

Avaliação Sazonal dos Impactos da Urbanização Costeira sobre Comunidades de Macroalgas na Costa de Pernambuco, Brasil**Seasonal Evaluation of the Impacts of Coastal Urbanization on Seaweed Communities on the Coast of Pernambuco, Brazil**

DOI:10.34117/bjdv6n7-056

Recebimento dos originais: 02/06/2020

Aceitação para publicação: 02/07/2020

Juliane Suelen Silva dos Santos

Mestre em Saúde Humana e Meio Ambiente pela Universidade Federal de Pernambuco
Instituição: Universidade Federal de Pernambuco - UFPE, Centro Acadêmico de Vitória - CAV
Endereço: R. Alto do Reservatório, s/n, Bela Vista, CEP 55608-680, Vitória de Santo Antão - PE,
Brasil
E-mail: julianesanthos@hotmail.com

Fernando Scherner

Doutor em Botânica pela Universidade Federal Rural de Pernambuco
Instituição: Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE
Endereço: Avenida Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, CEP 52171-900, Recife - PE,
Brasil
E-mail: fscherner@yahoo.com

Douglas Correia Burgos

Doutor em Botânica pela Universidade Federal Rural de Pernambuco
Instituição: Gerência Regional de Educação Recife Sul – GERE, Secretaria Estadual de Educação
de Pernambuco
Endereço: R. Acadêmico Hélio Ramos, 500, Cidade Universitária, CEP 50740-530, Recife - PE,
Brasil
E-mail: burgosdc@yahoo.com.br

Sonia Maria Barreto Pereira

Doutora em Ciências Biológicas pela Universidade de São Paulo - USP
Instituição: Universidade Federal de Pernambuco - UFPE, Centro Acadêmico de Vitória - CAV
Endereço: R. Alto do Reservatório, s/n, Bela Vista, CEP 55608-680, Vitória de Santo Antão - PE,
Brasil
E-mail: soniabp@terra.com.br

RESUMO

O avanço da urbanização nas regiões costeiras tem ocasionado efeitos diretos na composição e estrutura das comunidades macroalgais e conseqüentemente, a desestabilização de ecossistemas marinhos. Este avanço vem ocorrendo em áreas do litoral de Pernambuco e por isto este estudo analisou os impactos da urbanização sobre comunidades macroalgais em áreas do referido Estado, no período de fevereiro e maio de 2016. Foram analisados no *Coral Point Count with Excel extensions* um total de 27.000 pontos, obtendo-se o percentual de cobertura das macroalgas. A caracterização físico-química da água foi realizada para verificação de temperatura e níveis de nutrientes de cada área. Foram identificados 59 táxons infragenéricos, distribuídos entre

Rhodophyta (38), Chlorophyta (12) e Heterokontophyta (Phaeophyceae) (9). Os níveis mais elevados de nutrientes foram verificados em área urbanizada. Os resultados dos índices ecológicos demonstraram que a urbanização não alterou o padrão de dominância das espécies e sim a riqueza.

Palavras-chave: algas marinhas, bioindicadores, fotoquadrado, poluição

ABSTRACT

The advanced of urbanization in the coastal regions has had direct effects on the composition and structure of the seaweed communities and consequently, the destabilization of marine ecosystems. This advance has been occurring in areas of the coast of Pernambuco and therefore this study analyzed the impacts of urbanization on macroalgal communities in areas of the State in the period of february and may 2016. A total of 27,000 points were analyzed in *Coral Point Count with Excel extensions*, obtaining the percentage of coverage of seaweed. The physical-chemical characterization of the water was performed to verify the temperature and nutrient levels of each area. Fifty-nine infrageneric taxa were identified, distributed among Rhodophyta (38), Chlorophyta (12) and Heterokontophyta (Phaeophyceae) (9). The highest levels of nutrients were verified urbanized area. The results of the ecological indexes showed that urbanization did not alter the pattern of dominance of the species, but the richness.

Keywords: seaweed, bioindicators, photoquadrat, pollution

1 INTRODUÇÃO

A urbanização costeira tem sido alvo de investigações em diversos países da América Latina e do mundo (Gonçalves et al. 2013). O desenvolvimento do litoral relacionado a pressão populacional nas áreas costeiras pode resultar em múltiplos eventos, dentre eles a destruição direta de comunidades marinhas existentes e mudanças indiretas na hidrodinâmica e sedimentação (Walker & Kendrick 1998).

Entre as comunidades marinhas existentes, destaca-se o papel ecológico das comunidades de macroalgas, esta representa um elo vital na cadeia alimentar, fundamentado na produção primária (Kirkman & Kendrick 1997), inclusive na acumulação e ciclagem de nutrientes, formação de sedimentos e habitat (Lapointe 1989), estabelecendo a partir desta dinâmica, o equilíbrio do ecossistema.

A condição oligotrófica das águas e a disponibilidade de substratos duros são fatores que propiciam o estabelecimento das macroalgas (Oliveira Filho 1977, Pereira 2000), contudo a fragmentação de habitats, ocasionada pela construção de portos, e os empreendimentos residenciais têm afetado a qualidade da água costeira devido a associação a fontes de poluição, com consequências potenciais para os habitats e biodiversidade (Walker & Kendrick 1998). Isso é um fator de grande preocupação para a conservação da biodiversidade local, porque pode causar a extinção de espécies raras (Faggi & Dadon 2010).

As macroalgas são bioindicadores úteis, pois evidenciam possíveis mudanças no ecossistema marinho (Tribollet & Vroom 2007), podendo as espécies aumentar ou diminuir suas populações em decorrência de outras, resultando na perda substancial da biodiversidade macroalgal marinha (Schermer et al. 2013).

Alterações na riqueza e diversidade de espécies podem ser mencionadas como alguns dos efeitos provocados pela perda de habitats marinhos estruturalmente complexos (Airolti et al. 2008). Além disso, o hidrodinamismo, heterogeneidade do substrato, pressões de herbivoria e efluentes orgânicos são fatores que podem influenciar a estruturação do fitobentos (Horta et al. 2008).

Um dos grandes desafios é encontrar formas simples de avaliar ecossistemas complexos (Rombouts et al. 2013), neste contexto, o desenvolvimento de índices multimétricos proporcionam uma avaliação do estado ecológico dos sistemas bentônicos (Muniz et al. 2013).

Os estudos dos efeitos da urbanização sobre a diversidade ficológica tiveram início no Estado de Pernambuco, em 2000, por força de um projeto maior com o objetivo de avaliar os impactos da urbanização sobre a biodiversidade marinha. Podem ser citados importantes trabalhos como os de Martins et al. 2012, Freitas 2012, Carvalho 2013, Scherner et al. 2013 e Scherner et al. 2016.

A extensão do crescimento da população na zona costeira brasileira poderá aumentar o impacto sobre as populações de algas, levando a degradação da diversidade (Walker & Kendrick 1998). Neste sentido a pesquisa apresentada analisou os impactos da urbanização sobre comunidades de macroalgas em praias do litoral de Pernambuco, no intuito de fornecer informações ecológicas para aprimorar o gerenciamento de habitats costeiros afetados por ações antrópicas em escala local.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Descrição da Área de Estudo

O litoral de Pernambuco, situado entre as coordenadas 7°32'52''S, 34°50'27''W e 8°54'57''S, 35°09'76''W, apresenta cerca de 187 km de extensão, limitando-se ao Norte com a praia de Carne de Vaca pertencente ao município de Goiana e ao Sul com a praia de São José da Coroa Grande do município de São José da Coroa Grande. A temperatura de superfície média para a costa de Pernambuco é de 28 °C e a umidade relativa média anual oscila entre 50% e 90% (Aragão et al. 2004). O clima do litoral é do tipo Ams', segundo a classificação de Köeppen 1948 (Ferreira et al. 2010). Segundo Macêdo et al. 2004, com base nas precipitações médias, a região apresenta dois períodos anuais, um período chuvoso compreendido de março a agosto, com precipitação

mensal em torno de 100mm e, um período seco referenciado de setembro a fevereiro, com precipitação mensal abaixo de 100mm.

Segundo Horta et al. 2001, o estado de Pernambuco está inserido na Região Ficogeográfica tropical. Caracteriza-se por possuir uma flora ficológica relativamente rica que se estabelece, principalmente, sobre recifes de arenito que formam cordões paralelos à costa, incrustados por algas calcárias e corais (Pereira et al. 2002). O estabelecimento do macrofitobentos é propiciado tanto pela condição oligotrófica das águas, quanto pela amplitude de substratos duros como recifes de franja, tendo em vista que estes organismos se fixam por rizóides ou apressórios (Oliveira Filho 1977, Pereira 2000).

Foram selecionadas um total de cinco praias, duas localizadas em áreas urbanizadas (praia de Rio Doce e Boa Viagem) e três localizadas em áreas referência (praia do Paiva, Muro Alto e Serrambi). As áreas selecionadas foram padronizadas levando em consideração a densidade populacional sobre estas localidades (Tabela 1, Figura 1).

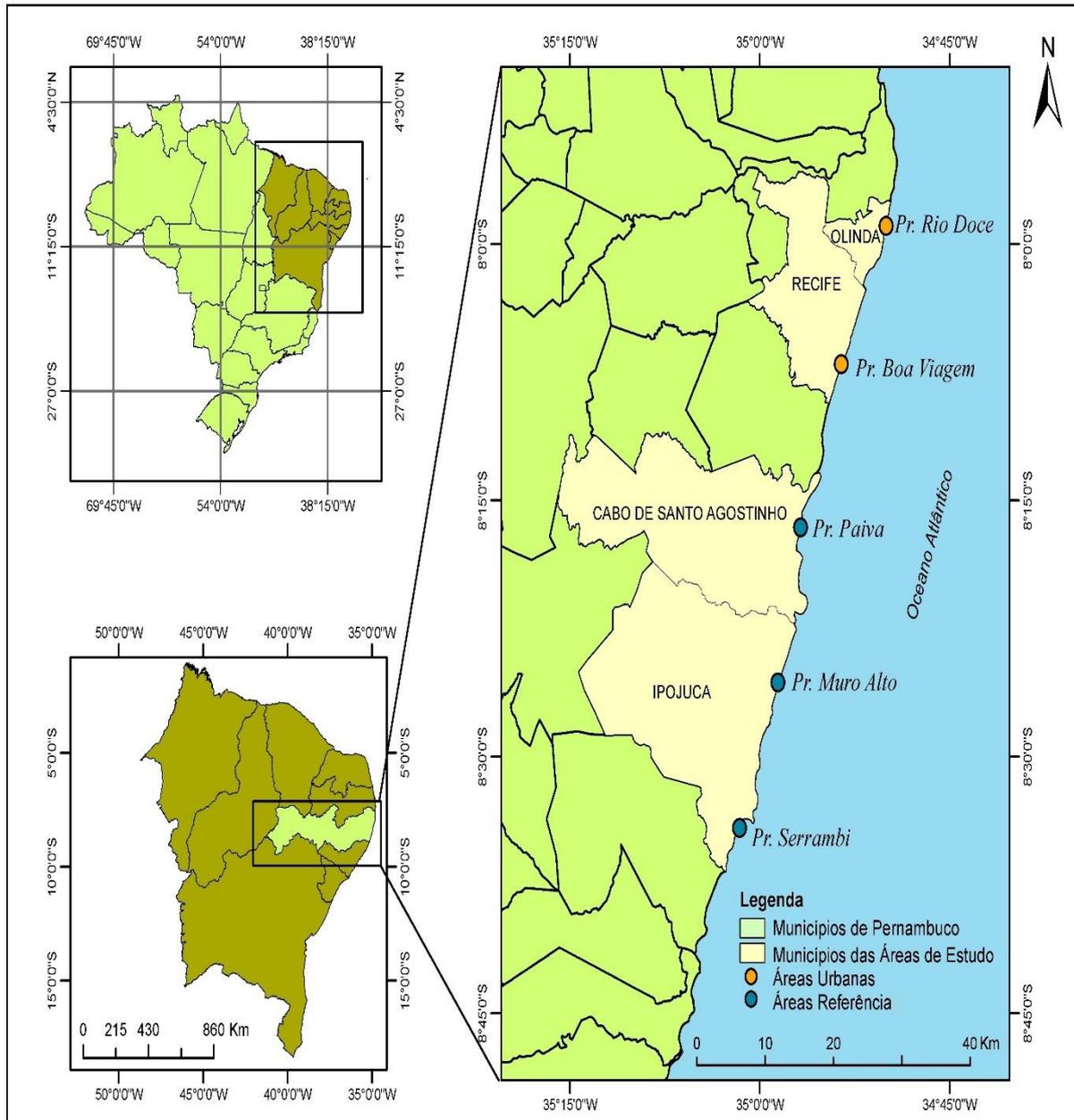
Tabela 1. Localização, classificação quanto à urbanização e população das áreas estudadas no litoral de Pernambuco, em fevereiro e maio de 2016.

