*, 2007; OBERDORFF *et al.*, 2002; HAASE *et al.*, 2004). A força da abordagem multimétrica está na habilidade de integrar informações dos vários aspectos de uma comunidade biológica para fornecer uma classificação geral da degradação, sem perder a informação proveniente das métricas individuais. O desenvolvimento desse tipo de índice é baseado na comparação entre áreas livres de influência humana, consideradas como referências, e áreas sujeitas a impactos da atividade humana (OLIVEIRA *et al.*, 2008).

Como consequência do sucesso dos índices como o IBI, programas de biomonitoramento foram bastante empregados por órgãos governamentais em diversas regiões do mundo (NORRIS, 1995; KARR & CHU, 1999). Tais programas podem fornecer informações sobre regiões que necessitam maior fiscalização (ou proteção) e avaliar o quanto instrumentos de conservação (*e.g.* leis, programas de recuperação ambiental) estão produzindo resultados positivos (MELO & HEPP, 2008).

Os índices multimétricos são amplamente utilizados em diversos programas de biomonitoramento e vêm sendo adaptados e desenvolvidos em pequena escala em diversos locais que ainda não possuem programas efetivos de bioavaliação. Um bom índice multimétrico pode ser desenvolvido no tempo hábil de uma dissertação de mestrado e pode representar um princípio da iniciativa de programas de monitoramento e conservação da integridade de ecossistemas aquáticos (OLIVEIRA *et al.*, 2008).

2.2. Emprego das macroalgas na avaliação da qualidade ambiental

As macroalgas marinhas têm sido usadas como indicadoras de mudanças ambientais pela sua ampla distribuição, tamanho, capacidade de acumular metais e indicar áreas eutrofizadas, quando se tornam elas próprias agentes poluentes. Além de excelentes bioindicadoras, as macroalgas são, do ponto de vista econômico, importantes recursos utilizados na alimentação do homem e de animais, e servem como matéria-prima para indústrias de diversos segmentos através da extração de ficocolóides como agaranas, carragenanas e alginatos (OLIVEIRA, 1998).

Com a crescente demanda de estudos em manejo de sistemas costeiros e formulação de novos monitores de impacto ambiental, frente ao Quadro de Diretivas da Água europeu (WFD), Orfanidis *et al.*, (2001) em seu trabalho sobre um sistema de avaliação de águas costeiras utilizando modelos baseado nas frequências do macrofitobentos, fizeram uma grande revisão sobre o uso das macroalgas relacionadas à avaliação de diversos impactos derivados da ação antrópica. Os autores dividem os principais trabalhos de acordo com as atividades e efeitos impactantes, sendo eles: eutrofização levando à dominância de espécies oportunistas e declínio da diversidade (HARITONIDIS, 1978; DIAPOULIS & HARITONIDIS, 1987; CHRYSOVERGIS & PANAYOTIDIS, 1995; LAZARIDOU *et al.*, 1997; LOTZE & SCHRAMM, 2000; HEMMINGA & DUARTE, 2000), material orgânico diminuindo a penetração de luz e modificando a estrutura da comunidade (LOBBAN & HARRISON, 1994),

metais pesados ocasionando a inibição do desenvolvimento e reprodução (COELHO *et al.*, 2000; CROWE *et al.*, 2000) dentre outros.

Recentemente foram publicados novos índices utilizando as macroalgas como indicadoras da qualidade ambiental, dentre eles: EEI (ORFANIDIS *et al.*, 2003). CARLIT (BALLESTEROS *et al.*, 2007), BENTHOS (PINEDO *et al.*, 2007), RSL (WELLS *et al.*, 2007) e CFR (JUANES *et al.*, 2008). No entanto, poucos e escassos são os índices baseados na frequência relativa de macroalgas indicadoras na região tropical (*eg.* ARECES, 2001; SOARES *et al.*, 2010a e 2010b; ARECES *et al.*, *in press*).

Muitos trabalhos na costa de Pernambuco foram feitos utilizando as macroalgas como bioindicadoras da qualidade ambiental (SOUSA & COCENTINO, 2004; SANTOS *et al.*, 2006; RIBEIRO *et al.*, 2008; SOARES, 2011; REIS *et al.*, 2011). No entanto, apenas Soares *et al.*, (2010a e 2010b) utilizam um índice quali-quantitativo baseado nas frequências relativas de classes de macroalgas indicadoras, todavia o trabalho não apresenta uma continuidade espacial e temporal.

3. HIPOTESES

Ha0 - As praias próximas a centros urbanos apresentam maior grau de distúrbio ambiental causado por eutrofização.

Ha1 - Os distúrbios ambientais causados por eutrofização não respondem à proximidade dos centros urbanos.

Hb0 - As espécies de macroalgas podem ser encontradas em qualquer lugar do mesolitoral médio e inferior nos recifes de arenito.

Hb1 - As espécies de macroalgas são restritas a alguma faixa do mesolitoral nos recifes de arenito.

Hc0 - As espécies de macroalgas respondem, em frequência de aparição, a um agrupamento em zonas do mesolitoral nos recifes de arenito.

Hc1 - As espécies de macroalgas não respondem, em frequência de aparição, a um agrupamento em zonas do mesolitoral nos recifes de arenito.

4. OBJETIVOS

4.1. Geral

Criar um índice qualitativo e quantitativo da qualidade ambiental das praias de Pernambuco, através do estudo das macroalgas, seguindo o modelo teórico proposto por Areces (2001).

4.2. Específicos

- Identificar e listar as espécies de macroalgas marinhas ao menor nível taxonômico possível;
- Identificar o padrão de dominância das macroalgas mesolitorâneas presentes nos recifes de arenito em Pernambuco;
- Identificar os padrões de distribuição das macroalgas marinhas nos ambientes de mesolitoral nos recifes de arenito;
- Selecionar espécies de macroalgas indicadoras da qualidade ambiental em recifes de arenito;
- Formular o IDA (Índice de Distúrbio Ambiental) para eutrofização, através das macroalgas indicadoras dos ambientes estudados;
- Validar o índice através dos dados coletados.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Área de estudo

O litoral pernambucano possui, aproximadamente, 187 km de linha de costa, limitando-se ao norte com a praia de Carne de Vaca, no município de Goiana, e ao sul com a praia de São José da Coroa Grande, no município de Barreiros, e está localizado entre as coordenadas 07°15'45'' - 09°28'18''S e 34°48'35'' - 41°19'54''O. A área estudada situa-se na faixa de clima Tropical Úmido do tipo As' de acordo com a classificação de Köppen. A área apresenta temperatura média do ar de cerca de 24°C, com mínima de 18°C e máximas de 32°C (CPRH, 2003). A precipitação média anual é em torno de 1720 mm, com precipitações abaixo de 100 mm, entre os meses de setembro e fevereiro (período seco) e acima de 100 mm, entre os meses de março a agosto (período chuvoso), sendo os meses de maio-junho-julho o trimestre mais úmido, e o mês de junho, comumente, o mais frio (FINEP.UFPE, 1990).

Na costa do Estado ocorrem extensas formações recifais (*beachrocks*) constituídas por embasamentos arenítico e arenítico ferruginoso, que afloram na maré baixa ou podem estar ligeiramente expostos acima do nível médio do mar, podendo em alguns locais, aparecer diretamente na face da praia (DOMINGUEZ *et al.*, 1990; PEREIRA *et al.*, 2002). Os *beachrocks* ocorrem em faixas paralelas à linha de costa funcionando como um sistema natural de proteção e como substrato para macroalgas e diversos outros organismos marinhos (GUERRA & MANSO, 2004). Desta forma, esses recifes de arenito são de grande importância ecológica, além de formarem uma bela paisagem, atrativa ao turismo do Estado (ARAÚJO *et al.*, 2007). O presente trabalho foi realizado nas praias de Boa Viagem, Piedade, Enseada dos Corais e Tamandaré (Figura 1).



Figura 1. Litoral pernambucano evidenciando as praias em que foram realizadas as coletas no período de outubro de 2010 a agosto de 2011.

5.1.1. Boa Viagem

O bairro de Boa viagem localiza-se entre as latitudes $8^{\circ} 05' 02''\text{S}$ – $8^{\circ} 08' 06''\text{S}$ e longitudes $34^{\circ} 52' 48''\text{O}$ – $34^{\circ} 54' 45''\text{O}$, e apresenta uma paisagem urbana caracterizada por uma longa faixa de edifícios, hotéis, centros comerciais e empresariais. A área é bastante movimentada, com grande fluxo de visitantes, inúmeros pontos de comerciantes, que alugam cadeiras e guarda-sóis espalhados por toda a faixa de areia da praia, chuveiros, quadras de esportes e calçadão com pista de *cooper* (SANTOS *et al.*, 2006).

A Praia de Boa Viagem limita-se ao norte com o comunidade de Brasília Teimosa (Bairro do Pina), ao sul com a Praia de Piedade (município de Jaboatão dos Guararapes), a leste com o Oceano Atlântico e a oeste com, o Parque dos Manguezais, o canal do rio Jordão e o canal Setúbal. Juntamente com a Praia do Pina, forma a orla metropolitana do Recife, com 57,48 ha e 8 km de extensão (SANTOS *et al.*, 2006).

O local escolhido para o ponto de coleta situa-se em frente ao hotel Golden Tulip na altura do número 3520 da Av. Boa Viagem (Figura 2), é um recife de arenito próximo a costa, o qual se apresenta emerso nas marés baixas de sizígia. A estrutura recifal apresenta pouca inclinação e um forte hidrodinamismo na face voltada ao mar aberto.

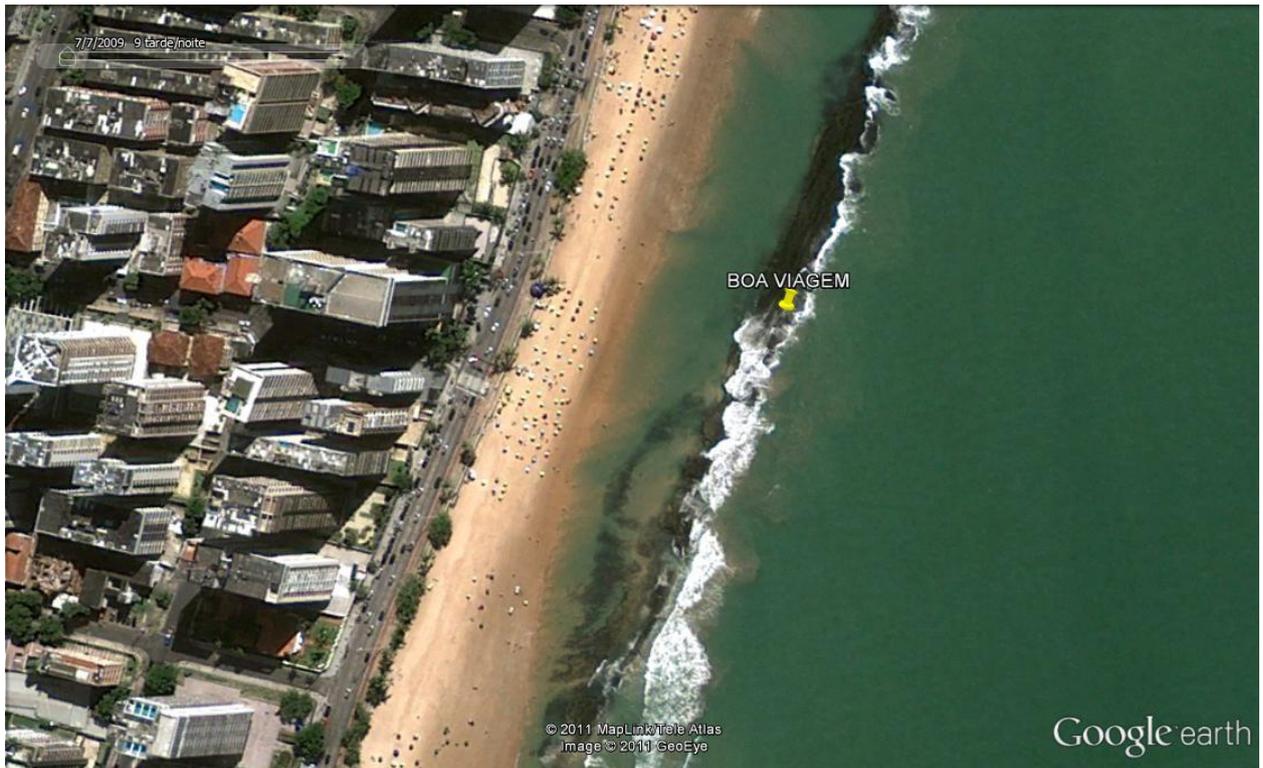


Figura 2. Local de coleta na Praia de Boa Viagem, evidenciando os recifes de arenito durante a maré baixa.

5.1.2. Piedade

O litoral de Jaboatão dos Guararapes, situa-se ao sul da cidade do Recife, entre os paralelos 08°09'17" - 08°13'29"S. Este município apresenta uma área total de 234 km², representando cerca de 11% da área da região metropolitana do Recife. Está formado pelas praias de Piedade, Candeias e Barra das Jangadas perfazendo 9,8 km de litoral. (SANTOS & SOARES, 1999).