Cidades	Áreas Estudadas	Coordenadas	Classificação quanto à Urbanização	População*
Olinda	Praia de Rio Doce	7°58'16.71''S; 34°49'51.03''O	Urbanizada	41.635
Recife	Praia de Boa Viagem	8°07'30.91''S; 34°53'46.07''O	Urbanizada	122.922
Cabo de Santo Agostinho	Praia do Paiva	8°15'37.43''S; 34°56'42.54''O	Referência	421
Ipojuca	Praia de Muro Alto	8°25'46.44''S; 34°58'42.97''O	Referência	732
	Praia de Serrambi	8°33'40.87''S; 35°00'42.58''O	Referência	15.436**

* Dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)/Censo 2010.

**População do Distrito de Camela, onde Serrambi se integra.

Figura 1. Mapa de localização da costa de Pernambuco com a demarcação dos Pontos de coleta nas áreas Urbanas e de Referência.



As praias de Boa Viagem e Rio Doce pertencem ao limite territorial da cidade do Recife (1.617.183 pessoas) e Olinda (389.494 pessoas), respectivamente, constituindo-se como cidades com grande adensamento populacional.

Procedimentos de Campo

As coletas foram realizadas durante as marés de sizígia, em fevereiro e maio de 2016 na região entremarés, no compartimento recifal, no andar do mesolitoral inferior. Este andar foi

escolhido por apresentar uma maior riqueza e diversidade de espécies. Cada praia foi subdividida em três subáreas, onde foram posicionados transectos de 30 metros e plotados 30 quadrados de 25 cm x 25 cm (625 cm²), equidistantes 1 metro. Imagens destes foram capturadas através de câmera fotográfica (Canon WP-DC34), a partir de uma distância de 50 cm do substrato, no propósito de caracterizar a estrutura da comunidade de macroalgas. Os fotoquadrados foram utilizados por se tratar de um método não destrutivo e de execução mais rápida, permitindo uma maior amostragem e conseqüentemente uma maior robustez dos dados para a caracterização da estrutura da comunidade (Preskitt et al. 2004). Para a coleta do material ficológico, amostragens qualitativas foram realizadas na vizinhança de cada subárea amostral.

Os dados e materiais relacionados aos fatores abióticos foram coletados em cada área amostrada e foi obtida *in situ* medidas relativas a temperatura (°C) da água, por meio de termômetro digital Incoterm. Para análises das variáveis hidrológicas, nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), fosfato (PO₄), amônia (NH₄) e sílica (SiO₂), as amostras de água foram coletadas em triplicata por meio de frascos plásticos de 500 ml, posteriormente foram congeladas e transportadas ao Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco. Para análise foram seguidas as metodologias de Strickland & Parsons 1972, para verificações de NO₂ e NO₃, e Grasshoff et al. 1983, para análise de PO₄, NH₄ e SiO₂.

Estudos Taxonômicos

Para identificação taxonômica do material ficológico, foram realizadas triagens das macroalgas, baseadas nas características morfo-anatômicas. Para análise da morfologia interna, foram feitas dissociações e cortes com o auxílio de lâminas de aço. Os cortes foram montados em lâminas semi-permanentes. Para os talos impregnados por carbonato de cálcio foi feita a descalcificação com ácido clorídrico (5-20%). Para análise da morfologia externa e interna foram utilizados microscópio estereomicroscópio Leica S6D e óptico Leica DM1000. A identificação foi baseada em bibliografia pertinente (Taylor 1960, Littler & Littler 2000, Bandeira-Pedrosa et al. 2004, Torres et al. 2004) e apresentada segundo Wynne M. J. 2017. Não foram incluídas na análise taxonômica as algas calcáreas incrustantes, devido à dificuldade na sua identificação. Sendo assim, na análise do percentual de cobertura foram classificadas na categoria “Algas coralinas”.

Percentual de Cobertura

Foi utilizado o programa CPCe (*Coral Point Count with Excel extensions* Kolcker & Gill 2006), versão 4.1, gerando 30 pontos aleatórios em cada fotoquadrado. Foram analisados um total

de 27.000 pontos a partir de 900 fotoquadrados. Este programa inicialmente foi criado com o objetivo de calcular o percentual de cobertura de corais. Todavia, o seu banco de dados foi modificado adicionando-se as espécies de macroalgas e categorias funcionais encontradas nos locais de estudo. O percentual de cobertura das espécies e das outras categorias funcionais foi obtida a partir da frequência de ocorrência das mesmas em cada ponto. As espécies de macroalgas foram agrupadas nos filos Chlorophyta, Rhodophyta e Heterokontophyta (Classe Phaeophyceae).

Foram incluídas categorias, como “Turf” (algas filamentosas e de rápido crescimento) e “Alga coralina”, sendo representadas de maneira distinta dos três filos. Foram também acrescentadas outras categorias como Poríferos, Echinodermatas, Anthozoários e Crustáceos, referenciados para os organismos representantes destes grupos. Foram também incluídos uma categoria para rocha, areia e cascalho, assim como “Outros” e “Desconhecido”, para indicar quaisquer aspectos não agrupados nas categorias descritas.

Análise Estatística

A partir dos dados obtidos com o CPCe foram calculados os índices ecológicos, Margalef, Diversidade de Shannon-Wiener e equitatividade de Pielou (PRIMER 6.0), os dados foram tratados como réplicas, sendo atribuídos três valores de cada índice ecológico para cada área. Foram realizadas análises de variância unifatorial, após a verificação da homogeneidade das variâncias, testadas a partir do teste de Cochran. Posteriormente, foi aplicada a One-way ANOVA ($p < 0,05$), para se verificar se há diferenças significativas entre a estrutura de comunidades entre as áreas urbanizadas e áreas referência.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise da Estrutura e Composição da Comunidade de Macroalgas

Foram identificados 59 táxons infragenéricos, sendo 38 Rhodophyta, 12 Chlorophyta e 9 Heterokontophyta (Phaeophyceae) (Tabela 2). No filo Rhodophyta destacam-se qualitativamente, as ordens Ceramiales, família Rhodomelaceae (10) e Gracilariales, família Gracilariaceae (8). Entre as Chlorophyta, a ordem Bryopsidales, família Caulerpaceae, foi a mais representativa, com cinco espécies. Entre as Phaeophyceae, destaca-se a ordem Dictyotales, família Dictyotaceae, com oito representantes. A predominância para as ordens Ceramiales (Rhodophyta), Bryopsidales (Chlorophyta) e Dictyotales (Phaeophyceae), também foi observado por Mansilla & Pereira 2001, Pereira et al. 2002, Pereira et al. 2008, para a costa de Pernambuco.

Comparando-se o número de espécies dos grupos que ocorreram no período seco, foi observado uma predominância do filo Rhodophyta tanto nas áreas urbanas, quanto nas áreas referência. Entre as Chlorophyta, o quantitativo foi semelhante nas áreas urbanas e áreas referência. Todavia, entre as Phaeophyceae, o quantitativo foi significativo apenas nas áreas de referência (Figura 2). No período chuvoso, as áreas de referência apresentaram uma maior riqueza de espécies dentre os filios, Rhodophyta, Chlorophyta e classe Phaeophyceae, em comparação com as áreas urbanizadas (Figura 3). Estes resultados corroboram com os estudos de Borowitska 1972, Oliveira & Berchez 1978, Hardy et al. 1993, Scherner 2013, onde os mesmos relacionam a redução da diversidade dos grupos de macroalgas, conforme a proximidade aos locais com maior concentração de poluição, principalmente representantes da classe Phaeophyceae, por serem mais sensíveis a mudanças no ambiente. Outros estudos, como os realizados por Littler & Murray 1975, Xavier et al. 2016, registram a redução da diversidade de comunidades de macroorganismos em áreas sob influência antrópica, sendo este resultado semelhante ao encontrado no presente estudo.

Considerando a ocorrência de macroalgas em ambas as áreas no período seco, em nível específico, foram registradas as seguintes espécies: *Acanthophora spicifera*, *Cryptonemia crenulata*, *Enantiocladia duperreyi*, *Gelidiella acerosa*, *Gracilaria cuneata*, *Gracilaria* sp.8, *Gracilaria* sp.9, *Hypnea pseudomusciformis*, *Laurencia* sp., *Palisada perforata*, *Bryopsis pennata*, *Caulerpa cupressoides*, *Caulerpa racemosa*, *Ulva lactuca*, *Dictyopteris delicatula* e *Padina boergesenii*. E para o período chuvoso foram registradas as seguintes espécies para ambas as áreas: *Bryothamnion triquetrum*, *Cryptonemia crenulata*, *Enantiocladia duperreyi*, *Gelidiella acerosa*, *Gracilaria domingensis*, *Gracilaria* sp.8, *Gracilaria* sp.9, *Hypnea pseudomusciformis*, *Laurencia* sp., *Palisada perforata*, *Bryopsis pennata*, *Caulerpa cupressoides*, *Caulerpa racemosa*, *Ulva lactuca*, *Dictyopteris delicatula*, *Padina boergesenii* e *Sargassum vulgare*. Em relação a ocorrência de espécies exclusivas, foram registradas no período seco 8 espécies para as áreas urbanas e 29 para as áreas referência. Dados correspondentes foram registrados para o período chuvoso, 8 espécies para as áreas urbanas e 27 espécies para as áreas referência (Tabela 3).

Estes dados corroboram com os estudos realizados por Bouzon et al. 2006, onde estes autores enfatizam que áreas sob a influência da urbanização apresentam uma exclusão significativa de espécies. Neste contexto, pode-se considerar dois parâmetros descritos nos estudos de Dhargalkar & Komarpant 2003, para a estruturação das comunidades macroalgais, a tolerância à poluição e a distância do ponto impactado.

As análises quantitativas referentes à composição das macroalgas estão representadas pelos filios Rhodophyta, Chlorophyta e Heterokontophyta (Phaeophyceae) e mais duas categorias, “Alga

coralina” e “Turf”. A cobertura visual foi analisada separadamente para as áreas urbanizadas e referência para cada período estudado. No período seco foi observado a dominância do Filo Rhodophyta tanto em áreas urbanas com 38,3% de cobertura, quanto em áreas referência com 51,72%. O filo Cholorophyta apresentou a segunda maior cobertura, 37,45% para as áreas urbanas, e 25,73% para as áreas referência. A classe Phaeophyceae apresentou o menor percentual de cobertura nas áreas urbanas com apenas, 0,75%, em comparação com as áreas referência, 15,91%. A categoria “Alga coralina” apresentou nas áreas urbanas o percentual de 0,56%, enquanto que em áreas referência 2,1%. A categoria “Turf” apresentou 22,94% de cobertura para as áreas urbanas e 4,56% para as áreas referência.