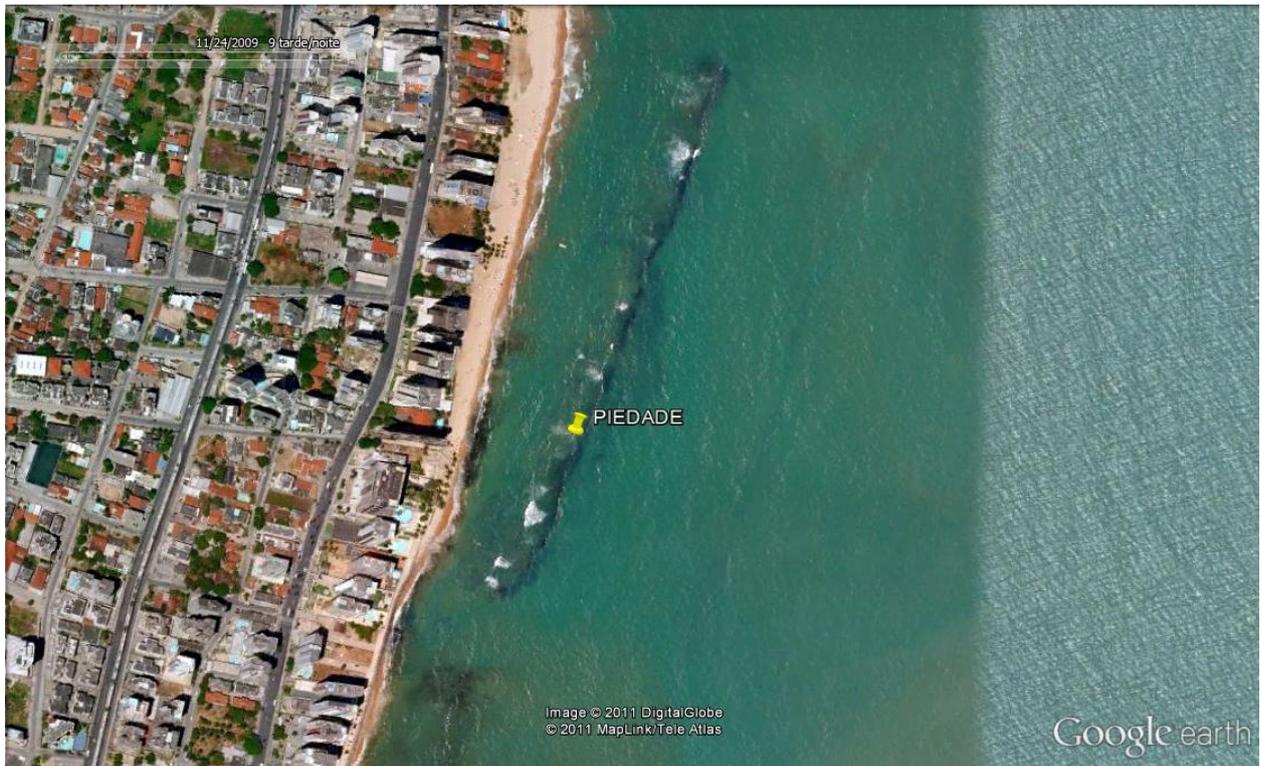


Figura 3. Local de coleta na praia de Piedade.

A praia de Piedade situa-se entre os paralelos $08^{\circ} 09'17''$ S e $08^{\circ} 11'19''$ S e possui uma extensão de 5,6 km (COELHO-SANTOS, 1993). Nessa praia, a área recifal compreende cerca de 234 km², e é oblíqua em relação ao litoral, constituindo um dique natural recoberto pelas águas nas marés altas, formando uma pequena bacia nas baixas-mares entre o recife e a praia (CUTRIM, 1990; COELHO-SANTOS, 1993). Segundo Pereira *et al.* (2002), a praia de Piedade vem sofrendo há 25 anos com os efeitos de eutrofização e os fatores relacionados à poluição local, é a concentração de prédios e hotéis de grande porte, assim como à falta de saneamento doméstico e a despejos industriais que são lançados diretamente para o mar (SOUSA & COCENTINO, 2004). O estudo foi realizado em frente ao hotel Golden Beach (Av. Bernardo Vieira de Melo, 1204) (Figura 3).

5.1.3. Enseada dos Corais

Outra praia estudada foi a Enseada dos Corais, que apresenta cerca de 3,0 km de extensão, inserida no município do Cabo de Santo Agostinho, litoral sul de Pernambuco. A praia está localizada na região metropolitana do Recife e recebe muitos visitantes durante os fins de semana, principalmente no verão (dezembro a fevereiro) (MARCELINO *et al.*, 2007). Os recifes são largos e bem acidentados, formando poças e reentrâncias. A estrutura recifal analisada fica na faixa litorânea, entre as ruas dezesseis e cinquenta e um ($8^{\circ}19' 7,5''$ S - $34^{\circ} 56' 53,2''$ O).

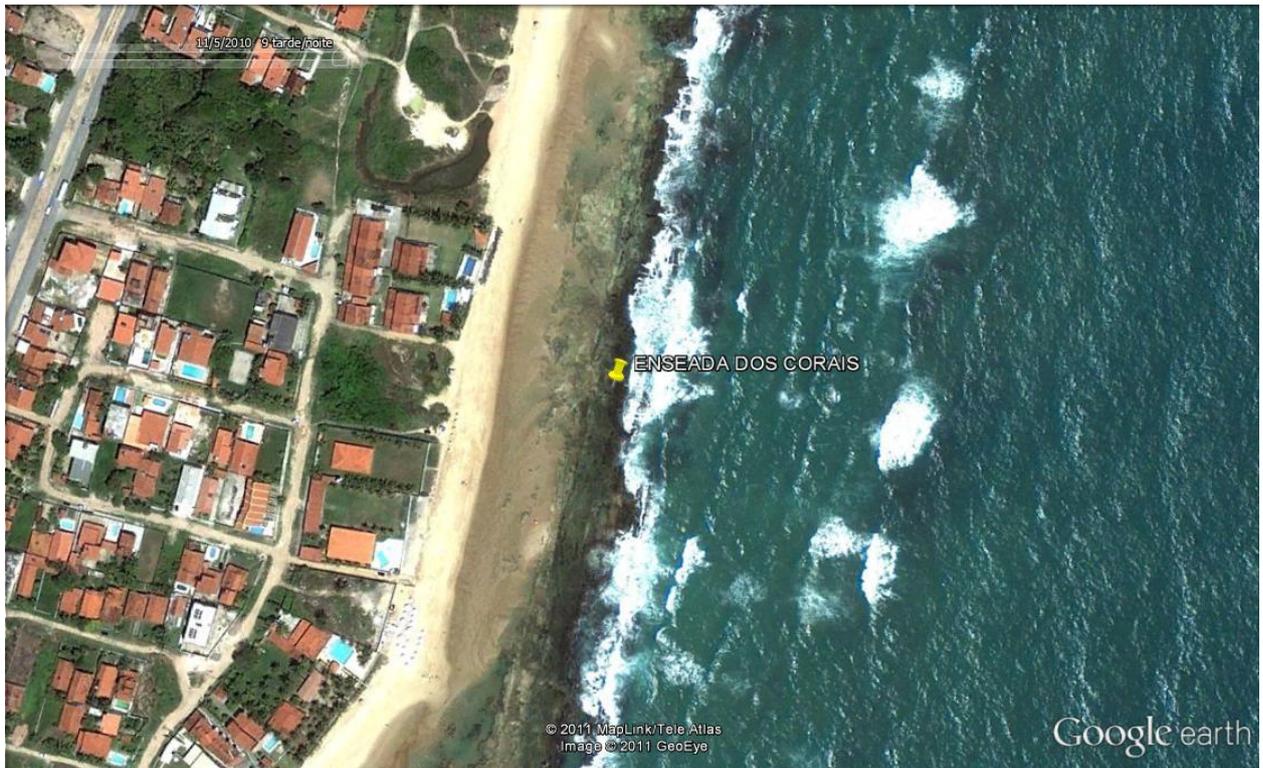


Figura 4. Local de coleta na praia de Enseada dos Corais, mostrando os recifes de arenito durante a maré baixa

5.1.4. Tamandaré

O município de Tamandaré, situado a 110 km de Recife, faz parte do litoral sul do estado de Pernambuco. A precipitação média anual é de 1.500 mm, com a maior precipitação registrada no mês de julho, aproximadamente 525 mm, e a menor em dezembro, aproximadamente 80 mm (MAIDA & FERREIRA, 1997 *apud* FEITOSA, 2010).

O complexo recifal avaliado encontra-se dentro dos limites da Área de Proteção Ambiental (APA) Marinha Costa dos Corais que engloba 135 km de litoral, desde o estuário do rio Formoso, no estado de Pernambuco, até o estuário do rio Meirim, no estado de Alagoas. (FERREIRA *et al.*, 2001).



Figura 5. Praia de Tamandaré, mostrando os dois pontos de coleta, Tamandaré I na saída do rio Mamucabas e Tamandaré II na baía de Campas.

Os recifes de coral de Tamandaré estão distribuídos em um padrão de linhas paralelas à costa, com três configurações distintas. A primeira linha geralmente fica exposta nas marés com maiores amplitudes, apresentando formações pouco desenvolvidas. A terceira linha recifal representa o formato característico dos recifes de coral brasileiros, que é distinto de outros sistemas recifais (MAIDA & FERREIRA, 1997), se desenvolvendo em colunas isoladas de cinco a seis metros de altura, que se expandem em seu topo. Em locais onde tais colunas existem agregadas, seus topos se fundem formando grandes plataformas com cavernas interligadas abaixo de sua superfície (DOMINGUEZ *et al.*, 1990). A segunda linha está localizada entre a praia e a terceira linha de recifes. O topo destes recifes pode variar de compacto e horizontal a irregular. Sua superfície é composta por pequenos cabeços, canais estreitos e piscinas com fundo de areia, podendo permanecer submersa ou exposta nas marés baixas. As coletas foram realizadas, nas estruturas recifais, em duas estações amostrais (Figura 5): Tamandaré I (barra do rio Mamucabas a $8^{\circ} 47' 6,83''$ S - $35^{\circ} 5' 47,71''$ O) e Tamandaré II (em frente à igreja de São Pedro a $8^{\circ}44'26.69''$ S - $35^{\circ} 5'3.54''$ O).

5.2. Etapa de Campo

A coleta dos dados foi realizada durante as estações seca e chuvosa, com três campanhas amostrais em cada estação, nos anos de 2010 e 2011 (Tabela 1). A amostragem seguiu o método

de *Point-contact Transect* descrito por Ambrose (2001). Os transectos foram montados nas estruturas recifais partindo do andar inferior da região mesolitorânea (após a borda recifal) ao andar médio-superior. Foram traçados 14 transectos de 10 m de comprimento, distando três metros entre eles, perpendiculares à linha da costa. Foram utilizados 100 pontos regularmente distantes em cada transecto. A cada ponto foi registrada, em campo, qual macroalga estava presente, ao menor nível taxonômico possível.

Tabela 1. Cronograma de coletas.

| Campanhas amostrais | Período Seco (2010) | | | Período Chuvoso (2011) | | |
|---------------------|---------------------|-------------|-------------|------------------------|-------------|-------------|
| | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 |
| Boa Viagem | 06/out | 21/dez | 18/jan | 01/jun | 15/jul | 14/ago |
| Piedade | 07/out | 22/dez | 19/jan | 02/jun | 16/jul | - |
| Enseada dos Corais | 08/out | 05/dez | 20/jan | 15/jun | 01/jul | 29/ago |
| Tamandaré | 09 e 10/out | 06 e 07/dez | 21 e 22/jan | 16 e 17/jun | 02 e 03/jul | 30 e 31/ago |

5.3. Tratamento dos dados

Para a representação da dominância foram utilizadas ferramentas descritivas como gráficos e tabelas elaboradas no MS Excel 2007 (MICROSOFT CORPORATION, 2007). A frequência de ocorrência das macroalgas marinhas foi analisada por transecto, campanha e estação do ano em cada uma das quatro praias. A frequência de ocorrência relativa de macroalgas foi calculada a partir do número de vezes que o táxon aparece em uma unidade amostral (transecto), dividido pelo total de pontos que contém macroalgas no transecto de 100 pontos.

Em relação aos padrões de zonação, foi escolhida (dentre as praias de Boa Viagem, Piedade, Enseada dos Corais e Tamandaré) a praia com baixo grau de impacto antrópico e alta diversidade e densidade de macroalgas. Os dados foram testados em três classes de distâncias: dez classes de um metro, duas classes de cinco metros e quatro classes de 2,5 metros. A melhor compreensão se deu utilizando os grupos de 2,5 metros, sendo assim, os dados foram demonstrados em série de quatro intervalos: grupo I (0,0 a 2,5 m); grupo II (2,6 a 5 m); grupo III (5,1 a 7,5 m) e grupo IV (7,6 a 10 m).

Métodos de estatística multivariada foram usados para as análises quantitativas dos dados de distribuição e abundância das espécies do ambiente estudado. Foi utilizada uma matriz de similaridade de amostra *versus* amostra, e criadas três classes de fatores: estação do ano,

campanha amostral e classe de distância. Para saber se há um padrão de agrupamento das espécies foi adotado o índice de Sørensen (WOLDA, 1981) para formulação da matriz de similaridade, uma vez que o mesmo trabalha com matrizes de presença e ausência, eliminando o efeito dos valores da frequência de ocorrência. O coeficiente de distância de Bray-Curtis foi adotado com o intuito de descobrir o agrupamento dos organismos em função de sua abundância relativa, pois o mesmo não é afetado por dupla ausência e atribui valor significativo a espécies de menor frequência (CLARKE & WARWICK, 1994). Os dados foram transformados pelo $\log(X+1)$, uma vez que no estudo as similaridades podem ser indevidamente dominadas pela soma das poucas espécies de maior frequência, mascarando a importância das espécies menos frequentes na formação dos grupos. As espécies raras (frequência menor que 3%) foram retiradas da análise devido ao pouco retorno em termos de poder de detecção dos padrões nas análises multivariadas (MARCHANT, 2002).

As representações gráficas comparativas dos táxons e sua distribuição nas classes de distância foram feitas através de um Cluster-SIMPROF e um escalonamento multidimensional (MDS), onde os valores de *stress* (STandardized REsidual Sum of Squares) maiores que 0,2 não são confiáveis (CLARKE, 1993). O teste ANOSIM *Two way* (análise de similaridade) foi utilizado para refletir a diferença na classificação média das similaridades entre e dentro os grupos definidos *a priori*. A análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) definiu o percentual de contribuição dos táxons entre e dentro dos grupos de distâncias analisados (CLARKE & GORLEY, 2006). Foi utilizado um critério de corte de 70%. Os dados foram analisados no software PRIMER-E v6.

Já o índice de qualidade ambiental foi elaborado a partir de modificações do índice proposto por Areces (2001), regido pela equação básica:

$$IQA = [(A1 + A2 + A3 + An...) - (B1 + B2 + B3 + Bn...)] / Nt$$

Para testar a estabilidade e o comportamento do índice, a mesma campanha amostral foi selecionada para todas as praias e realizadas análises combinatórias do tipo combinação simples, onde não ocorre a repetição dos elementos (transectos) de cada grupo (praia). Logo em seguida foi realizado um teste de normalidade Kolmogorov-Smirnov, o qual observa a máxima diferença absoluta entre a função de distribuição acumulada assumida para os dados, no caso a Normal, e a função de distribuição empírica dos dados. E como critério, foi comparada a diferença com um valor crítico a um nível de 5% de significância.

6. RESULTADOS

6.1. Composição Florística

Foi identificado um total de 44 táxons de macroalgas (28 espécies, 14 gêneros e 2 famílias) para as quatro praias estudadas (Tabela 2), sendo, 31 em Boa Viagem, 26 em Piedade, 36 em Enseada dos Corais e 13 em Tamandaré (Tabela 3). O filo mais representativo foi Rhodophyta com 24 táxons identificados (17 em Boa viagem; 18 em Piedade; 18 em Enseada dos Corais e 8 em Tamandaré), seguido de Chlorophyta com 14 táxons (10 em Boa Viagem; 7 em Piedade; 11 em Enseada dos Corais e 4 em Tamandaré) e Heterokonthophyta com representantes de 6 táxons (4 em Boa Viagem; 1 em Piedade; 6 em Enseada dos Corais e 1 em Tamandaré) (Figura 6).