No período chuvoso o filo Rhodophyta apresentou nas áreas urbanas um percentual de 45,61%, enquanto que em áreas referência 49,5%. O filo Cholorophyta apresentou nas áreas urbanas 45,1%, e nas áreas referência 24,65%. A classe Phaeophyceae apresentou o percentual de 1,65% nas áreas urbanas, e 15,34% em áreas referência. A categoria “Alga coralina” apresentou nas áreas urbanas 0,91% de cobertura, e nas áreas referência 0,24%. A categoria “Turf”, apresentou nas áreas urbanas e de referência o percentual de 6,73% e 10,27%, respectivamente.

Nos dois períodos estudados foi observado que os filios Rhodophyta e Heterokontophyta (Phaeophyceae) apresentaram os maiores percentuais de cobertura visual nas áreas referência em comparação com as áreas urbanas. Em contrapartida, o filo Chlorophyta apresentou o maior percentual de cobertura nas áreas urbanas nestes períodos. Estudos realizados por Taouil & Yoneshing-Valetin 2002, Dhargalkar & Komarpant 2003, Sousa & Cocentino 2004, Bouzon et al. 2006, demonstram que uma das características de ambientes impactados por poluição de origem orgânica é a presença de espécies oportunistas do gênero *Ulva* e *Enteromorpha*, representantes do filo Chlorophyta. Com relação a este aspecto, Sousa & Cocentino 2004, esclarecem que praias localizadas em áreas urbanas estão sujeitas a vulnerabilidade das condições de estresse ambiental, devido a possibilidade destas localidades apresentarem um grande quantitativo de matéria orgânica. Neste contexto, também é necessário enfatizar a diminuição de representantes da classe Phaeophyceae nestas áreas urbanas. Considerando os estudos ecológicos realizados no Brasil, dos mais antigos como o de Oliveira & Berchez 1978, até o mais atual como o de Scherner et al. 2013, é possível verificar a redução intensa de representantes das feofíceas em ambientes sob a influência da poluição, com efeitos diretos na composição deste grupo, sendo este efeito comprovado no presente estudo. Apesar das áreas referência terem apresentado o maior percentual de cobertura para o filo Rhodophyta, é importante evidenciar que este grupo obteve uma composição expressiva nas

áreas urbanas. Esta característica é evidenciada no estudo de Pereira et al. 2002, onde os autores enfatizam a predominância deste filo para o litoral de Pernambuco e em todo o Brasil.

O percentual de cobertura da categoria “Turf” foi em média mais significativo nas áreas urbanas em comparação com áreas referência. Aroldi 1998, infere que padrões variáveis de perturbação e estresse podem influenciar a dominância de espécies, neste contexto, a resistência e tolerância à perturbações, assim como habilidades competitivas são aspectos que se correlacionam à dominância de algas filamentosas, formadoras de “Turf”, que se reproduzem vegetativamente. Todavia, o oposto ocorre com a categoria “Alga coralina” (algas incrustantes), que obtiveram em média o maior percentual em áreas referência. Orfanidis et al. 2001, classificam este grupo de estado ecológico (ESGI), isto é, algas com reduzida taxa de crescimento e característica de ambientes pouco antropizados.

Avaliando o percentual de cobertura em nível específico, verificou-se nas áreas urbanas no período seco que a maior representatividade foi de *Caulerpa racemosa* (22,73%), *Gracilaria sp.1* (17,71%), *Bryopsis pennata* (12,52%), *Gelidium sp.1* (7,73%) e *Ulva fasciata* (5,26%) (Figura 4A). Para esta mesma área no período chuvoso destacaram-se *Gracilaria sp.1* (17,27%), *Bryopsis pennata* (14,68%), *Caulerpa racemosa* (12,39%), *Coralina panizzoi* (7,23%) e *Caulerpa mexicana* (6,51%) (Figura 4B).

Os dados relativos à cobertura de espécies do gênero *Caulerpa* apontam para o estudo desenvolvido por Hendriks et al. 2010, onde foi evidenciado que representantes da família Caulerpaceae são resistentes em áreas suscetíveis a algum distúrbio ambiental, por possuírem características peculiares, como a altura, rigidez e densidades diferentes em comparação com outros grupos de macroalgas. Podem, portanto, até tolerar o aumento da sedimentação e inclusive excluir outros organismos bentônicos de crescimento lento.

Com relação às algas verdes filamentosas, Fong et al. 1998, Pihl et al. 1999, Cohen & Fong 2006, demonstram que a extensa cobertura destas algas é um indicador do aumento de nutrientes, onde estes podem se acumular nos sedimentos e assim influenciar na distribuição e abundância deste grupo. Pedersen & Borum 1996 evidenciaram que espécies do gênero *Chaetomorpha* Kütz. e *Ulva* L., algas efêmeras, são estimuladas pelo aumento na disponibilidade de nutrientes. Neste contexto, *Ulva fasciata* é registrada nos estudos de Taouil & Yoneshing-Valetin 2002, Dhargalkar & Komarpant 2003, Sousa & Cocentino 2004, Bouzon et al. 2006, como espécie oportunista, sendo predominante em áreas impactadas e indicadora de poluição. Contudo, deve-se levar em consideração no presente estudo que entre as espécies que obtiveram percentual de cobertura significativo, *U. fasciata* não apresentou uma predominância entre as demais. Neste sentido o

percentual desta espécie registrado para o período seco, não é o suficiente para caracterizar a área com um nível demasiado de poluição orgânica. Outro aspecto observado diz respeito as feofíceas, que não demonstraram uma representatividade significativa nas áreas urbanas devido a baixa ocorrência, e em contrapartida houve uma maior abundância de rodofíceas e clorofíceas. Sobre este aspecto, Kain & Norton 1990, afirmam que representantes de rodofíceas tendem a dominar o ambiente na ausência de feofíceas. Scherner et al. 2013, pelo contrário, constataram para a Região Ficogeográfica tropical e temperada quente que os fortes declínios de espécies de feofíceas são acompanhados pelo aumento substancial de clorofíceas, fato este que está sendo confirmado no presente trabalho.

Com relação às áreas referência no período seco a maior representatividade foi de *Caulerpa racemosa* (17,61%), *Palisada perforata* (15,97%), *Gelidiella acerosa* (13,43%), *Sargassum vulgare* (9,75%), *Bryothamnion triquetrum* (4,28%), *Hypnea pseudomusciformis* (4,12%), *Dictyopteris delicatula* (4,04%), *Bryopsis pennata* (3,93%), *Acanthophora spicifera* (3,58%) e *Acanthophora muscoides* (3,53%) (Figura 4C). No período chuvoso destacaram-se *Caulerpa racemosa* (15,91%), *Gelidiella acerosa* (12,28%), *Palisada perforata* (12,20%), *Sargassum vulgare* (11,34%), *Bryothamnion triquetrum* (5,12%), *Acanthophora spicifera* (4,64%), *Bryopsis pennata* (4,48%), *Hypnea pseudomusciformis* (4,20%) e *Acanthophora muscoides* (3,67%) (Figura 4D).

Com relação a variação sazonal, observa-se que as áreas referência apresentaram uma maior diversidade de espécies se comparada com as áreas urbanas. Este fato corrobora com os estudos realizados por Scherner et al. 2013, onde os autores destacam esta diferença significativa entre áreas urbanas e referência ao longo de um gradiente latitudinal que incluiu as três regiões ficogeográficas brasileiras. Segundo Reis et al. 2011, a ocorrência e, sobretudo, a diversidade de feofíceas aumenta conforme a distância de pontos impactados. Neste sentido, verifica-se que no presente estudo espécies de feofíceas contribuíram significativamente para a composição da comunidade, e um destaque é atribuído a alga coriácea, *Sargassum vulgare*. Por outro lado, de acordo com Figueiredo et al. 2004, é importante inferir que espécies do gênero *Sargassum*, podem ser substituídas por rodofíceas menores devido à competição entre diferentes estratos na comunidade. Outro aspecto relevante refere-se ao percentual de cobertura que foi relativamente uniforme tanto entre as espécies de rodofíceas, quanto para as espécies de clorofíceas, nos dois períodos estudados.

Observando os resultados dos períodos estudados, de acordo com Krause-Jensen et al. 2007, a interferência das variáveis, insolação e precipitação, constituem-se como parâmetros que podem influenciar na estrutura de comunidades macroalgais, assim como, segundo Correll 1998, deve-se considerar que qualquer sistema aquático está propenso a mudanças que podem ser provenientes

das ações antrópicas e/ou estarem relacionadas a processos de sucessão natural, o que requer para este último um longo intervalo de estudo e acompanhamento.

Descrevendo separadamente o percentual de cobertura das espécies que mais contribuíram para a composição da comunidade macroalgal de cada praia localizada em áreas urbanas, destacam-se no período seco para Boa Viagem as espécies *Ulva fasciata* (10,53%) e *Caulerpa cupressoides* (7,01%) (Figura 5A), e *Gracilaria sp. 1* (35,42%) e *Bryopsis pennata* (23,86%) para Rio Doce (Figura 5B). No período chuvoso destacam-se para Boa Viagem, *Corallina panizzoi* (14,46%) e *Caulerpa cupressoides* (18,40%) (Figura 5C), e *Gracilaria sp. 1* (34,55%) e *Caulerpa racemosa* (24,79%) para Rio Doce (Figura 5D). Com relação ao percentual de cobertura das espécies que se destacaram no período seco nas praias localizadas em áreas referência destacam-se *Palisada perforata* (44,46%) e *Gelidiella acerosa* (19,48%) para Muro Alto (Figura 6A), *Caulerpa racemosa* (30,06%) e *Gelidiella acerosa* (14,72%) para Serrambi (Figura 6B), *Sargassum vulgare* (28,73%) e *Bryothamnion triquetrum* (12,85%), para o Paiva (Figura 6C). Para o período chuvoso destacam-se *Palisada perforata* (31,5%) e *Gelidiella acerosa* (17,02%) para Muro Alto (Figura 6D), *Caulerpa racemosa* (28,58%) e *Gelidiella acerosa* (12,38%) para Serrambi (Figura 6E), *Sargassum vulgare* (30,81%) e *Bryothamnion triquetrum* (15,36%) para o Paiva (Figura 6F).

Análise dos Índices Ecológicos

O número médio de espécies registrado no período seco em áreas urbanas (12,6 n=2) foi substancialmente menor do que o número médio registrado para as áreas referência (19,16 n=3). O mesmo padrão foi observado para o período chuvoso entre as áreas urbanas (13,6 n=2) e áreas referência (20,4 n=3). Os dados foram analisados quanto à homogeneidade das variâncias usando o teste de Cochran e o mesmo mostrou que as variâncias são homogêneas para a riqueza de espécies, diversidade e equitatividade. Visto que as suposições foram obtidas, a análise de variância, One-Way ANOVA, foi realizada. Para o período seco diferenças significativas foi observada para o índice de Margalef ($F=5,63$, $p<0,05$), enquanto que para a Equitatividade de Pielou ($F= 0,11$, $p>0,05$) e Shannon-Wiener ($F=3,63$, $p>0,05$) não foram observadas diferenças significativas. No período chuvoso, também foi observada diferenças significativas para o índice de Margalef ($F=6,18$, $p<0,05$), assim como não foram observadas diferenças significativas para a Equitatividade de Pielou ($F=0,68$, $p>0,05$) e Shannon-Wiener ($F=1,43$, $p>0,05$) (Figura 7). Os valores médios de cada índice foram obtidos para cada área (Tabela 4).