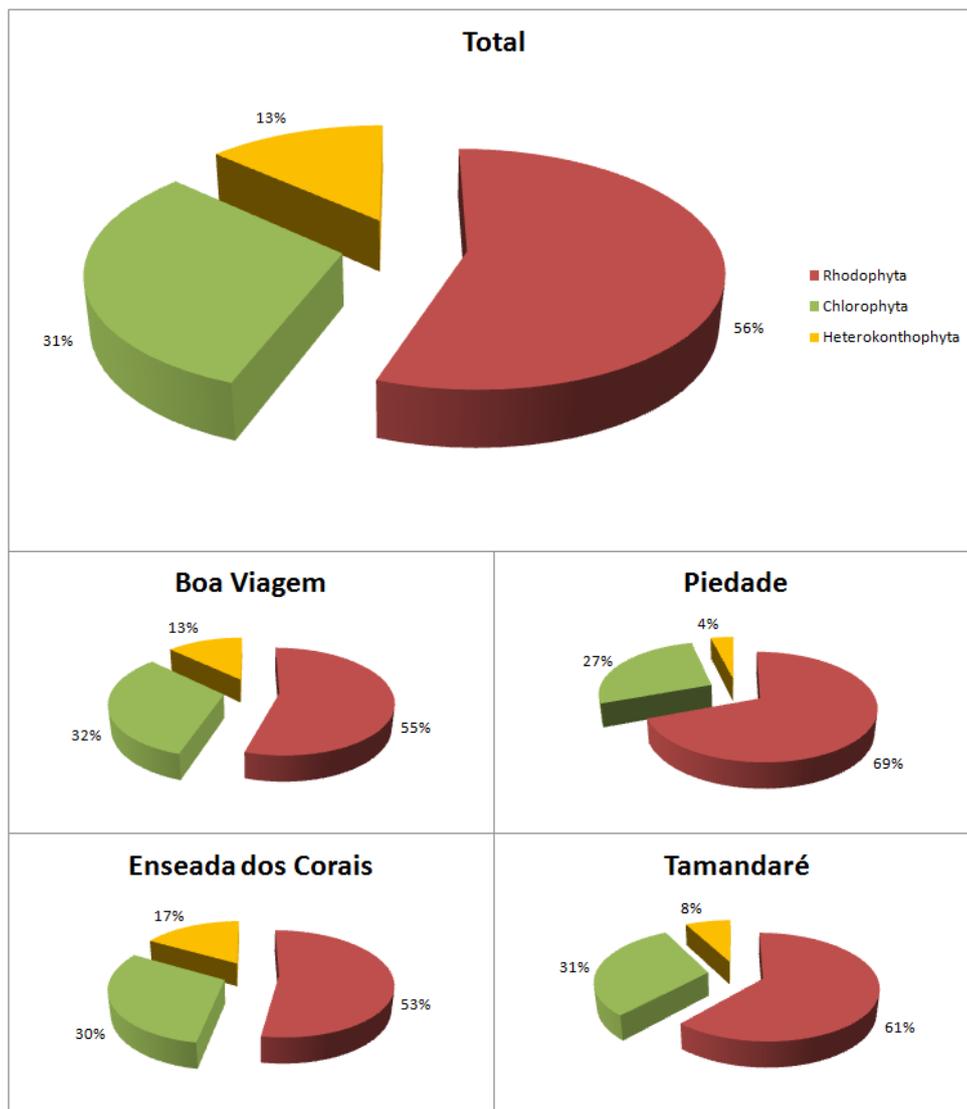


Figura 6. Percentual de distribuição dos táxons por filo de macroalgas encontrados nas praias estudadas, no período de Outubro de 2010 a Agosto de 2011.

Tabela 2. Sinopse taxonômica das macroalgas encontradas nas praias estudadas (Boa Viagem, Piedade, Enseada dos Corais e Tamandaré).

PHYLUM RHODOPHYTA

CLASSE FLORIDEOPHYCEAE

ORDEM CORALLINALES

FAMÍLIA CORALLINACEAE

Corallina officinalis L.

Jania sp.

ORDEM CERAMIALES

FAMÍLIA CERAMIACEAE

Centroceras clavulatum (C. Agardh in Kunth) Mont. In Durieu
Ceramiaceae

FAMÍLIA RHODOMELACEAE

Acanthophora spicifera (Vahl) Boergesen

Amansia sp.

Bryothamnion seaforthii (Turner) Kütz

Bryothamnion triquetrum (S. G. Gmel) M. Howe

Chondrophyucus furcatus (Cord.-Mar. & M. T. Fujii) M. T. Fujii
& Senties

Digenea simplex (Wulfen) C. Agardh

Laurencia dendroidea J. Agardh

Palisada perforata (Bory) K. W. Nam

ORDEM GELIDIALES

FAMÍLIA GELIDIACEAE

Gelidium sp.

FAMÍLIA GELIDIELLACEA

Gelidiella acerosa (Forssk.) Feldmann & Hamel

ORDEM GIGARTINALES

FAMÍLIA CYSTOCLONIACEAE

Hypnea musciformis (Wulfen in Jacq.) J. V. Lamour.

Hypnea spinella (C. Agardh) Kuetz.

FAMÍLIA GIGARTINACEAE

Chondracanthus acicularis (Roth) Fredericq in Hommersand *et al.*

ORDEM GRACILARIALES

FAMÍLIA GRACILARIACEAE

Gracilaria cervicornis (Turner) J. Agardh

Gracilaria mammillaris (Mont.) M. Howe

Hidropuntia caudata (J. Agardh) Gurgel & Fredericq

ORDEM HALYMENIALES

FAMÍLIA HALYMENIACEAE

Cryptonemia crenulata (J. Agardh) J. Agardh

Grateloupia sp.

ORDEM PEYSSONNELIALES

FAMÍLIA PEYSSONNELIACEAE

Peyssonnelia sp.

ORDEM RHODYMENIALES

FAMÍLIA LOMENTARIACEAE

Ceratodictyon planicaule (W. R. Taylor) M. J. Winne

Sinopse taxonômica das macroalgas encontradas nas praias estudadas (Boa Viagem, Piedade, Enseada dos Corais e Tamandaré).

PHYLUM CHLOROPHYTA

CLASSE ULVOPHYCEAE

ORDEM ULVALES

FAMÍLIA ULVACEAE

Ulva sp.

CLASSE SIPHONOCLADOPHYCEAE

ORDEM CLADOPHORALES

FAMÍLIA ANADYOMENACEAE

Anadyomene stellata (Wulfen in Jacq.) C. Agardh

FAMÍLIA CLADOPHORACEAE

Chaetomorpha sp.

Cladophora sp.

Rhizoclonium sp.

ORDEM SIPHONOCLADALES

FAMÍLIA BOODLEACEAE

Phyllocladon anastomosans (Harv.) Kraft & M. J. Winne

FAMÍLIA SIPHONOCLADACEAE

Dictyosphaeria versluisii Weber Boss

CLASSE BRYOPSIDOPHYCEAE

ORDEM BRYOPSIALES

FAMÍLIA BRYOPSIDACEAE

Bryopsis pennata J. V. Lamour.

Bryopsis plumosa (Huds.) C. Agardh

FAMÍLIA CAULERPACEAE

Caulerpa cupressoides (H. West in Vahl) C. Agardh

Caulerpa fastigiata Mont.

Caulerpa racemosa (Forsk.) J. Agardh

Caulerpa sertularioides (S. G. Gmel.) M. Howe

FAMÍLIA HALIMEDACEAE

Halimeda sp.

PHYLUM HETEROKONTOPHYTA

CLASSE PHAEOPHYCEAE

ORDEM DICTYOTALES

FAMÍLIA DICTYOTACEAE

Dictyopteris delicatula J. V. Lamour.

Dictyota sp.

Padina sp.

ORDEM SPHACELARIALES

FAMÍLIA SPHACELARIACEAE

Sphacelariaceae

ORDEM FUCALES

FAMÍLIA SARGASSACEAE

Sargassum sp.

ORDEM ECTOCARPALES

FAMÍLIA ECTOCARPACEAE

Ectocarpus sp.

Tabela 3. Ocorrência dos táxons de macroalgas nas praias de Boa viagem, Piedade, Enseada dos Corais e Tamandaré. Ausência (-), Presença (♦) e Frequência maior que 5% (+).

| | Boa Viagem | Piedade | Enseada dos Corais | Tamandaré |
|-----------------------------------|------------|---------|--------------------|-----------|
| <i>Acanthophora spicifera</i> | ♦ | ♦ | ♦ | ♦ |
| <i>Amansia</i> sp. | ♦ | ♦ | - | - |
| <i>Anadyomene stellata</i> | - | - | ♦ | - |
| <i>Bryopsis pennata</i> | + | + | ♦ | ♦ |
| <i>Bryopsis plumosa</i> | ♦ | ♦ | ♦ | ♦ |
| <i>Bryothamnion seaforthii</i> | ♦ | ♦ | ♦ | - |
| <i>Bryothamnion triquetrum</i> | ♦ | - | - | - |
| <i>Caulerpa cupressoides</i> | ♦ | - | - | - |
| <i>Caulerpa fastigiata</i> | ♦ | ♦ | ♦ | - |
| <i>Caulerpa racemosa</i> | ♦ | ♦ | ♦ | ♦ |
| <i>Caulerpa sertularioides</i> | ♦ | ♦ | - | - |
| <i>Centroceras clavulatum</i> | ♦ | ♦ | + | - |
| Ceramiaceae | ♦ | ♦ | ♦ | - |
| <i>Ceratodictyon planicaule</i> | + | ♦ | ♦ | - |
| <i>Chaetomorpha</i> sp. | ♦ | - | ♦ | - |
| <i>Chondracanthus acicularis</i> | + | + | ♦ | ♦ |
| <i>Chondrophycus furcatus</i> | ♦ | ♦ | ♦ | - |
| <i>Cladophora</i> sp. | ♦ | ♦ | ♦ | - |
| <i>Corallina officinalis</i> | + | ♦ | - | - |
| <i>Cryptonemia crenulata</i> | ♦ | ♦ | ♦ | - |
| <i>Dictyopteris delicatula</i> | ♦ | ♦ | ♦ | - |
| <i>Dictyosphaeria versluisii</i> | - | - | ♦ | ♦ |
| <i>Dictyota</i> sp. | ♦ | ♦ | ♦ | ♦ |
| <i>Digenea simplex</i> | - | - | ♦ | - |
| <i>Ectocarpus</i> sp. | - | - | ♦ | - |
| <i>Gelidiella acerosa</i> | + | + | + | + |
| <i>Gelidium</i> sp. | + | + | ♦ | ♦ |
| <i>Gracilaria cervicornis</i> | - | ♦ | - | - |
| <i>Gracilaria mammillaris</i> | + | + | ♦ | - |
| <i>Grateloupia</i> sp. | - | - | ♦ | - |
| <i>Halimeda</i> sp. | - | - | - | + |
| <i>Hidropuntia caudata</i> | - | ♦ | - | - |
| <i>Hypnea musciformis</i> | ♦ | + | ♦ | - |
| <i>Jania</i> sp. | - | - | ♦ | ♦ |
| <i>Laurencia dendroidea</i> | ♦ | ♦ | ♦ | - |
| <i>Padina</i> sp. | ♦ | - | ♦ | - |
| <i>Palisada perforata</i> | + | + | + | + |
| <i>Peyssonnelia</i> sp. | - | - | ♦ | - |
| <i>Phyllocladion anastomosans</i> | ♦ | - | ♦ | - |
| <i>Rhizoclonium</i> sp. | ♦ | ♦ | ♦ | - |
| <i>Sargassum</i> sp. | ♦ | - | ♦ | - |
| Sphacelariaceae | - | - | ♦ | - |
| <i>Ulva</i> sp. | + | + | + | - |

Na praia de Boa Viagem as algas dominantes foram *Ulva*, *Bryopsis* e *Gelidiella acerosa*, em Piedade foram *Chondracanthus* e *Gracilaria*, em Enseada dos Corais foram *Palisada perforata* (Bory) K. W. Nam e *Gelidiella acerosa*. Já em Tamandaré, *Palisada perforata*, *Gelidiella acerosa* e *Halimeda* corresponderam a mais de 90% da frequência total de macroalgas.

A frequência de ocorrência relativa das macroalgas variou de acordo com a estação do ano amostrado (Tabela 3). Os gêneros *Ulva* e *Hypnea* apresentaram maior frequência no verão em todas as praias onde foram computadas. Já *Gracilaria* obteve maior frequência durante o período chuvoso, em todas as praias em qual foi encontrada, bem como, *Gelidiella acerosa* e *Palisada perforata*, com exceção da praia de Piedade, na qual obtiveram maiores resultados durante o verão.

Tabela 4. Médias das frequências de ocorrência relativa das macroalgas com valores acima de 4% nas praias estudadas, durante o ciclo seco (2010) chuvoso (2011).

| | Boa Viagem | | Piedade | | Enseada | | Tamandaré | |
|---------------------------|------------|---------|---------|---------|---------|---------|-----------|---------|
| | Seco | Chuvoso | Seco | Chuvoso | Seco | Chuvoso | Seco | Chuvoso |
| <i>Bryopsis</i> | 17,45% | 14,49% | 2,45% | 7,10% | 1,90% | 0,55% | 0,38% | 0,83% |
| <i>Caulerpa</i> | 6,06% | 1,81% | 1,23% | 0,33% | 0,70% | 0,21% | 2,85% | 3,69% |
| <i>Centroceras</i> | 1,25% | 0,20% | 1,85% | 0,32% | 11,48% | 10,63% | - | - |
| <i>Chondracanthus</i> | 7,16% | 9,62% | 25,72% | 41,72% | 0,13% | - | - | - |
| <i>Corallina</i> | 4,55% | 9,26% | 0,07% | - | - | - | - | - |
| <i>Gelidiella acerosa</i> | 6,20% | 18,69% | 10,55% | 6,89% | 6,86% | 10,87% | 11,42% | 28,97% |
| <i>Gelidiopsis</i> | 6,07% | 6,72% | 0,92% | 2,76% | 0,00% | 0,03% | - | - |
| <i>Gelidium</i> | 5,47% | 3,71% | 9,74% | 9,24% | 1,58% | 1,58% | 0,64% | 0,45% |
| <i>Gracilaria</i> | 3,49% | 7,69% | 12,27% | 20,33% | 0,16% | 0,42% | - | - |
| <i>Halimeda</i> | - | - | - | - | - | - | 23,31% | 18,27% |
| <i>Hypnea</i> | 4,30% | 2,57% | 10,00% | 4,13% | 4,85% | 2,96% | 0,00% | 0,00% |
| <i>Palisada perforata</i> | 8,15% | 10,58% | 6,55% | 2,89% | 40,10% | 58,32% | 49,57% | 41,92% |
| <i>Ulva</i> | 23,02% | 3,93% | 14,71% | 2,63% | 12,13% | 3,77% | - | - |

6.2. Padrões de Distribuição e Zonação

A praia de Enseada dos Corais foi escolhida para representar os padrões de distribuição e zonação do ambiente recifal por apresentar grande diversidade de espécies e baixo grau de distúrbio de origem antrópica.