Observa-se que alterações na dominância não foram consequência da urbanização, todavia alterações na riqueza foram evidenciadas. Segundo Johnston & Roberts 2009, a riqueza de espécies

tende a ser o índice mais sensível em locais impactados, fato este corroborado por este estudo. Scherner et al. 2013, obtiveram resultados semelhantes para as comunidades macroalgais da região entre marés. Esse estudo verificou uma correlação negativa entre os índices de Margalef e Shannon-Wiener com parâmetros de urbanização, evidenciando uma perda substancial na biodiversidade em áreas urbanas.

Caracterização Físico-Química da Água

Com relação as formas de nitrogênio, o nitrato (NO_3) teve a maior concentração na praia de Rio Doce em ambos os períodos estudados, chegando a $9,68\mu\text{M}$ no período seco e $21,65\mu\text{M}$ no período chuvoso. Menores concentrações foram detectadas no período seco na praia do Paiva, $0,42\mu\text{M}$, e no período chuvoso na praia de Muro Alto, $0,57\mu\text{M}$. Concentração de nitrito (NO_2) no período seco foi detectada apenas na praia de Rio Doce, $0,35\mu\text{M}$, enquanto que no período chuvoso menores concentrações foram constatadas na praia de Muro Alto, $0,07\mu\text{M}$, e maiores concentrações na praia de Rio Doce, $0,47\mu\text{M}$. A amônia (NH_3) apresentou-se com concentrações baixas durante todo o período estudado, com maiores valores na praia de Boa Viagem, $0,17\mu\text{M}$, no período seco e na praia de Muro Alto, $0,08\mu\text{M}$, no período chuvoso. Para o fosfato (PO_4) a praia de Rio Doce apresentou as maiores concentrações nos dois períodos, sendo $0,86\mu\text{M}$ para o período seco e $0,87\mu\text{M}$ para o período chuvoso. Enquanto que as baixas concentrações prevaleceram entre as praias de áreas de referência, Serrambi, $0,15\mu\text{M}$, no período seco, e Muro Alto, $0,15\mu\text{M}$, para o período chuvoso. As concentrações de sílica (SiO_2), mostraram-se maiores na praia Rio Doce no período seco, $12\mu\text{M}$, e no período chuvoso, $8,5\mu\text{M}$. Menores concentrações foram verificadas para a praia de Serrambi no período seco, $1,70\mu\text{M}$, e praia de Muro Alto no período chuvoso, $2,83\mu\text{M}$ (Tabela 5).

As temperaturas estão compreendidas dentro de uma amplitude térmica de $7,6\text{ }^\circ\text{C}$, considerada a partir da temperatura mínima registrada de $25\text{ }^\circ\text{C}$ em média, verificada no período chuvoso para a praia de Muro Alto, e a temperatura máxima registrada de $32,6\text{ }^\circ\text{C}$ em média no período seco para esta mesma área. Apresentando uma variação sazonal significativa, com valores médios mais elevados na estação seca ($31,33\text{ }^\circ\text{C}$ a $32,6\text{ }^\circ\text{C}$), quando em comparação com os valores médios do período chuvoso ($25\text{ }^\circ\text{C}$ a $30,33\text{ }^\circ\text{C}$).

A partir da análise dos dados, foi verificado que a praia de Rio Doce, enquadrada na área urbana, destaca-se por apresentar elevados níveis de nutrientes nos dois períodos estudados, quanto a este aspecto, Cloern 2001, afirma que áreas com estas características tendem a demonstrar alterações na diversidade e estrutura de comunidade. Neste sentido, Ericksson et al. 2002, Liu et al.

2007, relatam que algas efêmeras e filamentosas se tornam mais abundantes nestes locais, principalmente representantes do filo Chlorophyta. Sobre isto, Hardy et al. 1993, verificaram que o aumento de representantes do referido filo foi em decorrência do alto nível de poluição originada pelos esgotos domésticos. Portanto, fica evidenciado que a alta concentração urbana pode condicionar o aumento nos níveis de nutrientes, assim como foi verificado nos estudos de Sousa & Cocentino 2004, e no presente estudo.

É importante inferir dois aspectos relacionados aos níveis de concentração da amônia no ambiente marinho. Do ponto de vista natural, Reis & Mendonça 2009, afirmam que a amônia é também um constituinte comum nos corpos d'água, podendo ser um resultado da excreção da biota, redução do nitrogênio da água por microorganismos ou até mesmo por trocas gasosas com a atmosfera. O segundo aspecto indica que elevados níveis podem ser detectados em decorrência da amônia ser constituinte comum do esgoto sanitário.

Observa-se que os maiores valores de concentração de sílica foram verificados no período chuvoso, podendo ser consequência da remobilização dos sedimentos, apesar da instabilidade temporal que ocorre no Estado de Pernambuco, segundo Pereira 2002.

Diante do que foi exposto, as análises realizadas apontam à praia de Rio Doce como o local mais impactado dentre as demais áreas e que investigações a posteriori deverão ser implementadas nesta área, a fim de mitigar as causas que influenciam esta condição.

Tabela 2. Distribuição dos Táxons de macroalgas durante os meses de fevereiro e maio de 2016 em áreas Urbanas e áreas Referência do litoral de Pernambuco. Presença (+) Ausência (-), BV-Boa Viagem, RD-Rio Doce, MA-Muro Alto, PA-Paiva, SE-Serrambi

TÁXONS	PERÍODO SECO					PERÍODO CHUVOSO				
	PRAIAS					PRAIAS				
	BV	RD	MA	PA	SE	BV	RD	MA	PA	SE
CHLOROPHYTA										
Cladophorales										
Anadyomenaceae										
<i>Anadyomene stellata</i> (Wulfen in jacq.) C.Agardh	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+
Cladophoraceae										
<i>Chaetomorpha antennina</i> (Bory) Kütz.	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Bryopsidales										
Bryopsidaceae										
<i>Bryopsis pennata</i> J.V.Lamour.	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+
Caulerpaceae										
<i>Caulerpa cupressoides</i> (Vahl) C.Agardh	+	-	-	+	-	+	-	-	+	-
<i>Caulerpa mexicana</i> Sond. ex Kütz.	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Caulerpa microphysa</i> (Weber Bosse) Feldmann	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J.Agardh	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+
<i>Caulerpa sertularioides</i> (S.G.Gmel.) M.Howe	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+
Siphonocladaceae										
<i>Dictyosphaeria versluysii</i> Weber Bosse	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+
Halimedaceae										
<i>Halimeda opuntia</i> (L.) J.V.Lamour.	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Continua										

Tabela 2 (Continuação)

Ulvales										
Ulvaceae										
<i>Ulva fasciata</i> Delile	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Ulva lactuca</i> L.	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+
HETEROKONTOPHYTA (PHAEOPHYCEAE)										
Dictyotales										
Dictyotaceae										
<i>Canistrocarpus cervicornis</i> (Kütz.) De Paula & De Clerck	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-
<i>Dictyopteris delicatula</i> J.V.Lamour.	+	+	-	+	+	+	+	-	+	+
<i>Dictyota menstrualis</i> (Hoyt) Schnetter, Hörning & Weber-Peukert	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
<i>Dictyota</i> sp.	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-
<i>Lobophora variegata</i> (J.V. Lamour.) Womersley ex E.C. Oliveira	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+
<i>Padina boergesenii</i> Allender & Kraft	+	-	+	+	-	+	-	+	+	-
<i>Padina gymnospora</i> (Kütz.) Sond.	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Padina</i> sp.	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Fucales										
Sargassaceae										
<i>Sargassum vulgare</i> C.Agardh	-	-	+	+	-	+	-	+	+	-
RHODOPHYTA										
Ceramiales										
Rhodomelaceae										
<i>Acanthophora muscoides</i> (L.) Bory	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+
<i>Acanthophora spicifera</i> (Vahl) Bergesen	+	-	+	+	+	-	-	+	+	+
<i>Bryothamnion seaforthii</i> (Turner) Kützinger	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-
<i>Bryothamnion triqustrum</i> (S.G.Gmel.) M. Howe	-	-	-	+	-	+	-	-	+	-
<i>Chondria</i> sp.	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Digenea simplex</i> (Wulfen) C.Agardh	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-
Continua										

Tabela 2 (Continuação)

<i>Enantiocladia duperreyi</i> (C.Agardh) Falkenb.	+	-	-	+	-	+	-	-	+	-
<i>Laurencia</i> sp.	+	-	-	+	+	+	-	-	+	+
<i>Palisada flagellifera</i> (J.Agardh) K.W.Nam	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
<i>Palisada perforata</i> (Bory) K.W.Nam	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+
Ceramiaceae										
<i>Ceramium</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Centroceras clavulatum</i> (C.Agardh) Mont. in Durieu	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Corallinales										
Corallinaceae										
<i>Amphiroa anastomosans</i> Weber Bosse	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Amphiroa fragilissima</i> (L.) J.V.Lamour.	-	-	+	+	+	-	-	+	+	-
<i>Corallina panizzoi</i> Schnetter & U. Richt.	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Jania adhaerens</i> J.V.Lamour.	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+
<i>Jania</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Rhodymeniales										
Rhodymeniaceae										
<i>Botryocladia occidentalis</i> (Bergesen) Kylin	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+
Champiaceae										
<i>Champia feldmannii</i> Diaz-Pif.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Halymeniales										
Halymeniaceae										
<i>Cryptosmia orenulata</i> (J.Agardh) J.Agardh	-	+	-	-	+	-	+	-	+	+
Gelidiales										
Gelidiellaceae										
<i>Gelidiella acerosa</i> (Forssk.) Feldmann & Hamel	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Gelidiaceae										
<i>Gelidium floridanum</i> W.R.Taylor	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Continua										

Tabela 2 (Continuação)

<i>Gelidium</i> sp.1	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Gelidium</i> sp. 2	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Gelidium</i> sp. 3	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
Gracilariales										
Gracilariaceae										
<i>Gracilaria cervicornis</i> (Turner) J.Agardh	-	-	-	-	+	-	-	+	-	+
<i>Gracilaria cornea</i> J.Agardh	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Gracilaria cuneata</i> Aresch.	+	+	-	-	+	-	-	-	-	+
<i>Gracilaria domingensis</i> (Kütz.) Sond. ex Dickie	-	+	-	-	-	+	+	-	-	+
<i>Gracilaria foliifera</i> (Forsskål) Bergesen	-	-	-	-	+	-	-	+	-	+
<i>Gracilaria</i> sp. 1	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Gracilaria</i> sp. 8	+	-	-	-	+	+	-	-	-	+
<i>Gracilaria</i> sp. 9	+	-	-	-	+	+	-	-	-	+
Gigartinales										
Cystocloniaceae										
<i>Hypnea pseudomusciformis</i> Nauer, Cassano & M. C. Oliveira	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+
<i>Hypnea spinella</i> (C.Agardh) Kütz.	-	-	+	-	+	-	-	+	+	+
Solieriaceae										
<i>Meristotheca gelidium</i> (J.Agardh) E.J.Faye & Masuda	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
Rhizophyllidaceae										
<i>Ochtodes secundiramea</i> (Mont.) M.Howe	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
Nemaliales										
Galaxauraceae										
<i>Tricleocarpa cylindrica</i> (J. Ellis & Sol.) Huisman & Borow.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-

Presença (+) Ausência (-), BV-Boa Viagem, RD-Rio Doce, MA-Muro Alto, PA-Paiva, SE-Serrambi

Figura 2. Gráfico comparativo da ocorrência do número de espécies de macroalgas entre os filos em fevereiro de 2016, em áreas Urbanas e de Referência do litoral de Pernambuco.