As classes criadas *a priori* (Classe I, II, III e IV) foram submetidas à análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) para verificar a relação das classes hipotéticas e identificar a contribuição qualitativa e quantitativa das espécies para a formação dessas classes. A análise SIMPER demonstrou similaridade média acima de 80% para a formação das classes, sendo as espécies *Palisada perforata*, *Centroceras* sp., *Gelidiella acerosa* e *Ulva* as que mais contribuíram para a similaridade dos grupos (Tabela 5.a). Em relação à diferença entre as

classes, a maior diferença média ocorreu entre as classes I e IV, uma vez que essas classes encontram-se nos extremos opostos do transecto, com dissimilaridade média de 35,2%. Devido à grande dominância de *Palisada perforata* e *Gelidiella acerosa* em todas as classes de distâncias, foi preciso utilizar muitas espécies de baixa frequência para explicar a variação entre as classes. As algas que mais contribuíram para esse resultado foram *Sargassum* sp., *Hypnea* sp., *Padina* sp., Sphacelariaceae e *Chaetomorpha* sp. em ordem decrescente, totalizando 54,97 % da diferença entre as classes (Tabela 5.b). Estas algas apresentaram distribuição restrita a uma das duas regiões. A análise SIMPER validou as classes, mostrando ainda a existência de um gradiente, uma vez que as classes vizinhas possuem maior similaridade.

Tabela 5. Análise SIMPER mostrando a contribuição de cada espécie para a similaridade intra (5.a) e dissimilaridade entre as classes (5.b).

| 5.a Similaridade intra-classes (%) | I | II | III | IV |
|------------------------------------|-------|-------|-------|-------|
| <i>Palisada perforata</i> | 16,66 | 20,4 | 22,29 | 22,94 |
| <i>Gelidiella acerosa</i> | 11,59 | 13,09 | 10,36 | 14,36 |
| <i>Centroceras</i> sp. | 8,68 | 12,19 | 15,02 | 16,41 |
| <i>Laurencia dendroidea</i> | 11,88 | 13,29 | 11,47 | 11,56 |
| <i>Ulva</i> | | 8,44 | 10,7 | 13,83 |
| <i>Padina</i> sp. | 8,18 | 8,1 | | |
| <i>Sargassum</i> sp. | 9,16 | | | |
| Sphacelariaceae | | 8,49 | | |
| <i>Hypnea</i> | 6,99 | | | |
| Total | 73,14 | 75,51 | 78,33 | 79,1 |
| Similaridade média | 85,15 | 80,89 | 81,94 | 81,9 |

| 5.b Dissimilaridade entre as classes (%) | I vs II | I vs III | I vs IV | II vs III | II vs IV | III vs IV |
|--|---------|----------|---------|-----------|----------|-----------|
| <i>Acanthophora spicifera</i> . | 5,14 | | | 7,86 | 5,89 | |
| <i>Caulerpa</i> sp. | | | | | 10 | |
| <i>Chaetomorpha</i> sp. | 11,48 | 8,86 | 7,74 | | | |
| <i>Dictyosphaeria</i> sp. | | | | 6,39 | | |
| <i>Dictyota</i> sp. | 6,06 | | 4,79 | 5,26 | | |
| <i>Ectocarpus</i> sp. | 7,03 | 4,64 | | 6,12 | 5,84 | 9,16 |
| <i>Gelidiella acerosa</i> | | | 5,88 | | 7,63 | |
| <i>Gelidium</i> sp. | | | | 6,56 | 7,64 | |
| <i>Gracilaria</i> sp. | 4,85 | 5,7 | | | | |
| <i>Hypnea</i> | 11,78 | 11,01 | 11,62 | 8,19 | 9,74 | 11,41 |
| <i>Laurencia dendroidea</i> | 7,21 | 6,23 | 6,12 | | | |
| <i>Padina</i> sp. | 5,48 | 8,79 | 10,78 | 9,48 | 11,96 | 9,36 |
| <i>Sargassum</i> sp. | 13,2 | 13,62 | 14,85 | 9,79 | 9,58 | |
| Sphacelariaceae | 6,31 | 10,93 | 9,98 | 9,15 | 8,39 | 7,2 |
| <i>Ulva</i> | | | 5,63 | 5,67 | 6,48 | 8,55 |
| Total | 71,33 | 70,76 | 71,62 | 73,52 | 70,83 | 70,95 |
| Dissimilaridade média | 21,96 | 31,34 | 35,2 | 22,77 | 27,11 | 17,97 |

A análise de similaridade *two-way* (ANOSIM) com 49.999 permutações, revelou diferença entre as estações do ano e ainda entre as classes de distâncias, principalmente entre as de maiores distâncias (Tabela 6). Os testes estatísticos revelaram que a frequência de ocorrência e a composição das espécies de macroalgas variaram nas duas estações do ano (R global de 0,944 $p=0,01$). As classes que foram comparadas e que atingiram a estatística $R = 1$ mostraram que suas amostras são completamente diferentes, ou seja, a classe I é diferente das classes III e IV. As classes III e IV não apresentaram diferenças significativas entre suas amostras. No MDS (escalonamento multi-dimensional) ficou mais evidente a proximidade entre os grupos de classes vizinhas (Figura 7), e mostram uma diferenciação na composição das amostras da estação seca com dois grupos distintos.

Tabela 6. ANOSIM *two way*, diferença entre as classes de distancia e estação do ano (R global de 0,707 $p=0,002$ e $R = 0,944$ $p=0,001$). Grupo I (0,0 a 2,5 m); grupo II (2,6 a 5 m); grupo III (5,1 a 7,5 m) e grupo IV (7,6 a 10 m. Estação do ano Seco e Chuvosa.

| Classes/Estação | R Estatístico | Nível de significância % |
|-----------------|---------------|--------------------------|
| Seca x Chuvosa | 0,944 | 0,1* |
| I x II | 0,5 | 4* |
| I x III | 1 | 1* |
| I x IV | 1 | 1* |
| II x III | 0,667 | 1* |
| II x IV | 0,833 | 1* |
| III x IV | -0,093 | 66 ns |

* $p < 5\%$, (ns) não significativo

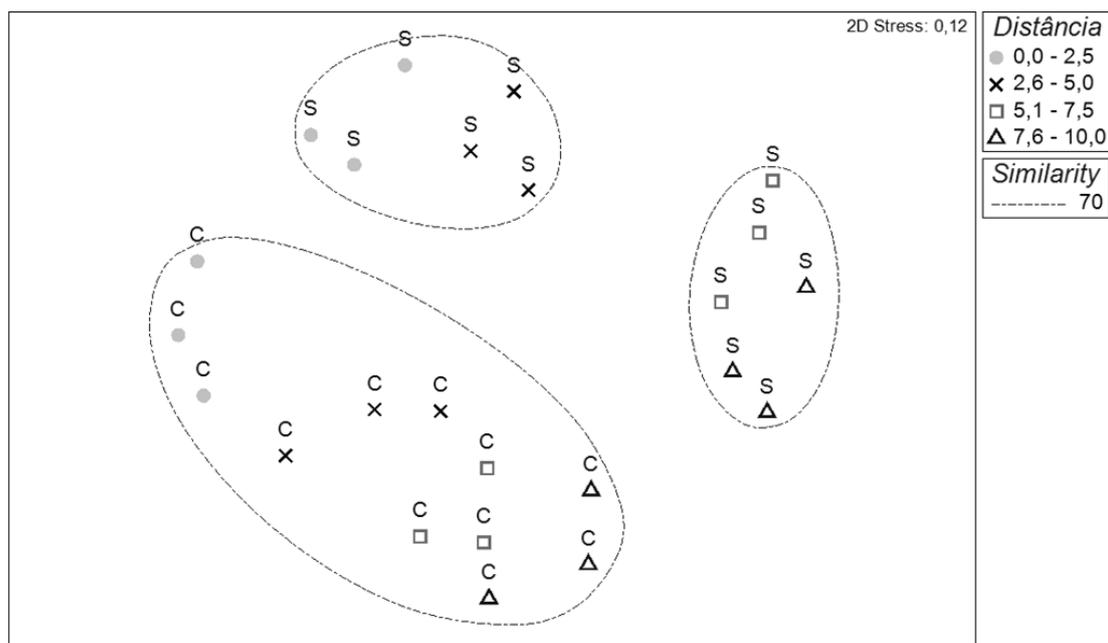


Figura 7. Escalonamento multidimensional (MDS) baseado no coeficiente de Bray-Curtis, mostrando os grupos de intervalos de distância (I: 0-2.5; II: 2.6 - 5.0; III: 5.1 - 7.5 e IV: 7.6 - 10) estação do ano: seca (S) e chuvosa (C), com corte em similaridade de 70%.

As macroalgas, em sua maioria, parecem ocorrer em todas as classes de distâncias estabelecidas, quando comparadas através do índice de Sørensen de dados de presença e ausência (Figura 8).

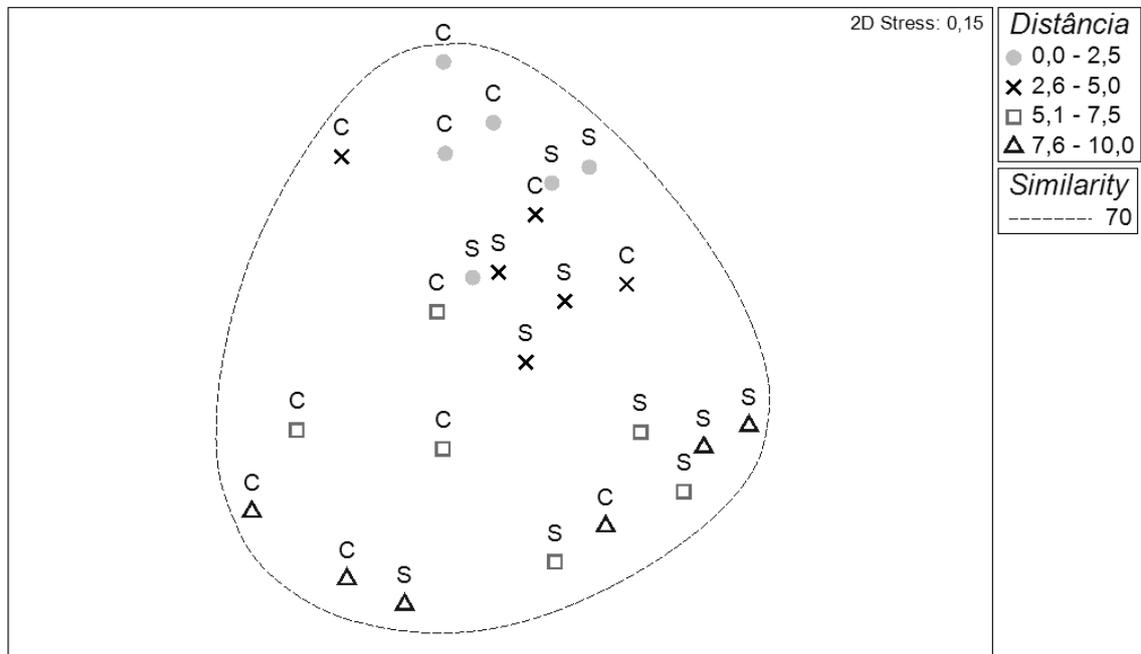


Figura 8. Escalonamento multidimensional (MDS) baseado no índice de Sørensen, mostrando os grupos de intervalos de distância (I 0-2.5; II 2.6 - 5.0; III 5.1 - 7.5 e IV 7.6 - 10) estação do ano: seca (S) e chuvosa (C), com corte em similaridade de 70%.

6.3. Índice de Qualidade Ambiental

O índice proposto é baseado em uma expressão balanceada, adimensional, das classes de macroalgas indicadoras. Onde 0 é o valor que indica uma comunidade ideal para um ambiente de mesolitoral em recifes de arenito, com alto grau de hidrodinamismo e exposição ao ar. Quando o índice varia para menor que zero indica uma perda na proporção ideal das macroalgas (frequência teórica). Um dos principais fatores dessa perda é causado pela pressão antrópica que leva, indiretamente, ao enriquecimento artificial de um ambiente ou a impactos gerados por pisoteio e mal uso daquele ecossistema. O índice é gerado a partir de três métricas, sendo elas: seleção de classes indicadoras; dominância; e frequência teórica.

Foram escolhidos seis táxons para as duas classes de macroalgas indicadoras. O primeiro grupo, formado por algas que apresentam alta densidade nos ambientes recifais de mesolitoral,

com pouco grau de distúrbio antrópico ou influência de eutrofização, é constituído pelas algas *Palisada perforata* e *Gelidiella acerosa*. E o segundo grupo, formado por macroalgas que apresentam características oportunistas e com grande frequência em ambientes que apresentam influência de atividades humanas, é constituído pelos táxons *Ulva*, *Bryopsis*, *Chondracanthus acicularis* (Roth) Fredericq in Hommersand e *Gelidium* (Tabela 7). As algas foram escolhidas de acordo com a literatura e sua distribuição no litoral estudado. Algas com pouca representatividade (menor que 3%) não foram consideradas no índice (MARCHANT, 2002).

Tabela 7. Classes indicadoras e seus representantes. O Grupo I é formado por macroalgas que apresentam grandes densidades em ambientes de mesolitoral com forte hidrodinamismo e tempo de exposição ao ar. O Grupo II é formado por algas que apresentam grandes densidades em ambientes de mesolitoral, sobre forte influência de enriquecimento orgânico.

| Grupo I | Grupo II |
|---------------------------|----------------------------------|
| <i>Palisada perforata</i> | <i>Ulva</i> |
| <i>Gelidiella acerosa</i> | <i>Bryopsis</i> |
| | <i>Chondracanthus acicularis</i> |
| | <i>Gelidium</i> |

A frequência teórica, é a frequência ideal do índice, ou seja, quando a frequência teórica é igual a frequência real, o índice é igual a zero. A frequência teórica foi calculada a partir dos recifes da praia de Enseada dos Corais. Esta praia foi escolhida como referência por ser a menos impactada pela urbanização, por possuir rica diversidade de espécies e por possuir recifes de arenito geologicamente semelhantes às praias de Boa Viagem e Piedade. Foi feita uma média das três campanhas por estação (chuvosa/seca) e escolhidos os maiores valores médios de frequência (Tabela 8) para a formulação da frequência teórica (*Palisada perforata*: 46,59%; *Gelidiella acerosa*: 8,61%; *Chondracanthus acicularis*: 0,10%; *Bryopsis*: 1,48%; *Ulva*: 8,86%; *Gelidium*: 1,26%).

O índice de qualidade ambiental foi baseado na expressão fundamental proposta por Areces (2001):

$$IQA = [(A1 + A2 + A3 + An...) - (B1 + B2 + B3 + Bn...)] / Nt$$

Onde A é o algoritmo, balanceado pela frequência teórica e real, de algas indicadoras de boa qualidade e B é um algoritmo balanceado pela frequência teórica e real das algas indicadoras de má qualidade, dividido pelo número de classes indicadoras. No entanto, o índice sofreu várias adaptações e transformações com o intuito de balancear a equação e ter o ponto zero como o ideal, variando para negativo como resposta para um distúrbio no ambiente e positivo para um

ambiente livre de eutrofização e que possui outros tensores ambientais. Desta maneira, a nova fórmula do índice utilizado é a seguinte:

$$IDA = \left\langle 1 + \left\{ - \frac{[Ei + \sum(\frac{Ns}{Nts})]}{[Es + \sum(\frac{Ni}{Nti})]} \right\} \right\rangle \times (Co/S)$$

Onde: Ei é o número de categorias de espécies indicadoras de baixo impacto;

Es é o número de categorias de espécies utilizadas como indicadoras de eutrofização.

Ns é a frequência real das espécies indicadoras de eutrofização

Nts é a frequência teórica das espécies indicadoras de eutrofização

Ni é a frequência real das espécies indicadoras de baixo impacto

Nti é a frequência teórica das espécies indicadoras de baixo impacto

Co é a proporção dos pontos amostrados cobertos por algas

S é a proporção de espécies registrada na unidade amostral em respeito ao total de espécies utilizadas na análise.

Tabela 8. Valores médios para a frequência teórica das macroalgas indicadoras, médias das campanhas 1, 2 e 3, e média por estação (seca/chuvosa). Em destaque os maiores valores médios, valores escolhidos para a frequência teórica.

| Indicadoras | | Campanhas | | | MÉDIA |
|----------------------------------|---------|-----------|----------|----------|---------------|
| | | 1 | 2 | 3 | |
| <i>Palisada perforata</i> | Seco | 0,292143 | 0,254286 | 0,366429 | 30,43% |
| | Chuvoso | 0,462857 | 0,471429 | 0,463571 | 46,59% |
| <i>Gelidiella acerosa</i> | Seco | 0,042857 | 0,040714 | 0,072143 | 5,19% |
| | Chuvoso | 0,082857 | 0,075 | 0,100714 | 8,61% |
| <i>Chondracanthus acicularis</i> | Seco | 0 | 0,000714 | 0,002143 | 0,10% |
| | Chuvoso | 0 | 0 | 0 | 0,00% |
| <i>Bryopsis</i> | Seco | 0,038571 | 0,005714 | 0 | 1,48% |
| | Chuvoso | 0 | 0,002857 | 0,01 | 0,43% |
| <i>Ulva</i> | Seco | 0,061429 | 0,131429 | 0,072857 | 8,86% |
| | Chuvoso | 0,016429 | 0,049286 | 0,025 | 3,02% |
| <i>Gelidium</i> | Seco | 0,015714 | 0,015 | 0,004286 | 1,17% |
| | Chuvoso | 0,012857 | 0,016429 | 0,008571 | 1,26% |

O índice foi testado em duas variantes, com o Co_{algas} sendo a proporção dos pontos amostrados cobertos por algas e, ainda, com o Co_{200} sendo a proporção dos pontos amostrados totais (no caso do estudo 100 pontos por transecto). Foi utilizada a primeira coleta (07 de Outubro de 2010) para todas as praias. Uma análise combinatória do tipo combinação simples (n= 91) foi realizada em todas as 14 unidades amostrais (transectos) em cada praia (Tabela 9).

Tabela 9. Valores do IDA (Índice de Qualidade Ambiental) em duas variáveis, Co_{200} e Co_{Algas} , para as praias estudadas. Sd = desvio padrão.

| | Boa Viagem | | Piedade | | Enseada dos Corais | | Tamandaré | |
|---------|------------|--------------|------------|--------------|--------------------|--------------|------------|--------------|
| | Co_{200} | Co_{algas} | Co_{200} | Co_{algas} | Co_{200} | Co_{algas} | Co_{200} | Co_{algas} |
| Média | -9,74 | -10,29 | -19,85 | -31,87 | -0,30 | -0,15 | 0,33 | 0,36 |
| Sd | 3,76 | 3,15 | 9,18 | 12,26 | 0,35 | 0,14 | 0,23 | 0,34 |
| Mediana | -9,48 | -10,46 | -17,21 | -29,60 | -0,19 | -0,12 | 0,34 | 0,44 |
| Min | -2,95 | -4,31 | -7,87 | -11,11 | -1,41 | -0,76 | 1,15 | 1,10 |
| Max | -19,20 | -17,41 | -53,50 | -67,39 | 0,24 | 0,05 | -0,26 | -0,51 |

O resultado apresentado indica que os dados se comportam melhor (menor desvio e mediana mais próxima a média) em função do Co_{Algas} por mostrar independência do esforço amostral, uma vez que o índice trabalha com a frequência relativa de algas dentro da unidade amostral. O teste de normalidade Kolmogorov-Smirnov, mostrou tendências à distribuição normal, para os dados do índice nas praias testadas (Figura 9).

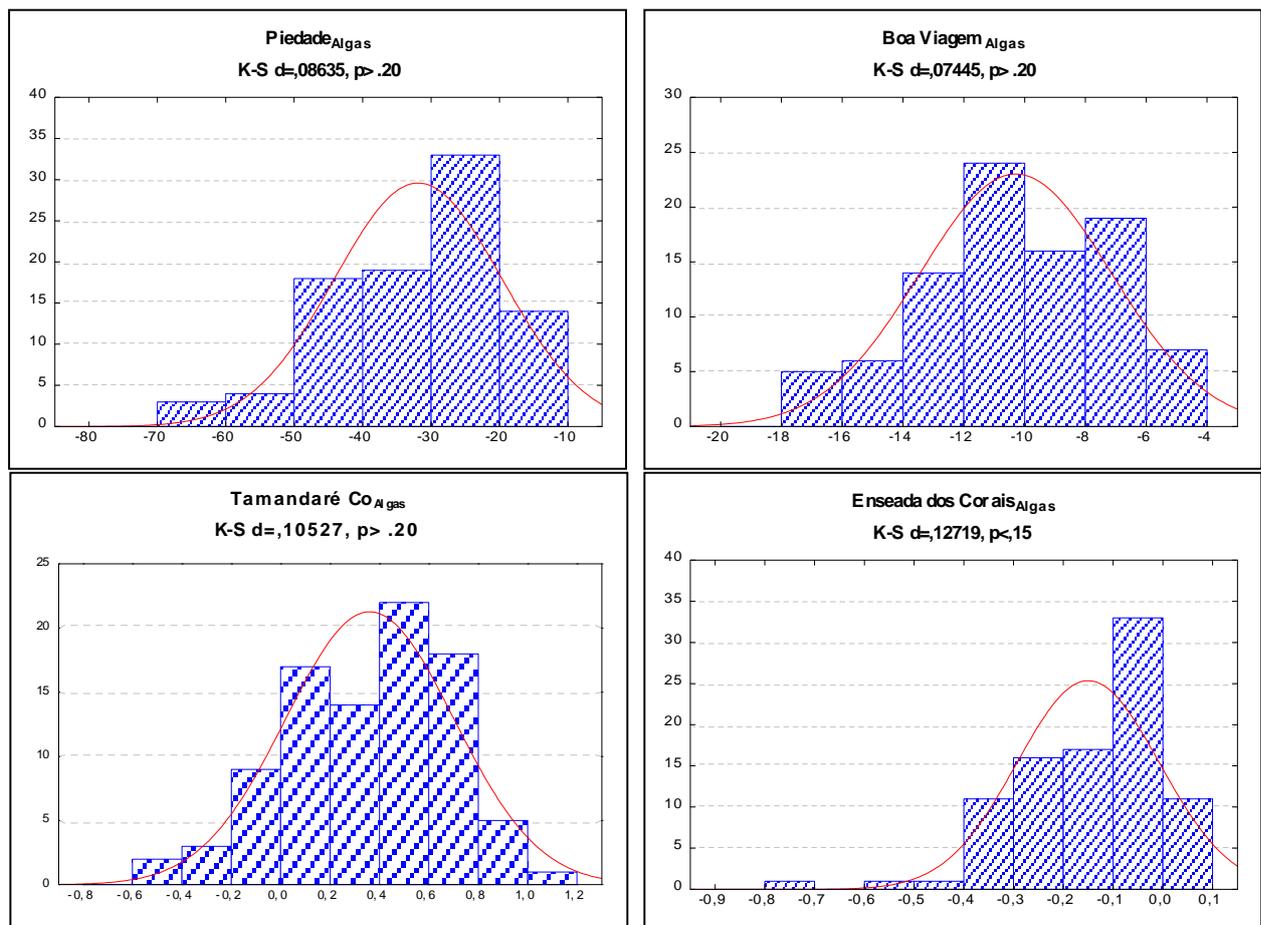


Figura 9. Histograma da distribuição dos valores do índice de qualidade ambiental (IDA) nas praias estudadas. Teste Kolmogorov-Smirnov, quando $P>0,05$, aceita-se que a distribuição tende a normalidade.

Foram escolhidas seis categorias indicativas a partir dos resultados obtidos, sendo elas:

- $> 1,0$ a $0,0$: Ambiente não eutrofizado, outros tensores naturais;
- $0,0$ a $-1,0$: Ambiente não eutrofizado
- $-1,1$ a $-6,0$: Ambiente com baixo grau de eutrofização;
- $-6,1$ a -11 : Ambiente em processo de eutrofização;
- $-11,1$ a -50 : Ambiente eutrofizado;
- < -50 : Ambiente em alto grau de eutrofização.

O índice proposto (IDA) foi aplicado nas praias de estudo, Boa Viagem, Piedade, Enseada dos Corais e Tamandaré (Tabela 10). Segundo a classificação proposta, a praia de Boa Viagem está indicada como um Ambiente em processo de eutrofização, pois o valor médio do IDA foi de $-10,29$. A praia de Piedade é classificada como Ambiente eutrofizado, uma vez que atingiu valor médio de $-31,87$, Enseada dos Corais foi classificada como Ambiente não eutrofizado, pois obteve valor médio de IDA de $-0,15$ e Tamandaré com valores médios de $0,36$, foi classificada como um ambiente pouco eutrofizado, com outros tensores ambientais que podem estar influenciado o resultado positivo.

Tabela 9. Valores médios do IDA Índice de Distúrbio Ambiental, para as praias de Boa Viagem, Piedade, Enseada dos Corais e Tamandaré. Sd = Desvio padrão (*Standard deviation*).

| | Boa Viagem | Piedade | Enseada dos Corais | Tamandaré |
|-------|------------|---------|--------------------|-----------|
| Média | -10,29 | -31,87 | -0,15 | 0,36 |
| Sd | 3,15 | 12,26 | 0,14 | 0,34 |

7. DISCUSSÃO

As praias estudadas apresentaram frequências de ocorrência para os filos de macroalgas (Figura 6) característicos da região ficogeográfica tropical (HORTA *et al.*, 2001). A praia de Enseada dos Corais possuiu o maior número de táxons, total de 37 (19 Rhodophyta, 11 Chlorophyta e 6 Heterokonthophyta). Pereira *et al.* (2006), caracterizando as macroalgas da praia de Enseada dos Corais encontraram 47 táxons (23 Rhodophyta, 14 Chlorophyta e 10 Heterokonthophyta), proporção muito próxima ao encontrado nesse estudo. Isso mostra que, mesmo com baixo grau de detalhamento, comparado a metodologias destrutivas, o método utilizado respondeu bem em relação às algas que predominam no ambiente, mantendo a proporção dos representantes dos filos.

A praia de Boa Viagem foi o segundo local mais diverso com total de 31 táxons (17 Rhodophyta, 10 Chlorophyta e 4 Heterokonthophyta). Soares (2011) estudando macroalgas epífitas encontrou 49 táxons (28 Rhodophyta, 20 Chlorophyta e 1 Heterokonthophyta). Para essa mesma região, Santos *et al.* (2006) registraram 27 táxons de Rhodophyta, 16 Chlorophyta e 4 Heterokonthophyta. Ribeiro *et al.* (2008) citam 32 táxons de rodofíceas, 11 táxons de clorofíceas e cinco táxons de feofíceas. táxons de macroalgas para os recifes de Boa Viagem. Em relação ao número de espécies, os dados pretéritos divergiram do obtido no presente trabalho. Muito se deve à metodologia aplicada no presente estudo (não destrutiva e identificação *in situ*) e outra por conta do hábito filamentosos das ordens e famílias com maior número de espécie nos referidos trabalhos, dificultando a identificação em campo.

Já a praia de Piedade, obteve um total de 26 táxons (18 Rhodophyta, 7 Chlorophyta e 1 Heterokonthophyta), compatíveis com os dados obtidos por Sousa & Cocentino (2004). O baixo número de representantes do filo Heterokonthophyta também é registrado em outros trabalhos nas adjacências da praia de Piedade. Berchez & Oliveira (1992) comentam que o grupo das algas pardas é mais sensível à poluição do que os outros, enquanto as clorofíceas são as algas mais resistentes. Borowitzka (1972) e Teixeira *et al.* (1987) relacionam a pouca representatividade, ou até mesmo a ausência de algas pardas, à toxicidade de efluentes domésticos e industriais que podem estar sendo lançados na própria área de estudo ou em locais adjacentes, ou ainda à presença de compostos orgânicos de origem antrópica que podem interferir no ciclo de vida de tais espécies.