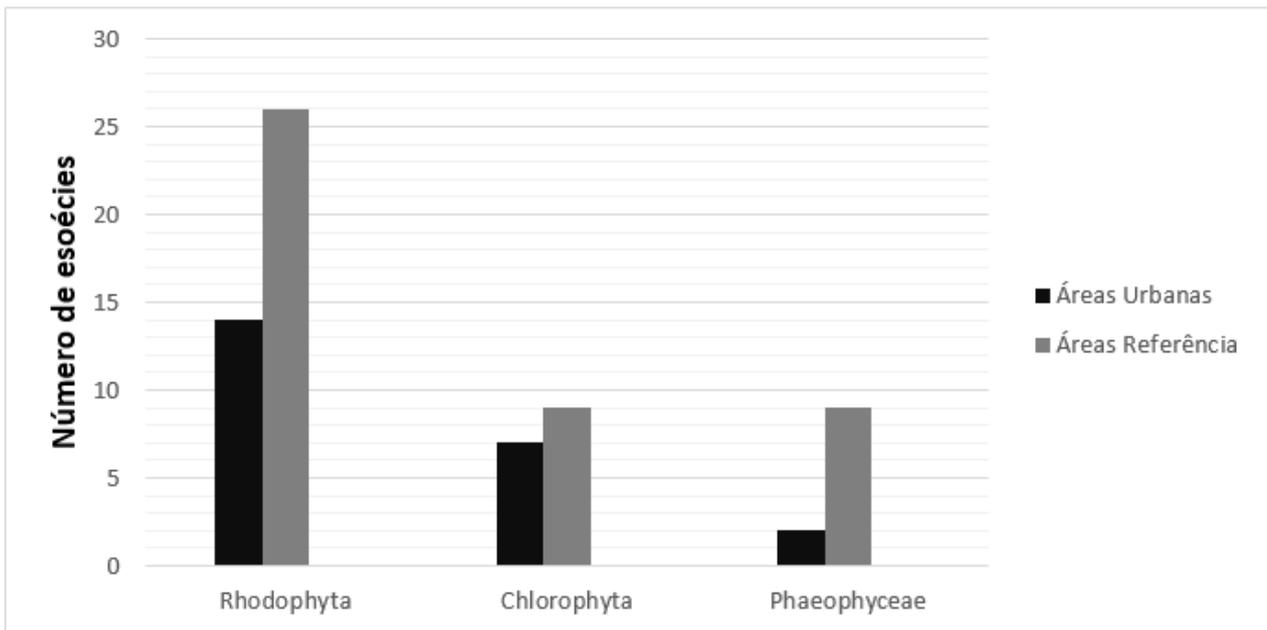


Figura 3. Gráfico comparativo da ocorrência do número de espécies de macroalgas entre os filos em maio de 2016, em áreas Urbanas e de Referência do litoral de Pernambuco.

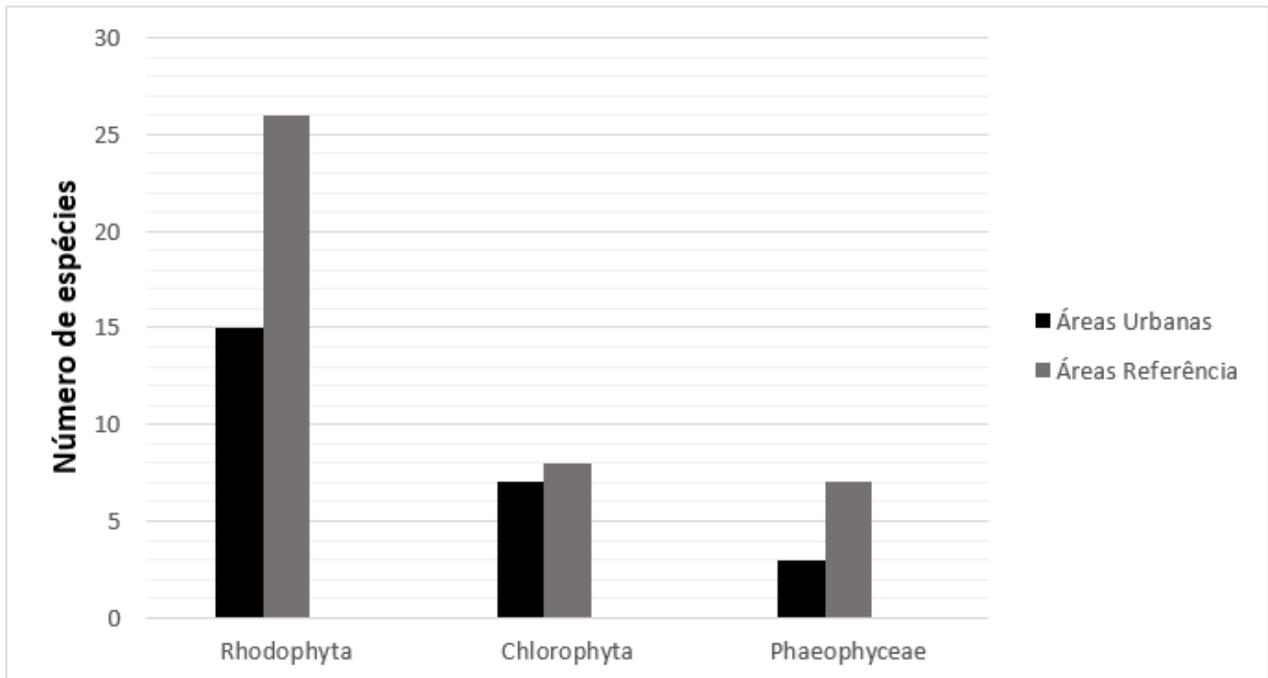


Tabela 3. Sinopse das espécies exclusivas encontradas nos meses de fevereiro e maio de 2016 nas áreas urbanas e de referência do litoral de Pernambuco

Áreas Urbanas		Áreas Referência	
Período Seco	Período Chuvoso	Período Seco	Período Chuvoso
<i>Caulerpa mexicana</i>	<i>Caulerpa mexicana</i>	<i>Anadyomene stellata</i>	<i>Anadyomene stellata</i>
<i>Chaetomorpha antennina</i>	<i>Chaetomorpha antennina</i>	<i>Caulerpa microphysa</i>	<i>Caulerpa microphysa</i>
<i>Ulva fasciata</i>	<i>Ulva fasciata</i>	<i>C. sertularioides</i>	<i>C. sertularioides</i>
<i>Corallina panizzoi</i>	<i>Corallina panizzoi</i>	<i>Dictyosphaeria versluisii</i>	<i>Dictyosphaeria versluisii</i>
<i>Gelidium</i> sp. 1	<i>Gelidium</i> sp. 1	<i>Halimeda opuntia</i>	<i>Acanthophora spicifera</i>
<i>Gelidium</i> sp. 2	<i>Gelidium</i> sp. 2	<i>Acanthophora muscoides</i>	<i>A. muscoides</i>
<i>Gracilaria domingensis</i>	<i>Gelidium</i> sp. 3	<i>Amphiroa anastomosans</i>	<i>Amphiroa fragilissima</i>
<i>Gracilaria</i> sp. 1	<i>Gracilaria</i> sp. 1	<i>A. fragilissima</i>	<i>Botryocladia occidentalis</i>
		<i>Botryocladia occidentalis</i>	<i>Bryothamnion seaforthii</i>
		<i>Bryothamnion seaforthii</i>	<i>Centroceras clavulatum</i>
		<i>B. triquetrum</i>	<i>Ceramium</i> sp.
		<i>Chondria</i> sp.	<i>Champia feldmannii</i>
		<i>Digenea simplex</i>	<i>Digenea simplex</i>
		<i>Gelidium floridanum</i>	<i>Gracilaria cervicornis</i>
		<i>Gracilaria cervicornis</i>	<i>G. cuneata</i>
		<i>Gracilaria cornea</i>	<i>G. foliifera</i>
		<i>G. foliifera</i>	<i>Hypnea spinella</i>
		<i>Hypnea spinella</i>	<i>Jania adhaerens</i>
		<i>Jania adhaerens</i>	<i>Jania</i> sp.
		<i>Meristotheca gelidium</i>	<i>Meristotheca gelidium</i>
		<i>Ochtodes secundiramea</i>	<i>Ochtodes secundiramea</i>
		<i>Palisada flagellifera</i>	<i>Palisada flagellifera</i>
		<i>Canistrocarpus cervicornis</i>	<i>Tricleocarpa cylindrica</i>
		<i>Dictyota menstrualis</i>	<i>Canistrocarpus cervicornis</i>
		<i>Dictyota</i> sp.	<i>Dictyota menstrualis</i>
		<i>Lobophora variegata</i>	<i>Dictyota</i> sp.
		<i>Padina gymnospora</i>	<i>Lobophora variegata</i>
		<i>Padina</i> sp.	
		<i>Sargassum vulgare</i>	

Figura 4. Percentual de cobertura das espécies representativas em áreas Urbanas e áreas Referência, no período seco (fevereiro/2016) e no período chuvoso (maio/2016).

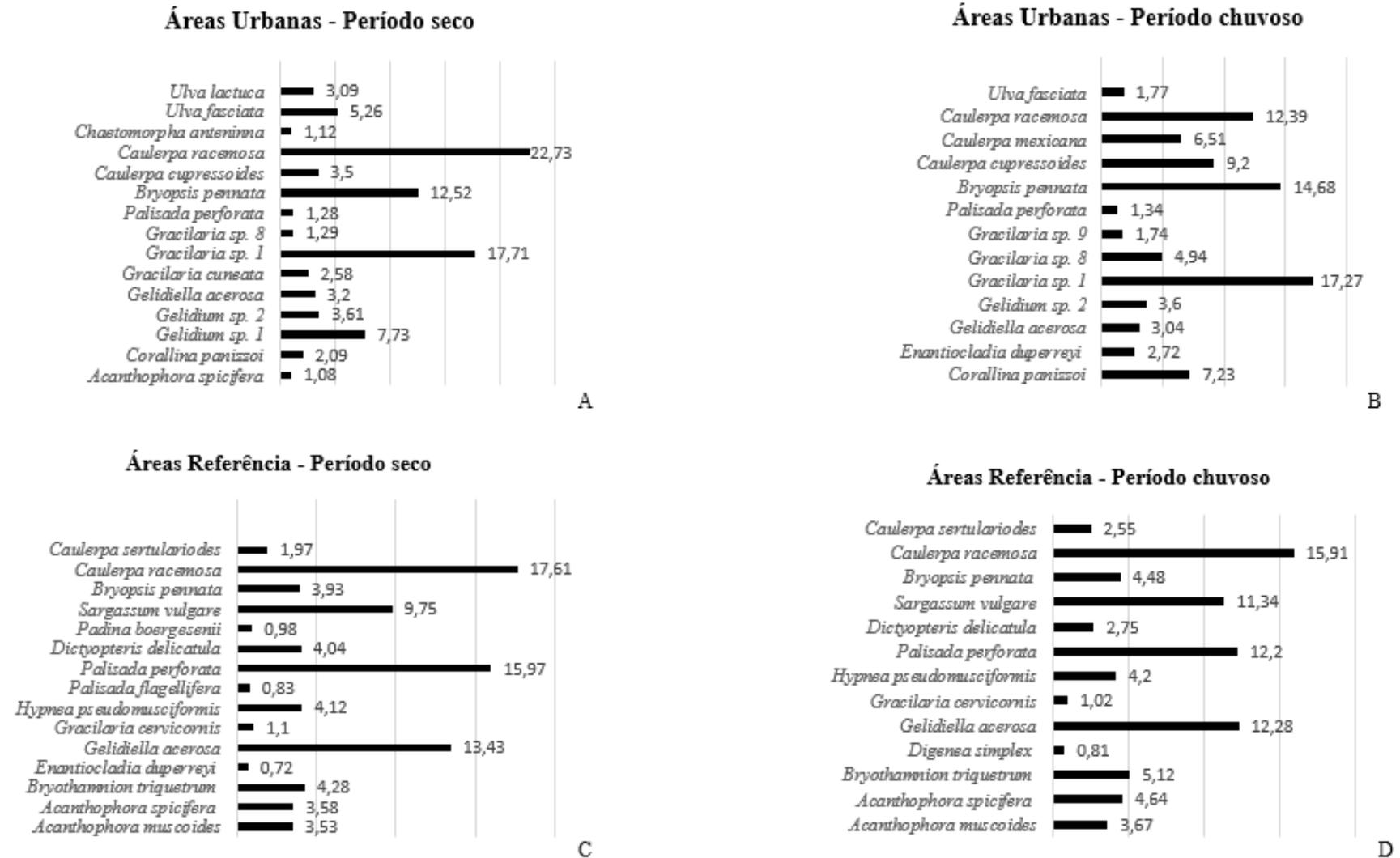


Figura 5. Percentual de cobertura das espécies representativas nas praias Urbanas (Boa Viagem e Rio Doce), no período seco (fevereiro/2016) e período chuvoso (maio/2016).

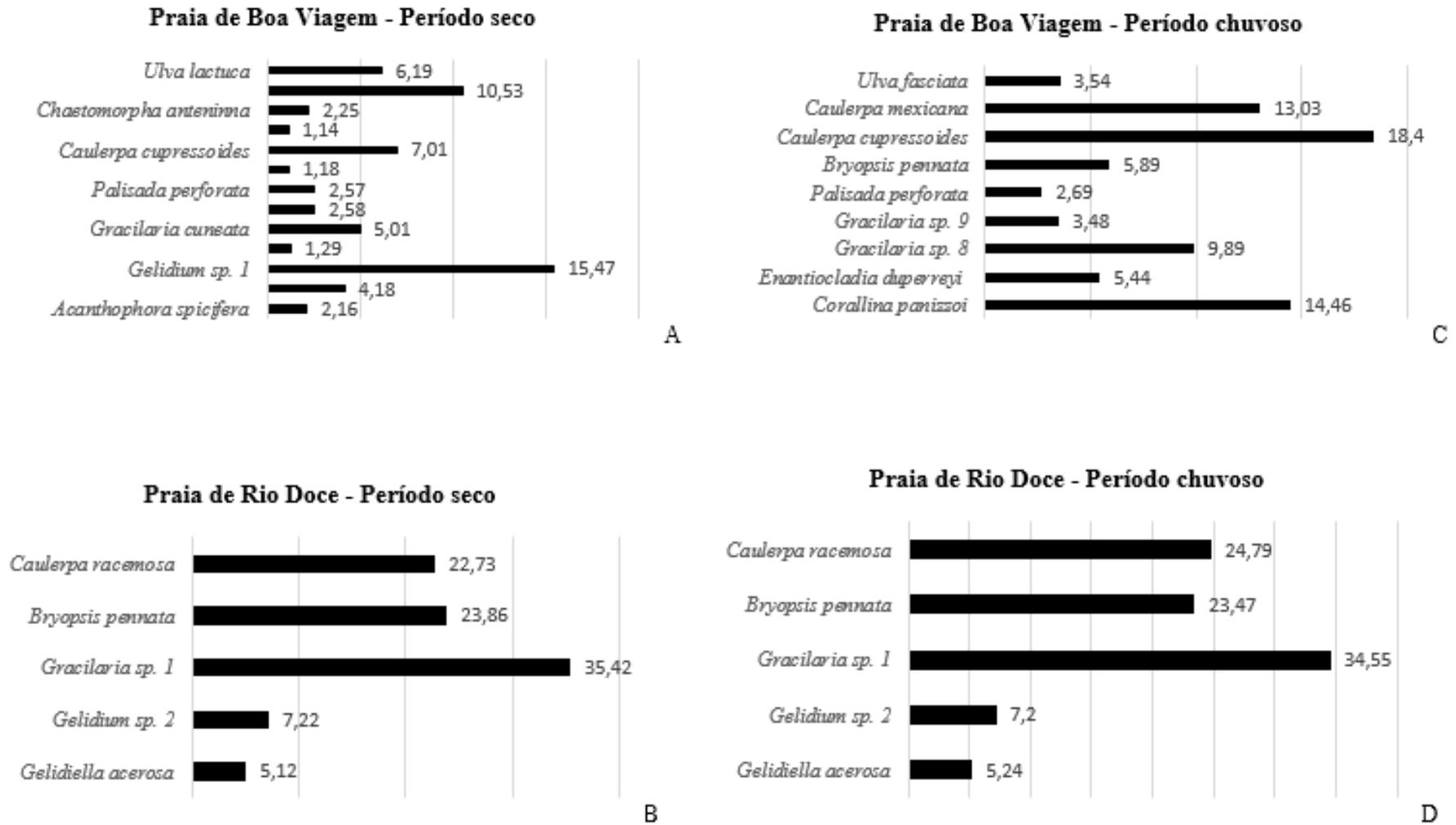
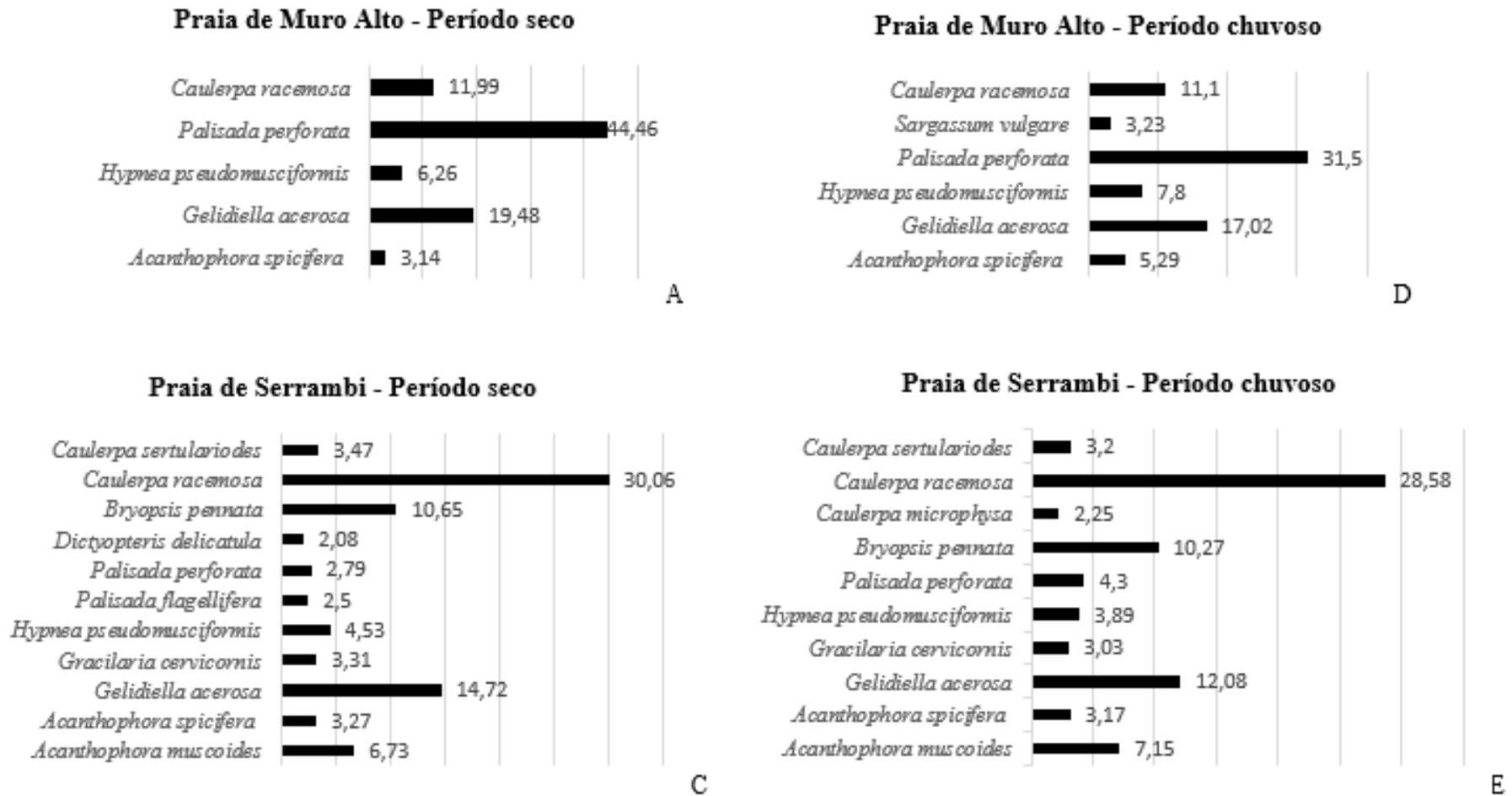


Figura 6. Percentual de cobertura das espécies representativas nas praias Referência (Muro Alto, Serrambi e Paiva), no período seco (fevereiro/2016) e período chuvoso (maio/2016).