No tocante a distribuição da comunidade de macroalgas, ficou evidenciado aqui um padrão de zonação biológica para as macroalgas nos recifes de arenito das praias do litoral pernambucano. Os recifes de arenito escolhidos como referência foram os da praia de Enseada dos Corais, por apresentar um número de espécies satisfatório e, pouco impacto de origem antrópica devido a baixa pressão urbana. O estudo revelou duas zonas distintas em uma transecção perpendicular à costa. A primeira zona parte da borda recifal até os primeiros cinco metros e a segunda segue os cinco metros restantes em direção ao andar superior do mesolitoral. Masi & Zalmon. (2008), trabalhando com algas e invertebrados bentônicos em matacões graníticos, evidenciaram seis zonas de agrupamento de organismos. Assim, levando em consideração outros organismos bentônicos, além das macroalgas, a praia de Enseada dos Corais pode apresentar uma zonação distinta e com mais zonas de agrupamento de organismos.

O ambiente recifal de Enseada dos Corais é dominado pelas algas *Palissada perforata* e *Gelidiella acerosa*, as quais se encontram em altas frequências em toda a extensão do transecto. Devido a essa dominância, espécies pouco abundantes e restritas a uma das zonas foram as responsáveis pela separação dos grupos, dentre elas *Padina* sp., *Sargassum* sp., *Hypnea*., *Chaetomorpha* sp. e Sphacelariaceae (Tabela 5b). Vários autores afirmam que, independente do esquema de zonação adotado, é importante que não seja baseado apenas nas espécies dominantes, mas sim nas espécies que respondam bem ao ambiente (COUTINHO, 1995, 2002; MASI *et al.*, 2009).

Segundo Sabino e Villaça (1999), a caracterização de uma comunidade através de dados de distribuição e abundância é o primeiro passo para o entendimento da dinâmica dos organismos bentônicos, e, normalmente, é um dos únicos cenários possíveis para interpretação ecológica e tomada de decisões em gestão. Tal argumento é tão válido ao ambiente de costão, quanto aos ambientes recifais devido à sua importância ecológica e econômica relacionada às atividades turísticas e proteção da linha de costa. Em um ambiente impactado por eutrofização, pode-se perder o padrão de zonação por causa da colonização de organismos oportunistas generalistas e substituição das espécies naturais (EMERY *et al.*, 2001; BURKEPILE & HAY, 2006). O padrão de zonação evidenciado é de fundamental importância para a elaboração de desenhos amostrais em futuros estudos de monitoramento das comunidades de macroalgas. E uma vez que as espécies oportunistas possam dominar um ambiente impactado por eutrofização, pode haver a perda desse padrão, sugerindo assim, o padrão de zonação como uma métrica para estudos de monitoramento.

O presente trabalho teve como objetivo criar um índice de qualidade ambiental, mostrando como o uso da abundância relativa do macrofitobentos, em ambientes de mesolitoral, pode ser uma ferramenta de monitoramento com embasamento estatístico. O RAM (Abundância Relativa do Macrofitobentos) já vem sendo utilizado por vários autores (VROOM & PAGE, 2006; TRIBOLLET & VROOM, 2007; ARECES *et al.*, 2012 *in press*). O método escolhido baseado em RAM utiliza-se de áreas não perturbadas, ou de pouco impacto antrópico (Enseada dos Corais e Tamandaré) como locais de referência, mas que possam ser estendidas a outras regiões com tensores de origem antrópica ou não. Para isso, as métricas foram cuidadosamente testadas.

Uma das métricas do índice é a riqueza de táxons, e para isso o índice formulado trabalha em nível taxonômico de gênero. Ainda que, os grupos morfofuncionais (LITTLER & LITTLER, 1984; STENNECK & DETHIER, 1994) fossem bastante difundidos nos trabalhos de biomonitoramento com macroalgas (ORFANIDIS *et al.*, 2001; WELLS *et al.*, 2007; SOUZA-DIAS & MELO, 2008), há questionamentos quanto a qualidade das respostas dos grupos, e ainda, a falta de precisão na hora de discriminar respostas ecológicas causadas por perturbações naturais ou antropogênicas (JUANES *et al.*, 2008; OLIVEIRA *et al.*, 2008). Tem-se que quanto menor o nível taxonômico, maior o poder da métrica de riqueza. Entretanto, deve-se levar em conta as limitações da metodologia e os objetivos do trabalho, a fim de escolher com qual classe (espécie, gênero, família) trabalhar. Bates *et al.*, (2007) comparam a similaridade entre amostras através do nível de gênero e nível de espécie, chegando à conclusão de que as amostras possuem 97% de similaridade, ou seja, não apresentam diferenças significativas entre si, não sendo necessário trabalhar em nível de espécies, o que demanda maior conhecimento taxonômico.

Outras duas métricas utilizadas foram, as classes de espécies tolerantes ou não à eutrofização, e a medida de abundância relativa dessas classes. Sendo assim, as macroalgas foram escolhidas, como representantes de áreas não impactadas, de acordo com a literatura e a frequência de ocorrência obtida no estudo e na praia modelo (Enseada dos Corais). A alga *P. perforata* foi a de maior frequência nas praias de Enseada dos Corais e Tamandaré, possuindo ainda, boa representatividade nas praias do setor urbano (>5 %). Tsai *et al.*, (2005) afirmam que, em um ambiente recifal dominado por *Gracilaria coronopifolia* e *P. perforata* (*Laurencia papillosa*), *G. coronopifolia* leva vantagem quando há um quadro de eutrofização da área, levando ao decréscimo da alga *P. perforata*. Os mesmos autores afirmam que *P. perforata* está diretamente ligada à ambientes com temperaturas altas (acima de 28°C) e exposição ao ar (mesolitoral). Juanes *et al.* (2008), classificam a alga *Laurencia* sp., alga da mesma tribo de *P.*

perforata, como natural de ambientes de mesolitoral. Sendo, assim *P. perforata* representa uma alga que domina, naturalmente, ambientes mesolitorâneos de clima tropical.

Outra alga característica dos ambientes de mesolitoral recifal foi a *G. acerosa* que apresenta alta frequência de ocorrência para as praias de Enseada dos Corais e Tamandaré. Azevedo *et al.* (2011), encontraram alta frequência e grande distribuição de *Gelidiella acerosa* ao longo do mesolitoral de um recife, onde o maior impacto é o turismo em temporada. Freire *et al.* (2007), discutem o baixo potencial de crescimento da alga *G. acerosa*, em condições de baixa salinidade, penetração de luz e altas concentrações de nutrientes, mostrando a sensibilidade da alga às águas eutrofizadas. Desta forma, *Palisada perforata* e *Gelidiella acerosa* são as duas algas que irão representar um ambiente natural no índice.

Por outro lado, as algas que indicam contaminação ou eutrofização são: *Chondracanthus acicularis*, *Ulva*, *Gelidium* e *Bryopsis*. As macroalgas do gênero *Ulva* e *Bryopsis*, já foram bem documentadas e classificadas como algas oportunistas e que levam vantagem em ambientes eutrofizados (eg. ORTEGA, 2000; ARECES, 2001; ORFANIDIS *et al.*, 2001; JUANES, 2008). Já *Chondracanthus acicularis* e *Gelidium* são classificadas por Orfanidis *et al.*, (2003), como macroalgas oportunistas, com rápido grau de crescimento e curtos ciclos de vida, que levam o EEI (Ecological Evaluation Index) para a indicação de impacto ambiental. Carneiro *et al.* (1987) comentam que espécies do gênero *Chondracanthus* e a espécie *Gelidium pusillum* ocorrem em locais mais poluídos, classificadas como oportunistas e frequentemente encontradas em locais com elevado aporte de matéria orgânica.

O índice proposto apresentou tendência à distribuição normal para os testes realizados nas praias-alvo com 200 pontos amostrados (Figura 9). A normalidade implica em uma possibilidade de predição dos dados e, através de medidas de tendência central (média ou mediana), pode-se inferir, estatisticamente, a probabilidade de qualquer valor dentro da distribuição.

Sabe-se que as atividades urbanas, industriais, bem como o adensamento populacional, podem levar os ambientes costeiros a um cenário de eutrofização de origem antrópica (KARYDIS, 2009). García-Rodríguez *et al.* (2010), afirmam que os impactos antrópicos causados por urbanização, industrialização, atividades portuárias dentre outras, intensificaram o processo de eutrofização das águas costeiras na região de Montevideú. Silva *et al.* (2006), estudando a ocupação recreacional da praia de Boa Viagem, afirmaram que a alta intensidade de turistas e o uso desordenado da praia resultam na poluição do ambiente e, conseqüentemente, na perda de valores sócio-econômicos e paisagísticos da região.

Com base nisso, o presente estudo comparou dois setores do litoral pernambucano quanto aos impactos antrópicos e à ocupação litorânea, setor metropolitano (praias de Boa Viagem e Piedade), mais urbanizado, e setor sul (praias de Enseada dos Corais e Tamandaré), menos impactado (GERCO-PE).

O setor metropolitano é o de menor extensão, com cerca de 22,5% do litoral, e apresenta a maior densidade populacional (4.935 hab/km²), onde Recife e Jaboatão dos Guararapes possuem cerca de 2.182.324 habitantes, correspondendo a 85% da população do setor (IBGE 2010). O setor metropolitano ainda possui maior ocupação da região de praia e pós-praia concomitantemente, cerca de 47% da área é ocupada por edifícios e/ou obras de contenção (ARAÚJO *et al.*, 2007). Os bairros costeiros do setor metropolitano, vêm sofrendo uma constante verticalização das moradias, onde não há preocupação com o planejamento do bairro que permita a manutenção de serviços ecológicos e urbanos necessários. Um exemplo disso é a praia de Piedade (município de Jaboatão dos Guararapes), a qual antigamente era apenas local de veraneio, e atualmente possui edificações construídas diretamente sobre a praia. Isto leva a uma situação de alto risco ambiental, pois as construções irregulares comprometem o balanço sedimentar da área (COSTA *et al.*, 2008).

Por outro lado, o setor sul, onde se encontram as praias de Enseada dos Corais (município do Cabo de Santo Agostinho) e Tamandaré (município de Tamandaré), possui uma densidade demográfica baixa, e as ocupações na faixa litorânea se dão por casas de veraneio, colônias de pescadores e pequeno comércio dependente do turismo. Tamandaré possui densidade demográfica de 96 hab/km² e o Cabo de Santo Agostinho de 414 hab/km² (levando em consideração que a região litorânea do município possua uma densidade muito menor) (IBGE 2010).

Essas diferenças demográficas e de urbanização, levam a crer que a pressão costeira nas praias do setor metropolitano é muito mais intensa do que no setor sul, e ainda, que os ecossistemas marinhos, como os recifes de arenito, desses ambientes urbanizados possam estar passando por um processo de eutrofização de origem antrópica (ROLLNIC & MEDEIROS, 2006).

Devido à elevada urbanização, vários estudos com ênfase em bioindicação utilizando macroalgas marinhas como ferramentas foram realizados na praia de Boa Viagem. Dentre eles, Santos *et al.*, (2006), encontraram, em maior proporção, algas oportunistas e tolerantes a eutrofização, diagnosticando a praia como ‘em processo de eutrofização’, ressaltando a expansão urbana e o turismo nos recifes como principais tensores ambientais.

Ribeiro *et al.* (2008), trabalhando com índices de diversidade clássicos (diversidade H' - Shannon e J' - equitabilidade de Pielou), concluíram que a praia de Boa Viagem, apesar de estar sujeita a ações antrópicas negativas, apresentou padrões florísticos correspondentes ao encontrado em outras praias mais preservadas da costa pernambucana, como Enseada dos Corais (PEREIRA *et al.*, 2006). Soares *et al.* (2010), utilizando um índice quali-quantitativo multimétrico baseado na frequência relativa de macroalgas indicadoras, assumiram que a praia de Boa Viagem encontra-se em processo de eutrofização. Soares (2011), trabalhando com macroalgas epífitas leva em consideração a teoria do distúrbio intermediário, e classifica a praia de Boa Viagem com alta diversidade de epífitas.

Para a praia de Piedade, Sousa & Cocentino (2004), através de um checklist da ficoflora, classificam as atividades humanas mais deletérias para as comunidades recifais da área, citando como as principais a expansão urbana sobre a área, caminhadas nos recifes, emissão de efluentes e presença de portos e marinas. Os autores afirmam, também, que a praia de Piedade precisa de um programa de recuperação, pois as macroalgas mais frequentes em suas estruturas recifais são de características oportunistas. Simões *et al.* (2009), trabalhando com sucessão ecológica nos recifes de Piedade, afirmam que a comunidade clímax é formada por algas vermelhas (44,6%) e algas verdes foliáceas (33,3%) e que em um período curto, cerca de 150 dias, o ambiente parece se recuperar e voltar ao estado "natural" encontrado antes da raspagem total do substrato.

Já no setor sul do estado, Pereira *et al.* (2006) trabalhando na praia de Enseada dos Corais encontraram 47 táxons de macroalgas, com o predomínio de número de espécies para a ordem Rhodophyta. Os autores percebem um aumento na pressão turística, mas que, mesmo assim, a estrutura das comunidades de macroalgas permanece igual à dos outros recifes da costa pernambucana. Em contrapartida, Marcelino *et al.* (2007) afirmam que o turismo de temporada (veraneio), é o maior tensor de origem antrópica para as comunidades dos recifes de arenito da praia de Enseada dos Corais.

O município de Tamandaré, localizado a 110 km ao sul da cidade de Recife, está inserido em três unidades de conservação: a Reserva Biológica de Saltinho, a Área de Proteção Ambiental (APA) estadual de Guadalupe e a APA Costa dos Corais (PINHEIRO, 2006). Segundo Maida e Ferreira (2004), é esperado que áreas com pouco desenvolvimento urbano, como Tamandaré (estado de Pernambuco) e outras áreas de difícil acesso, ainda possuam recifes relativamente bem preservados. Guimarães-Barros *et al.* (2011), encontraram 37 espécies de macroalgas para os recifes de Tamandaré, destacando a pouca quantidade de estudos ficológicos e de qualidade ambiental na área.

Sendo assim, o estudo proposto classifica as praias analisadas em um gradiente de urbanização, onde a praia de Tamandaré (inserida em uma área de proteção ambiental) seria a mais distante fisicamente do setor metropolitano, com menor influência urbana e indiretamente menor grau de exposição a tensores que levem à eutrofização. Em seguida está Enseada dos Corais, uma praia com baixo grau de urbanização, apenas casas de veraneios e temporadas, onde o maior tensor ambiental seria o turismo sazonal. As praias de Piedade e Boa Viagem são o outro extremo, as quais estão inseridas nos grandes centros urbanos, sujeitas a tensores ambientais de origens diversas, desde ocupações indevidas da região de praia, alterando a dinâmica dos sedimentos, ao impacto causado pelo turismo e despejos de emissários domésticos e pluviais.