Continua

Figura 6 Continuação

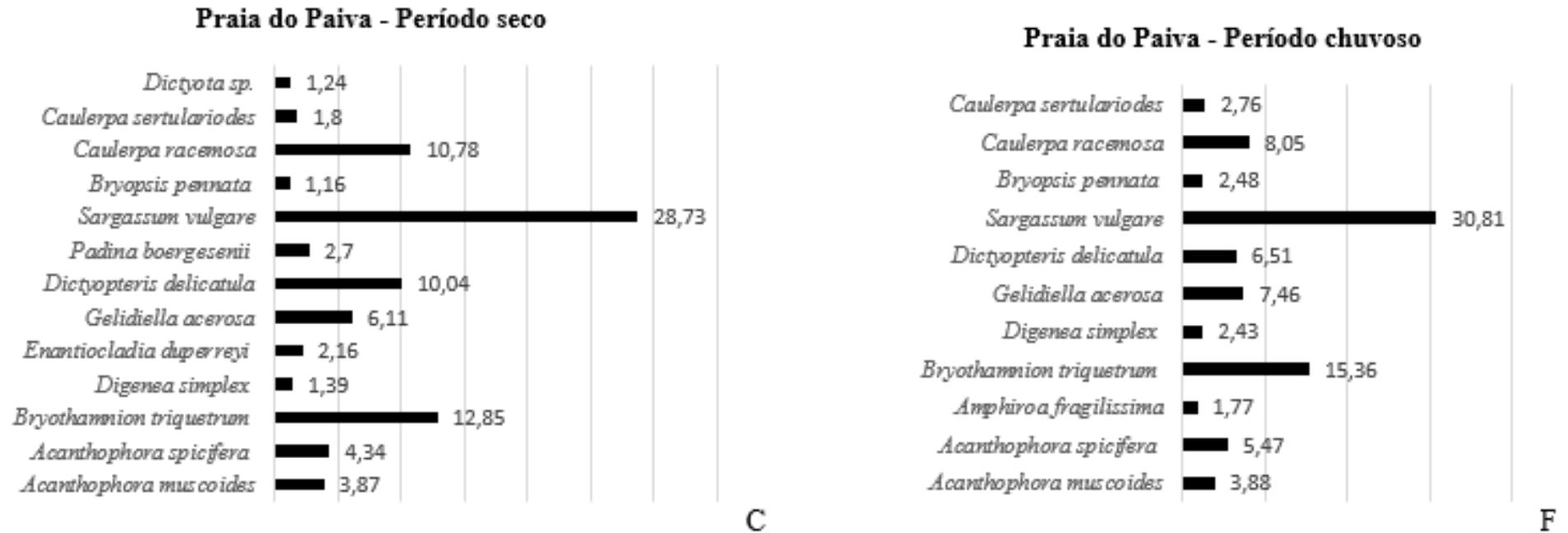
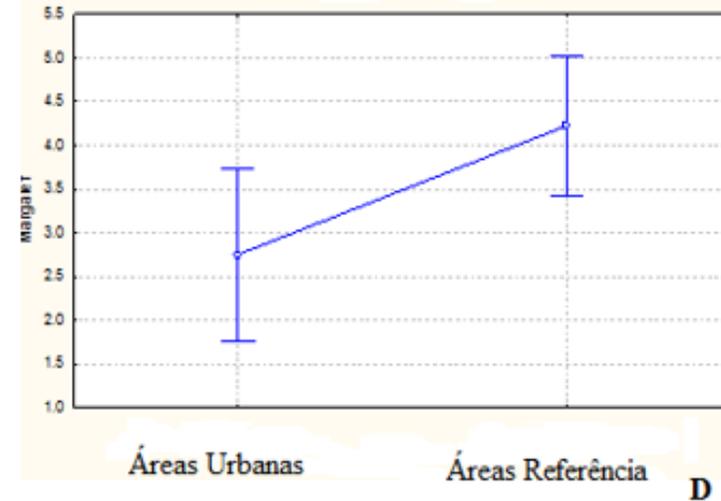
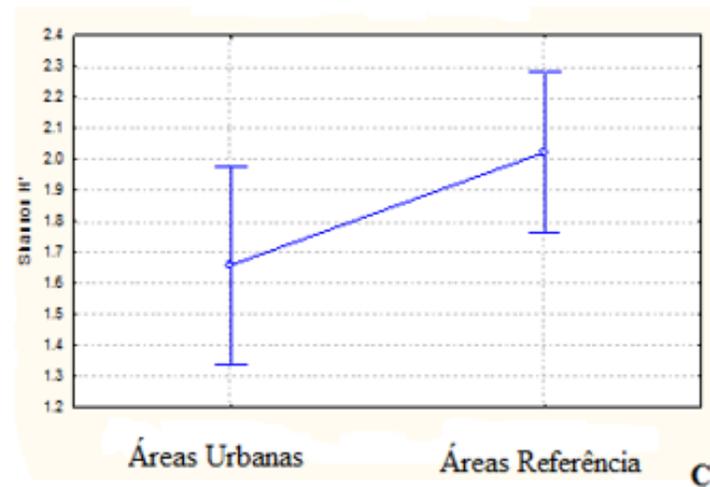
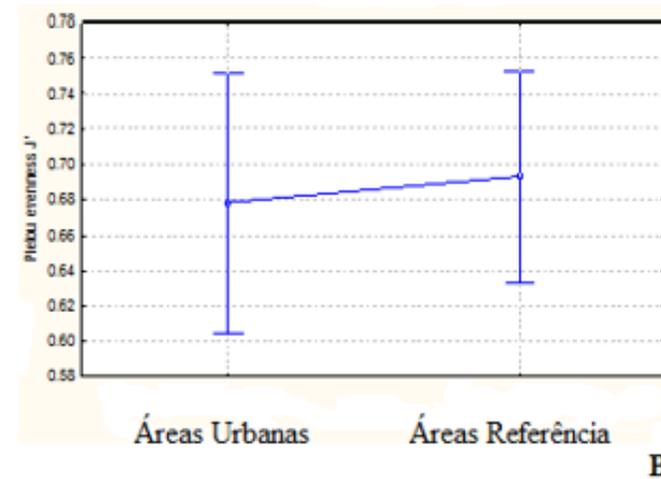
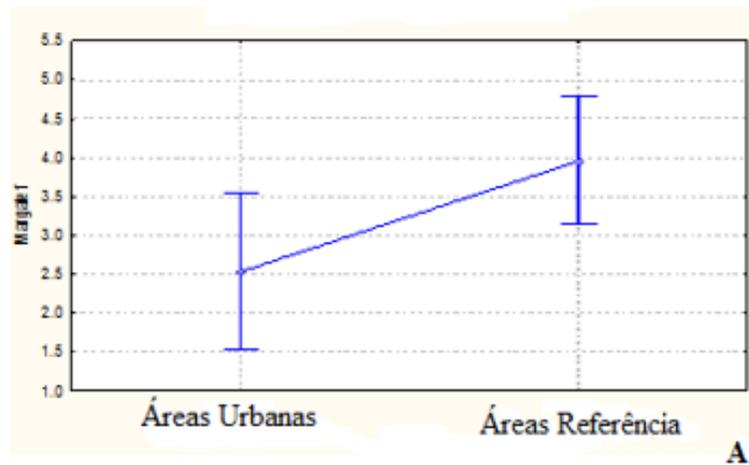


Figura 7. Valores Médios (\pm EP) de índices ecológicos observados nos períodos seco (A,B,C) e chuvoso (D,E,F), em áreas Urbanas (Boa Viagem, Rio Doce) e áreas Referência (Muro Alto, Serrambi e Paiva).



Continua

Figura 7 Continuação

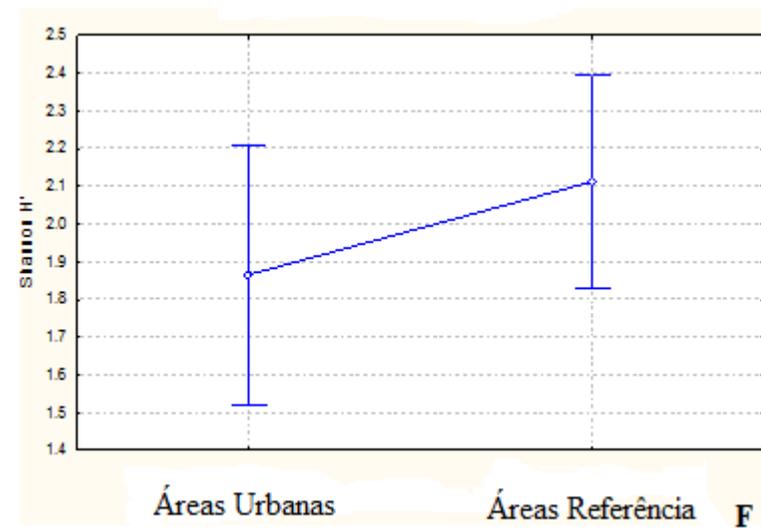
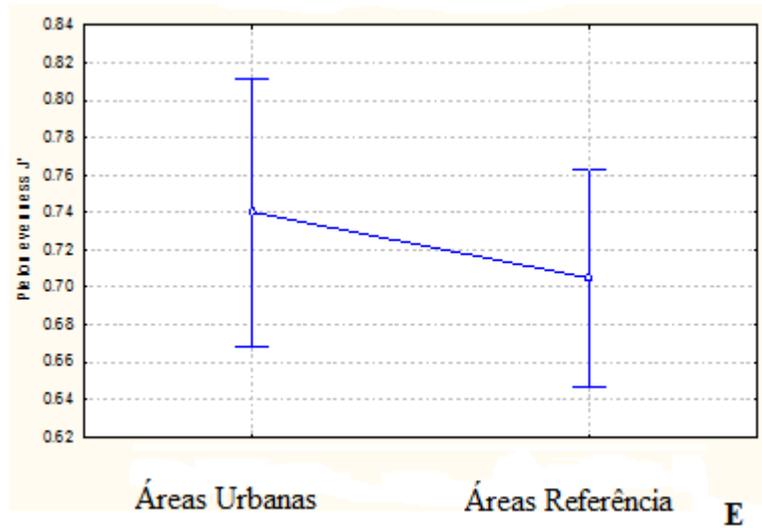


Tabela 4. Valores médios (\pm EP) de índices ecológicos obtidos de amostragens em áreas Urbanas e áreas Referência no período seco (fevereiro/2016) e período chuvoso (maio/2016).

	Classificação	Margalef		Equitatividade de Pielou		Shannon-Wiener	
Período seco							
Boa Viagem	Urbana	3,4	$\pm 0,12$	0,65	$\pm 0,08$	1,85	$\pm 0,26$
Rio Doce	Urbana	1,66	$\pm 0,66$	0,69	$\pm 0,07$	1,46	$\pm 0,12$
Paiva	Referência	4,63	$\pm 0,54$	0,71	$\pm 0,07$	2,2	$\pm 0,29$
Muro Alto	Referência	2,53	$\pm 0,87$	0,64	$\pm 0,07$	1,59	$\pm 0,06$
Serrambi	Referência	4,7	$\pm 0,25$	0,72	$\pm 0,11$	2,26	$\pm 0,37$
Período chuvoso							
Boa Viagem	Urbana	3,76	$\pm 0,54$	0,78	$\pm 0,01$	2,28	$\pm 0,14$
Rio Doce	Urbana	1,73	$\pm 0,94$	0,69	$\pm 0,1$	1,44	$\pm 0,14$
Paiva	Referência	4,92	$\pm 0,87$	0,7	$\pm 0,1$	2,22	$\pm 0,40$
Muro Alto	Referência	3,18	$\pm 0,76$	0,66	$\pm 0,03$	1,82	$\pm 0,06$
Serrambi	Referência	4,56	$\pm 0,09$	0,74	$\pm 0,09$	2,28	$\pm 0,25$

Tabela 5. Análise físico-química da água das áreas Urbanas e áreas Referência, no período seco (fevereiro/2016) e período chuvoso (maio/2016).

	ÁREAS URBANAS				ÁREAS REFERÊNCIA					
	Boa Viagem		Rio Doce		Muro Alto		Paiva		Serrambi	
Período Seco										
Temperatura	31,66	±0,57	32,33	±0,57	32,6	± 0,57	31,33	±0,57	31,33	±0,57
Amônia (NH ₃)	0,17	±0,004	ND*	-	0,06	±0,001	ND*	-	ND*	-
Nitrato (NO ₃)	0,95	±0,005	9,68	±0,001	1,27	±0,004	0,42	±0,003	5,48	±0,002
Nitrito (NO ₂)	ND*	-	0,35	±0,0002	ND*	-	ND*	-	ND*	-
Fosfato (PO ₄)	0,28	±0,0007	0,86	±0,002	0,46	±0,007	0,19	±0,004	0,15	±0,016
Silica (SiO ₂)	2,6	0,01	12	±0,02	7,31	±0,009	2,53	±0,003	1,7	±0,016
Período Chuvoso										
Temperatura	30,33	±0,57	26,66	±0,57	25	±1	27,66	±0,57	28	0
Amônia (NH ₃)	0,03	±0,0015	0,03	±0,0019	0,08	±0,0018	0,06	±0,002	0,02	±0,001
Nitrato (NO ₃)	1,42	±0,002	21,65	±0,04	0,57	±0,002	2,34	±0,003	2,71	±0,003
Nitrito (NO ₂)	0,45	±0,0009	0,47	±0,0012	0,07	±0,0013	0,2	±0,0004	0,29	±0,0009
Fosfato (PO ₄)	0,64	±0,0015	0,87	±0,0002	0,15	±0,003	0,27	±0,001	0,33	±0,01
Silica (SiO ₂)	6,18	±0,02	8,5	±0,008	2,83	±0,003	3,33	±0,01	4,19	±0,01

*ND- Não Detectado

4 CONCLUSÕES

As ordens Ceramiales, Bryopsidales, Gracilariales e Dictyotales foram as mais representativas, caracterizando a estrutura de comunidade macroalgal das áreas Urbanas e áreas Referência. O número de espécies foi substancialmente maior em áreas Referência ao ser comparado com as áreas urbanas.

Os filos Rhodophyta e Heterokontophyta (Phaeophyceae) apresentaram os maiores percentuais de cobertura visual nas áreas Referência nos períodos seco e chuvoso, enquanto que a cobertura do filo Chlorophyta foi superior em áreas Urbanas.

No período seco, diferenças significativas entre as áreas Urbanas e áreas Referência foram observadas para o índice de Margalef, todavia para a Equitatividade de Pielou e Shannon-Wiener não foram observadas diferenças significativas. Portanto, alterações na dominância não foram consequência da urbanização, porém alterações na riqueza foram evidenciadas.