O índice proposto (IDA) constitui uma ferramenta de fácil manuseio, baixo custo operacional e rápida resposta para futuros programas de monitoramento ambiental. O índice ainda pode ser utilizado como uma das ferramentas para formulação de mapas de sensibilidade ambiental, servindo como uma das variáveis em planos de gestão costeira integrada.

8. CONCLUSÕES

- O presente trabalho evidencia duas zonas distintas no período seco e a perda desse padrão durante o período chuvoso, mostrando também que as algas podem ocorrer nas diversas faixas, no entanto, elas se agrupam em zonas preferenciais.
- As macroalgas *Palisada perforata* e *Gelidiella acerosa* são características de ambientes recifais tropicais de mesolitoral, e sua frequência de ocorrência está relacionada ao grau de distúrbio antrópico ao qual o recife está exposto.
- As macroalgas *Ulva*, *Chondracanthus acicularis*, *Bryopsis* e *Gelidium*, quando possuem abundância elevada, indicam um desequilíbrio no ambiente, causado pelo enriquecimento da água e/ou pressão antrópica no ambiente recifal.
- As praia de Boa Viagem, Piedade, Enseada dos Corais e Tamandaré, responderam a um gradiente de pressão urbana.
- O IDA é um índice multimétrico eficiente, de baixo custo e rápida resposta para diagnosticar a qualidade ambiental dos recifes de meso litoral do estado de Pernambuco.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, S. M. 2005. Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems. **Marine Pollution Bulletin**. v. 51, p. 649 – 657.
- AIROLDI, L. 2003. The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. **Oceanography and Marine Biology**. v. 41 p. 161 – 236.
- AMBROSE, R. F. 2002. Transects, Quadrats, and Other Sampling Units. *In: **Methods for Performing Monitoring, Impact, and Ecological Studies on Rocky Shores***. S. N. Murray, R. F. Ambrose and M. N. Dethier. MMS OCS Study 2001-070. Coastal Research Center, Marine Science Institute, University of California, Santa Barbara, California, p 217.
- ARAÚJO, M. C. B.; SOUZA, S. T.; CHAGAS, A. C. O.; BARBOSA, S. C. T.; COSTA, M. F. 2007. Análise da Ocupação Urbana das Praias de Pernambuco, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 7, n. 2, p. 97 – 104.
- ARECES, A. J. 2001. La ficoflora intermareal como bioindicadora de calidad ambiental. Estudio de caso: El litoral habanero. **Sustentabilidad de la biodiversidad**. ALVEAL, K. & ANTEZANA, T. (Eds.) Universidad de Concepción, Chile. p.569-589.
- AZEVEDO, C. A. A.; CARNEIRO, M. A. A.; OLIVEIRA, S. R.; MARINHO-SORIANO, E. 2011. Macroalgae as an indicator of the environmental health of the Pirangi reefs, Rio Grande do Norte, Brazil. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, v. 21 n. 2, p. 323-328.
- BALLESTEROS, E.; TORRAS, X.; PINEDO, S.; GARCÍA, M.; MANGIALAJO, L. & TORRES DE, M. 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**. v. 55 p. 172–180.
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D. & STRIBLING, J. B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish (Second Edition). EPA 841-b-99-002. **U.S. Environmental Protection Agency Office of Water**, Washington, DC.

- BATES, C. R.; TOBIN, M. L.; SCOTT, G. & THOMPSON, R. 2007. Weighting the cost and benefits of reduced sampling resolution in biomonitoring studies: perspectives from the temperate rocky intertidal. **Biological Conservation.**, v. 137 p. 617-625.
- BEISEL, J. N.; USSEGLIO-POLATERA, P.; BACHMANN, V. & MORETEAU, J. C. 2003. A comparative analysis of evenness index sensitivity. **International Review of Hydrobiology.** v. 88 p. 3-15.
- BERCHEZ, F. A. S.; OLIVEIRA, E. C. 1992. Temporal changes in benthic marine flora of the Baía de Santos, SP, Brazil, over the last four decades. *In*: CORDEIRO-MARINO, M.; AZEVEDO, M. T. P.; SANT'ANNA, C. L.; TOMITA, N. Y.; PLASTINO, E. M. (Eds.). **Algae and environment: a general approach.** São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia e CETESB, 1992. p. 120 – 131.
- BORJA, A.; GALPARSORO, I.; SOLAUN, O.; MUXIKA, I.; TELLO, E.; URIARTE, A.; & VALENCIA, V. 2006. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. **Estuarine, Coastal and Shelf Science.** v. 66 n. 1-2, p. 84-96.
- BOROWITZKA, M. A. 1972. Intertidal algal species diversity and the effects of pollution. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research.** v. 25 p. 73-84.
- BURKEPILE, D. E. & HAY, M. E. 2006. Herbivore vs. nutrient control of marine primary producers: context-dependent effects. **Ecology**, v. 87 n.12, p. 3128-3139. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17249237>>.
- CARNEIRO, M. E. R.; MARQUES, A. N.; PEREIRA, R. C.; CABRAL, M. M. O.; TEIXEIRA, V. L. 1987. Estudos populacionais de *Ulva fasciata* Delile, indicadora de poluição na Baía de Guanabara. **Nerítica**, v. 2, p. 201 – 212.
- CHRYSOVERGIS, F. & PANAYOTIDIS, P. 1995. Communities of macrophytobenthos along an eutrophication gradient (Maliakos Gulf, Aegean Sea, Greece). **Oceanologica Acta**, v. 18, n. 6, p. 649-658.
- CLARKE, K. R. & GORLEY R. N. 2006. PRIMER v6: User manual/tutorial. **PRIMER-E**, Plymouth UK.

- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. **Plymouth Marine Laboratory**.
- CLARKE, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses in community structure. **Australian Journal of Ecology**. v. 18, p. 117-143.
- COELHO, S. M.; RIJSTENBIL, J. W. & BROWN, M. T., 2000. Impacts of anthropogenic stress on the early development stages of seaweeds. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**. v. 7, p. 317- 333.
- COELHO-SANTOS, M. A. 1993. **Crustáceos decápodos do litoral de Jaboatão dos Guararapes (Estado de Pernambuco, Brasil)**. Dissertação de Mestrado, Oceanografia Biológica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. p. 151.
- CONNELL, S. D.; RUSSELL, B. D.; TURNER, D. J.; SHEPHERD, S. A.; KILDEA, T.; MILLER, D.; AIROLDI, L. & CHESHIRE, A. 2008. Recovering a lost baseline: Missing kelp forests from a metropolitan coast. **Marine Ecology Progress Series**. V. 360, p. 63-72.
- COSTA, M. F.; ARAÚJO, M. C. B.; SILVA-CAVALCANTI, J. S. & SOUZA, S. T. 2008. Verticalização da Praia da Boa Viagem (Recife, Pernambuco) e suas consequências Sócio-Ambientais. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 8, n. 2, p. 233-245.
- COUTINHO, R. 1995, Avaliação crítica das causas da zonação dos organismos bentônicos em costões rochosos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 1, p. 259-271.
- COUTINHO, R. 2002. Bentos de Costões Rochosos. *In*: **Biologia Marinha**, R. C. Pereira & A. Soares- Gomes (Eds). Interciência Press, Rio de Janeiro, p.147- 157.
- CPRH. 2003. - Agência Estadual de do Meio Ambiente - Pernambuco. – Diagnóstico Sócio-Ambiental do Litoral Sul de Pernambuco p.87.
- CROWE, T. P.; THOMPSON, R. C.; BRAY, S. & HAWKING, S. J. 2000. Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**. v. 7 p. 273-297.
- CUTRIM, M. U. J. 1990. **Distribuição das Macroalgas Marinhas Bentônicas na região entre-marés do recife da praia de Piedade, Município de Jaboatão dos Guararapes (Estado de Pernambuco, Brasil)**. Dissertação de Mestrado. Departamento de Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. p. 138.

- DIAPOULIS, A. & HARITONIDIS, S. 1987. A qualitative and quantitative study of the marine algae in the Saronikos Gulf (Greece). P.S.Z.N.I., **Marine Ecology**. v. 8 n. 2 p. 175-189.
- DÍEZ, I.; SECILLA, A.; SANTOLARIA, A.; GOROSTIAGA, J. M. 1999. Phytobenthic intertidal community structure along an environmental pollution gradient. **Marine Pollution Bulletin**. v. 38, n. 6, p. 463 – 472.
- DOMINGUEZ, J. M. L.; BITTENCOURT, A. C. S. P.; LEÃO, Z. M. A. N.; AZEVEDO, A. E. G. 1990. Geologia do Quaternário Costeiro do Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Geociências**. v. 20, n. 1 - 4, p. 208 - 215.
- EMERY, N. C.; EWANCHUCK, P. J. & BERTNESS, M. D. 2001. Competition and salt-marsh plant zonation: stress tolerators may be dominant competitors. **Ecology**. v.82, n. 9, p. 2471-2485.
- FEITOSA, J. L. L. 2010. **Alimentação e ecomorfologia trófica de *Stergastes fuscus* e *S. variabilis* (Actinopterygii: Pomacentridae) nos recifes de Tamandaré, Pernambuco**. Dissertação de Mestrado, Oceanografia Biológica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. p 63.
- FERREIRA, B. P.; CAVA, F.; MAIDA, M. 2001. Composição da pescaria recifal observada na Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais, Tamandaré, Pernambuco, Brasil. *In: Anais do IX Congresso Latino Americano de Ciências do Mar, COLACMAR*. San Andrés, Colômbia, 1: 234-237, 2001.
- FINEP/UFPE 1990. Carta geotécnica da cidade do Recife (sub-área Geologia/Geologia de Engenharia). **Relatório Final de Atividades**. Recife.
- FLEITUCH, T.; SOSZKA, H.; KUDELSKA, D. & KOWNACKI, A. 2002. Macroinvertebrates as indicators of water quality in rivers: a scientific basis for Polish standard method. **Archiv fur Hydrobiologie Supplement**. v.141 p. 225-239.
- FORGES, B. R.; KOSLOW, J. A. & POORE, G. C. B. 2000. Diversity and endemism of the benthic seamount fauna in the southwest Pacific. **Nature**. v. 405 p. 944–977.
- FREIRE, A. R. S.; MOURA, E. A.; PEREIRA, D. C.; MARINHO-SORIANO, E. 2007. Efeito dos parâmetros ambientais sobre o crescimento e a biomassa de *Gelidella acerosa* cultivada em viveiros de camarão. **Revista Brasileira de Biociências**. v. 5 n. 2 p. 804-806.

- GARCÍA-RODRÍGUEZ, F.; HUTTON, M.; BRUGNOLI, E.; VENTURINI, N.; DEL PUERTO, L.; INDIA, H.; BRACCO, R. *et al.* 2010. Assessing the effect of natural variability and human impacts on the environmental quality of a coastal metropolitan area (Montevideo Bay, Uruguay). **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**. v. 5, n. 1, p. 91-100.
- GERCO-PE 2011. **Gerenciamento Costeiro**, Pernambuco: Disponível em: <www.cprh.pe.gov>. Acesso em 09 de Dezembro de 2011.
- GERRITSEN, J. 1995. Additive biological indices for resource management. **Journal of the North American Benthological Society**. v.14, p. 451-457.
- GOULART, M. & CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Fapam em Revista**, v. 2, n. 2, p. 153-164.
- GUERRA, N. C.; MANSO, V. do A. V. 2004. Beachrocks (Recifes de Arenito). *In*: ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; COSTA, M. F. (Eds.). **Oceanografia – um cenário tropical**. Ed. Bagaço, Recife. p. 109 – 130.
- GUIMARÃES-BARROS, N. C. L.; REIS, T. N. V.; VASCONCELOS, E. R. T. P. P.; COCENTINO, A. L. M.; FUJII, M. T. 2011. Biodiversidade e aspectos ecológicos de macroalgas marinhas bentônicas de recifes costeiros tropicais. *In*: IX Congreso de Ficología de Latinoamérica y El Caribe - VII Reunión Iberoamericana de Ficología y IX Simposio Argentino de Ficología, 2011, La Plata. **Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica**. Córdoba, 2011. v. 46.
- HAASE, P.; LOHSE, S.; PAULS, S.; SCHINDEHÜTTE, K.; SUNDERMANN, A.; ROLAUFFS, P.; HERING, D. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. **Limnologica**. v. 34 p. 349-365.
- HARITONIDIS, S. 1978. **Contribution to the research of marine plant macrophyceae (Chloro, Phaeo, and Rodophyceae) of the Thermaikos Gulf**. Tese de Pós-Doutorado, Aristotle University of Thessaloniki. Greece.
- HEMMINGA, M. A. & DUARTE, C. M., 2000. Seagrass ecology. **Cambridge University Press**. Cambridge Books Online.

- HOOOPER, D. U. *et al.* 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**. v. 75, p. 3–35.
- HORTA, P. A.; AMANCIO, E.; COIMBRA, C. S & OLIVEIRA, E. C. 2001. Considerações sobre a distribuição e origem da flora de macroalgas marinhas brasileiras. **Hoehnea**. v. 28, p. 243-265.
- IBGE 2010. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em 12 de Janeiro de 2012.
- JOHNSTON, E. L. & ROBERTS D. A. 2009. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: A review and meta-analysis. **Environmental Pollution**. v. 157: p. 1745–1752.
- JUANES, J. A.; GUINDA, X.; PUENTE, A. & REVILLA, J. A. 2008. Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. **Ecological Indicators**, v. 8, n.4, p. 351-359.
- KARR, J. R. & CHU, E. W. 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. **Island Press**. Washington, DC, USA. p. 206.
- KARR, J. R. & DUDLEY, D. R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, v. 5, p. 55-68.
- KARR, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, p. 21–27.
- KARYDIS, M. 2009. Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review. **Sciences-New York**, v. 11, n. 4, p. 373-390.
- KEMPF, M. A. 1967. Plataforma continental de Pernambuco (Brasil): nota preliminar sobre a natureza do fundo. **Trabalhos Oceanográficos**. Universidade Federal de PE, v. 9/11, p. 111 - 124.
- KRAUSE-JENSEN, D.; SAGERT, S.; SCHUBERT, H. & BOSTROM, C. 2008. Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. **Ecological Indicators**, v. 8, n. 5, p. 515-529.

- LAZARIDOU, E. 1994. **Systematics, bionomy and ecological study of the marine phytobenthos of Milos Island (Cyclades)**. Tese de Pós-Doutorado, Aristotle University of Thessaloniki. Greece.
- LAZARIDOU, E., ORFANIDIS, S., HARITONIDIS, S. & SEFERLIS, M., 1997. Impact of eutrophication on species composition and diversity of macrophytes in the Gulf of Thessaloniki, Macedonia, Greece: First evaluation of the results of one year study. **Fresenius Environmental Bulletin**. v. 6 p. 54-59.
- LITTLER, M. M. & LITTLER, D. S. 1984. Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. v. 74, n. 1, p. 13-34.
- LITTLER, M. M. & LITTLER, D. S. 1984. Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 74, n. 1, p. 13-34.
- LOBBAN, C. & HARRISON, P. J. 1994. Seaweed ecology and physiology. **Cambridge University Press**. 366 p.
- LOTZE, H. K. & SCHRAMM, W. 2000. Ecophysiological traits explain species dominance patterns in macroalgal blooms. **Journal of Phycology**. v. 36, p. 287-295.
- LUCEY, J. 1987. Biological monitoring of Rivers and streams using macroinvertebrates. *In*: Biological indicators of pollution. Richardson, D. H. S. (Ed.). **The Royal Irish Academy Press**, Dublin.
- LYDY, M. J.; CRAWFORD, C. G. & FREY, J. W. 2000. A comparison of selected diversity, similarity, and biotic indices for detecting changes in benthic invertebrate community structure and stream quality. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**. v. 39, p. 469-479.
- MAGURRAN, A. E. 2004. Measuring Biological Diversity. **Blackwell Science Ltd**, Oxford.
- MAIDA, M.; FERREIRA, B. P. 2004. Os Recifes de Coral Brasileiros. *In*: ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; COSTA, M. F. (Eds.) **Oceanografia: Um Cenário Tropical**. Ed. Bagaço. Recife. p. 617-640.

- MAIDA, M; FERREIRA, B.P. 1997. Coral Reefs of Brazil: an overview. **Proc. 8th Int. Coral Reef Symposium**. Panamá, v. 1 p. 263-274.
- MANDAVILLE, S. M. 2002. Benthic macroinvertebrates in freshwaters: Taxa tolerance values, metrics and protocols. **Soil & Conservation Society of Metro Halifax**, Nova Scotia. 48p.
- MARCELINO, B. F.; RACCAH, L. A.; ANJOS, F. B. R. D.; ARAÚJO, R. L. & RODRIGUES, K. A. D. S. 2007. Mapeamento de algas e ouriços no Recife de Enseada dos Corais – PE, utilizado na gestão do ecoturismo local. **Anais do VI Congresso Nacional de Ecoturismo** (Vol. Itatiaia).
- MARCHANT, R. 2002. Do rare species have any place in multivariate analysis for bioassessment? **Journal of the North American Benthological Society**. v. 21, p. 311–313.
- MASI, B. P.; MACEDO, I. M.; ZALMON, I. R. 2009. Benthic Community Zonation in a Breakwater on the North Coast of the State of Rio de Janeiro , Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52 n. 3, p. 637-646.
- MASI, B. P.; ZALMON, I. R. 2008. Zonação de comunidade bentica do entremarés em molhes sob diferente hidrodinamismo na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25 n. 4, p. 662-673.
- MCROY, C. P. & LLOYD, D. S. 1981. Comparative function and stability of macrophytes-based ecosystems. *In*: LONGHURST, A. R. (Ed.) **Analysis of marine ecosystems**. **Academic Press**, New York, p. 473-489
- MELO, A. S.; HEPP, L. U. 2008. Ferramentas estatísticas para análise de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia**. v. 12, n. 3, p. 463-486.
- MELO, A. S. 2008. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade num índice de diversidade? **Biota Neotropica**. v. 8, n. 3, p. 21- 27. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn00108032008>>
- MICROSOFT CORPORATION. 2007. Microsoft Office 2007 Professional Edition. **Microsoft Corporation**, Redmond, United States.
- MUNDA, I. M. 1993. Changes and degradation of seaweed stands in the Northern Adriatic. **Hydrobiologia**. 260-261, p. 239-253.

- NEW, T.R. 1995. **An Introduction to Invertebrate Conservation Biology**. Oxford Science Publications, Oxford, p. 194.
- NORRIS, R. H.; GEORGES, A. 1993. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrates surveys. Pp. 234-286. *In*: ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. (eds.). **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. **Chapman and Hall**, New York. 461 p.
- NORRIS, R. H. 1995. Biological monitoring: the dilemma of data analysis. **Journal of the North American Benthological Society**. v. 14, p. 440-450.
- OBERDORFF, T.; PONT, D.; HUGUENY, B.; PORCHER, J.-P. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 1720-1734.
- OLIVEIRA, E. C. 1998. The seaweed resources of Brazil. *In*: Seaweed resources of the world. CRITCHLEY, A. T. & OHNO, M. (Ed.) **JICA**. Japão. p. 367-371.
- OLIVEIRA, R. B. S.; CASTRO, C. M.; BAPTISTA, D. F. 2008. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico de integridade de ecossistemas aquáticos. **Oecologia brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 487-505.
- ORFANIDIS, S.; PANAYOTIDIS, P. & STAMATIS, N. 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. **Mediterranean Marine Research**. v. 2, n. 2.
- ORFANIDIS, S.; PANAYOTIDIS, P. & STAMATIS, N. 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). **Ecological Indicators**. v. 3, p. 27-33.
- ORTEGA, J. L. G. 2000. Algas. *In*: **Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores)**. G.L. Espino, S. H. Pulido, J. L. C. Pérez (Eds.). Playa y Valdés, México, p. 109-193.
- PANAYOTIDIS, P.; MONTESANTO, B. & ORFANIDIS, S. 2004. Use of lowbudget monitoring of macroalgae to implement the European Water Framework Directive. **Journal of Applied Phycology**. v.16, p. 49-59.
- PEREIRA, S. M. B.; OLIVEIRA-CARVALHO, M. D. F.; BURGOS, D. C. & ARAÚJO, E. de L. 2006. Caracterização estrutural das macroalgas de ambiente recifal da praia de Enseada

- dos Corais, Pernambuco, Brasil. **Congresso Brasileiro de Ficologia, 11 Simpósio Latino-Americano sobre algas nocivas**. Itajaí, SC: Museu Nacional Rio de Janeiro. p. 231-242.
- PEREIRA, S. M. B.; OLIVEIRA-CARVALHO, M. F.; ANGEIRAS, J. A. P.; OLIVEIRA, N. M. B.; TORRES, J.; GESTINARI, L. M. S.; BANDEIRA-PEDROSA, M. E.; COCENTINO, A. L. M.; SANTOS, M. D.; NASCIMENTO, P. R. F.; CAVALCANTI, D. R. 2002. Algas Bentônicas do Estado de Pernambuco. *In*: TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Eds.). Diagnóstico da Biodiversidade de Pernambuco. Recife: **Massangana/SECTMA**, 2002. p. 97-124.
- PINEDO, S.; GARCÍA, M.; SATTI, M. P.; DE TORRES, M.; BALLESTEROS, E. 2007. Rocky-shore communities as indicators of water quality: A case study in the Northwestern Mediterranean. **Marine Pollution Bulletin**. v. 55, p. 126-135.
- PINHEIRO, B. R. 2006. **Recrutamento de corais no recife da Ilha da Barra - Tamandaré/PE**. Dissertação de Mestrado, Oceanografia Biológica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife p. 82.
- PLOTNIKOFF, R. W. & WISEMAN, C. 2001. Benthic Macroinvertebrate Biological Monitoring Protocols for Rivers and Streams: 2001 Revision. Washington State Department of Ecology, Olympia, Washington. **Ecology Publication**. Disponível em: <<http://www.ecy.wa.gov>>.
- PNGC - **Programa Nacional de Gerenciamento Costeiro**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7661.htm>. Acesso em 24 de Dezembro de 2011.
- REGIER, H. A. & CORWELL, E. B. 1972. Applications of ecosystem theory, succession, diversity, stability, stress and conservation. **Biological Conservation**. v. 4, n. 2, p. 83-88.
- REIS, T. N. V.; GUIMARÃES-BARROS, N. C.; VASCONCELOS, E. R. T. P. P.; COCENTINO, A. L. M.; FUJII, M. T. 2011. Influence of the industrial port complex of suape (Western Tropical Atlantic) on the biodiversity and biomass of Phaeophyceae. **Tropical Oceanography**, v. 39, n. 2 - 2011.
- RIBEIRO, F. A., TRAVASSOS JÚNIOR, A., GESTINARI, L. M., TORRES, J., LIMA, K. K. D. A., SANTOS, M. D. D., LIRA, G. A. S. T., *et al.* 2008. Análise Quali-Quantitativa Das

- Populações Algáceas De Um Trecho Recifal Na Praia De Boa Viagem, PE. **Oecologia brasiliensis**. v. 12, n. 02, p. 222-228.
- ROGERS, S. I.; GREENAWAY, B. 2005. A UK perspective on the development of marine ecosystem indicators. **Marine Pollution Bulletin**. v. 50, p. 9–19.
- ROLLNIC, M.; MEDEIROS, C. 2006. Circulation of the coastal waters of Boa Viagem, Piedade and Candeias Beaches, Pernambuco, Brazil. **Biologia**, v. 39, p. 648-650.
- SABINO, C. M.; VILLAÇA, R. 1999. Estudo comparativo de métodos de amostragem de comunidades de costão. **Brazilian Journal of Biology**, v. 59, p. 407-419.
- SANTOS, A. A.; COCENTINO, A. M. M.; REIS, T. N. V. 2006. Macroalgas como indicadoras da qualidade ambiental da Praia de Boa Viagem – Pernambuco, Brasil. **Boletim Técnico-Científico do CEPENE**, v. 14, n. 2, p. 25 – 33.
- SANTOS, J. P.; SOARES, C. M. A. 1999. Crustaceae amphipoda gammaridea da praia de Piedade - Jaboatão dos Guararapes, Pernambuco, Brasil. **Trabalhos Oceanográficos**. Univ. Fed. PE, Recife, v. 27, n. 2, p. 61-72.
- SILVA, J. A. S. S.; BARRBOSA, S. C. C. T. B.; LEAL, M. V.; LINS, A. R.; COSTA, M. F. 2006. Ocupação da praia da Boa Viagem (Recife / PE) ao longo de dois dias de verão : um estudo preliminar. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**. v. 1, n. 2, p. 91-98.
- SIMBOURA, N. & ZENETOS, A. 2002. Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index. **Mediterranean Marine Science**. v. 3, n. 2, p. 77-111.
- SIMÕES, I.; GUIMARAENS, M.; OLIVEIRA-CARVALHO, M. D. F.; VALDEVINO, J. & PEREIRA, S. 2009. Avaliação florística e sucessão ecológica das macroalgas em recifes na praia de Piedade (PE). **Neotropical Biology and Conservation**. v. 4, n. 1, p. 49-56.
- SOARES, L. P. 2011. **Macroalgas epífitas nos recifes da praia de Boa Viagem, município de Recife, Pernambuco, Brasil**. Dissertação de Mestrado, Oceanografia Biológica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. p 173.
- SOARES, L. P.; REIS, T. N. V.; BARROS, N. C. G.; ARAÚJO, P. G.; SILVA, I. B.; VASCONCELOS, E. R. T. P. P.; COCENTINO, A. L. M.; ARECES, A. J.; FUJII, M. T. 2010. Índice de qualidade ambiental utilizando macroalgas como bioindicadoras nas Praias

- de Boa Viagem, Suape e Tamandaré, Pernambuco, Brasil. **Anais do IV Congresso Brasileiro de Oceanografia**. Rio Grande. RS.
- SOARES, L. P.; REIS, T. N. V.; BERNARDI, J.; BARROS, N. C. G.; MINEI, C. C.; ARECES, A. J.; GUIMARÃES, S. M. P. B. & FUJII, M. T. 2010. Macroalgas marinhas bentônicas como indicadoras da qualidade ambiental na praias do litoral norte do estado de São Paulo, Brasil. **Anais do IV Congresso Brasileiro de Oceanografia**. Rio Grande. RS.
- SOUSA, G. S.; COCENTINO, A. L. M. 2004. Macroalgas como indicadoras da qualidade ambiental da Praia de Piedade, PE. **Tropical Oceanography**. v. 32, n. 1, p. 1 - 22.
- SOUSA-DIAS, A.; MELO, R. 2008. Long-term abundance patterns of macroalgae in relation to environmental variables in the Tagus Estuary (Portugal). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 76, n. 1, p. 21-28.
- STENECK, R. S.; DETHIER, M. N. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. **Oikos**, v. 69, n.3, p. 476-498.
- TAOUIL, A.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y. 2002. Alterações na composição florística das algas da Praia de boa Viagem (Niterói, RJ). **Revista Brasileira de Botânica**. v. 25, n. 4, p. 405-412.
- TEIXEIRA, V. L.; PEREIRA, R. C.; JÚNIOR, A. N. M.; LEITÃO FILHO, C. M.; SILVA, C. A. R. 1987. Seasonal variations in infralitoral seaweed communities under a pollution gradient in Baía de Guanabara, Rio de Janeiro (Brazil). **Ciência & Cultura**, v. 39, p. 423 – 428.
- TÓTHMÉRÉSZ, B. 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. **Journal of Vegetation Science**. v. 6, p. 283-290.
- TRIBOLLET, A. D.; VROOM, P. E. 2007. Temporal and spatial comparison of the relative abundance of macroalgae across the Mariana Archipelago between 2003 and 2005. **Phycologia**, v. 46 n. 2: p. 187–197.
- TSAI, C.; CHANG, J.; SHEU, F.; SHYU, Y.; YU, A.; WONG, S.; DAI, C., *et al.* 2005. Seasonal growth dynamics of and from a highly eutrophic reef in southern Taiwan: temperature limitation and nutrient availability. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 315, n. 1, p. 49-69.

- VROOM, P. S.; PAGE, K. N. 2006. Relative abundance of macroalgae (RAM) on Northwestern Hawaiian Island reefs. **Atoll Research Bulletin**, v. 543 p. 533–548.
- WASHINGTON, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research**. v. 18, p. 653-694.
- WELLS, E.; WILKINSON, M.; WOOD, P. & SCANLAN, C. 2007. The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**. v. 55, p. 151-161.
- WHITTIER, T. R.; HUGHES, R. M.; STODDARD, J. L.; LOMNICKY, G. A.; PECK, D. V.; HERLIHY, A. T. 2007. A structured approach for developing indices of biotic integrity: Three examples from streams and rivers in the western USA. **Transactions of the American Fisheries Society**. v. 136: p. 718-735.
- WOLDA, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. **Oecologia**, New York, v. 50, n. 3, p. 296-302.
- WORM, B.; LOTZE, H. K.; BOSTRÖM, C.; ENKQVIST, R.; LABANAUSKAS, V. & SOMMER, U. 1999. Marine diversity shift linked to interactions among grazers, nutrients and propagule banks. **Marine Ecology Progress Series**. v. 185, p. 309–314.