Níveis elevados de nutrientes foram verificados na praia de Rio Doce, demonstrando uma correlação negativa com a urbanização. O conhecimento das informações ecológicas deste estudo poderá ser utilizado para aprimorar o gerenciamento de áreas costeiras influenciadas pela antropização em escala local.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Centro Acadêmico de Vitória da Universidade Federal de Pernambuco pelo apoio logístico; Ao Departamento de Oceanografia da referida Universidade, em especial ao Prof^o Manuel Flores e ao Técnico Jamerson Henrique, pelas análises complementares realizadas e à CAPES pela bolsa de estudos concedida ao primeiro autor.

REFERÊNCIAS

- Airoldi, L., Balata, D. & Beck, M.W.** 2008. The gray zone: relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Amsterdam, v. 366, p. 8-15.
- Aragão, J. O. R.** 2004. A influência dos Oceanos Pacífico e Atlântico na dinâmica do tempo e do clima do Nordeste do Brasil. In: E. Eskinazi-Leça; S. Neumann-Leitão; M.F. Costa (orgs.). *Oceanografia – um cenário tropical*. Recife, Bagaço, p. 287-317.
- Aroldi, L.** 1998. Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf. *Ecology*, v.79, p.2759-2770.
- Bandeira-Pedrosa, M. E., Pereira, S. M. B. & Oliveira, E. C.** 2004. Taxonomy and distribuição of the Green algal genus *Halimeda* (Bryopsidales, Chlorophyta) in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 27, n. 2, p. 363-377.
- Borowitzka, M. A.** 1972. Intertidal algal species diversity and effects of pollution. *Australian Marine Freshwater Research*, v. 23, p. 73-84.
- Bouzon, J. L., Salles, J. P.; Bouzon, Z. & Horta, P. A.** 2006. Aspectos florísticos e biogeográficos das macroalgas marinhas das Baías da Ilha de Santa Catarina. *Insula*, v. 35, p. 69-84.
- Carvalho, V. F.** 2013. Avaliação dos impactos da urbanização sobre as comunidades de macroalgas bentônicas no litoral do Espírito Santo, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2013.
- Cloern, J. E.** 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, v. 210, p. 223–253.
- Cohen, R. A. & Fong, P.** 2006. Using opportunistic green macroalgae as indicators of nitrogen supply and sources to estuaries. *Ecological Applications*, v. 16, n. 4, p. 1405-1420.
- Correl, D. L.** 1998. The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *J. Environ. Qual.*, v. 27, p. 261-266.
- Dhargalkar, V. K. & Komarpant, D. S.** 2003. Impact of sewage on the distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macroalgae of the colaba coast, mumbai, Índia. *Seaweed res. Utiln.*, v. 25, n. 1- 2, p. 27 – 36.
- Eriksson, B. K., Johansson, G. & Snoeijs, P.** 2002. Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar Fjord, Swedish Skagerrak coast. ***Journal of Phycology***, v. 38, p. 284-296.
- Faggi, A. M. & Dadon, J.** 2010. Vegetation changes associated to coastal tourist urbanizations. *Multequina*, v. 19, p. 53-76.

- Ferreira, L. C., Cunha, M. G. G. S., Koenig, M. L., Feitosa, F. A. N., Santiago, M. F. & Muniz, K.** 2010. Variação temporal do fitoplâncton em três praias urbanas do litoral sul do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 24, n. 1, p. 214-224.
- Figueiredo, M. A. O., Barreto, M. B. & Reis, R. P.** 2004. Caracterização das macroalgas nas comunidades marinhas da Área de Proteção Ambiental de Cairuçu, Parati, RJ: subsídios para futuros monitoramentos. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 27, n. 1, p. 11-17.
- Fong, P., Boyer K. E. & Zedler, J. B.** 1998. Developing an indicator of nutrient enrichment in coastal estuaries and lagoons using tissue nitrogen content of the opportunistic alga, *Enteromorpha intestinalis* (L. Link). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 231, p. 63-79.
- Freitas, A. S.** 2012. Avaliação dos impactos da urbanização sobre os macrofitobentos em trechos recifais do litoral de Pernambuco, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Gonçalves, R. M., Pacheco, A. P., Tanajura, E. L. X. & Silva, L. M.** 2013. Urbanização costeira e sombreamento na praia de Boa Viagem, Recife-PE, Brasil. *Revista de Geografía Norte Grande*, v. 54, p. 241-255.
- Grasshoff, K., Ehrhardt M. & Kremling, K.** 1983. *Methods of seawater analysis*. Weinheim: Verlag Chemie, 419p.
- Hardy, F. G., Evans, S. M. & Tremayne, M. A.** 1993. Long term changes in the marine macroalgae of three polluted estuaries in north-east england. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 172, p. 81-92.
- Hendriks, I. E., Bouma, T. J., Morris, E. P. & Duarte, C. M.** 2010. Effects of seagrasses and algae of the Caulerpa Family on hydrodynamics and particle-trapping rates. *Marine Biology*, v. 157, p. 473-481.
- 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*, vol. 28, p. 243-265.
- Horta, P. A., Salles, J. P., Bouzon, J. L., Scherner, F., Cabral, D. Q. & Bouzon, Z. L.** 2008. Composição e estrutura do fitobentos do infralitoral da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, Santa Catarina, Brasil: implicações para a conservação. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, p. 243-257.
- IBGE.** 2016. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/> (acesso em 09/VI/2016).
- 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.
- Kain, J. M. & Norton, T. A.** 1990. Biology of the red algae. *In*: K.M. Cole & R.G. Sheath (eds.). *Marine Ecology*, p. 377-422.

- Kirkman, H. & Kendrick, G. A.** 1997. Ecological significance and commercial harvesting of drifting and beachcast macroalgae and seagrasses in Australia: a review. *Journal of Applied Phycology*, v.9, p. 311–326.
- Kolcker, K. E. & Gill, S. M.** 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination for coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences*, v. 32, p. 1259-1269.
- Köeppen, W.** 1948. **Climatologia como un estudio de los climas de la tierra.** Fondo de Cultura Económica, p. 478.
- Krause-Jensen, D., Middelboe, A. L., Carstensen, J. & Dahl, K.** 2007. Spatial patterns of macroalgal abundance in relation to eutrophication. *Marine Biology*, v. 152, p. 25-36.
- Lapointe, B. E.** 1989. Macroalgal production and nutrient relations in oligotrophic areas of Florida bay. *Bulletin of Marine Science*, v. 44, n. 1, p. 312-323.
- Littler, D. S. & Littler, M. M.** 2000. Caribbean reef plants. An identification guide to the reef plants of the Caribbean, Bahamas, Florida and Gulf of Mexico. Washington: Off Shore Graphics Incorporate.
- Littler, M. M. & Murray, S. N.** 1975. impact of sewage on the distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macro-organisms. *Marine Biology*, v.30, p. 277-291,1975.
- Liu, D., Bai, J., Song, S., Zhang, J., Sun, P., Li, Y. & Han, G.** 2007. The Impact of sewage discharge on the macroalgae community in the yellow sea coastal area around Qingdao, China. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, v. 7, p. 683–692.
- Macêdo, S. J., Muniz, K. & Montes, M. J. F.** 2004. Hidrologia da região costeira e Plataforma continental do estado de Pernambuco. Pp. 255-286. In: E. Eskinazi-Leça; S. Neumann-Leitão; M.F. da Costa (orgs.). *Oceanografia: um cenário tropical*. Recife, Editora Bagaço, p. 255-286.
- Mansilla, A. & Pereira, S.M.B.** 2001. Comunidades y diversidad de macroalgas em pozas de arrecifes. In: K. Alveal; T. Antezana (eds.). *Sustentabilidad de La biodiversidad*. Universidad de Concepción. p.315-330.
- Martins, C. D. L., Arantes, N., Faveri, C., Batista, M., Oliveira, E. C., Pagliosa, P., Fonseca, A., Nunes, J. M., Chow, F., Pereira, S. M. B., Horta, P. A.** 2012. The impact of coastal urbanization on the structure of phytobenthic communities on southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. v. 64, p. 772-778.
- Oliveira Filho, E. C.** 1977. Algas marinhas bentônicas do Brasil. Tese de livre-docência, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Oliveira, E. C. & Berchez, F. A. S.** 1978. Marine benthic algae of Santos Bay – Changes in the flora between 1957-1978. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo*, v. 6, p. 49-59.

Orfanidis, S., Panayotidis, P. & Stamatis, N. 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science*, v. 2/2, p. 45-65.

Pedersen, M. F. & Borum, J. 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Marine Ecology progress series*, v. 142, p. 261-272.

Pereira, S. M. B. 2000. Macroalgas bentônicas. In: BARROS, H. M. et al. (Ed.). Gerenciamento participativo de estuários e manguezais. Recife: Editora Universitária, p. 48-63.

Pereira, S. M. B., Oliveira-Carvalho, M. F., Angeiras, J. A. P., Bandeira-Pedrosa, M. E., Oliveira, N. M. B., Torres, J., Gestinari, L. M., Cocentino, A. L. M., Santos, M. D., Nascimento, P. R. F. & Cavalcanti, D. R. 2002. Algas bentônicas do Estado de Pernambuco. Pp. 97-124. In: M. Tabarelli; J.M.C. Silva (eds.). Diagnóstico da Biodiversidade de Pernambuco 1. Recife, Editora Massagana.

Pereira, S. M. B. 2002. Desenvolvimento e situação atual do conhecimento das macroalgas marinhas das regiões nordeste e norte. In: Araújo, E.L., Moura, A. N., Sampaio, E. V. S. B., Gestinari, L. M.S. & Torres, J. (Org.). Biodiversidade, Conservação e Uso Sustentável da Flora do Brasil. 1ed. Recife: Imprensa Universitária, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Brasil. v. 1, p. 117-126.

Pereira, S. M. B., Oliveira-Carvalho, M. F., Burgos, D. C. & Araújo, E. L. 2008. Caracterização estrutural das macroalgas de ambiente recifal da praia de enseada dos corais, PE, Brasil. In: Anais do Congresso Brasileiro de Ficologia, 11.; Simpósio Latino-Americano sobre algas nocivas, Itajaí, Santa Catarina, pp.231-242.

Pihl, L., Svenson A., Moksnes, P. & Wennhage H. 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. *Journal of Sea Research*, v. 41, p. 281-294.

Preskitt, L. B., Vroom, P. S. & Smith, C. A. 2004. A rapid ecological assessment (REA) quantitative survey method for benthic algae using photo quadrats with scuba. *Pacific Science*, v. 58, p. 201-209.

Reis, J. A. T. & Medonça, A. S. F. 2009. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. *Eng Sanit Ambient*, v.14, n.3, p. 353-362.

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*, Recife, v. 39, n. 2, p. 142-154.

Rombouts, I., Beaugrand, G., Artigas, L. F., Dauvin J. -C., Gevaert, F., Goberville, E., Koop, D., Lefebvre, S., Luczak, C., Spilmont, N., Travers-Trolet, M., Villanueva, M. C. & Kirby, R. R. 2013. Evaluating marine ecosystem health: Case studies of indicators using direct observations and modelling methods. *Ecological Indicators*, v. 24, p. 353-365.

- Sousa, G. S. & Cocentino, A. L. M.** 2004. Macroalgas como indicadoras da qualidade ambiental da Praia de Piedade-PE. *Tropical Oceanography*, Recife, v. 32, n. 1, p. 1-22.
- Scherner, F., Horta, P. A., Oliveira, E. C., Simonassi, J. C., Hall-Spencer, J. M., Chow, F., Nunes, J. M. C. & Pereira, S. M. B.** 2013. Coastal urbanization leads to remarkable seaweeds species loss and community shifts along the SW Atlantic. *Marine Pollution*, v. 76, n. 1-2, p. 106-115.
- Scherner, F., Pereira, C. M., Horta, P. A., Castro, C. B., Barufi, J. B. & Pereira, S. M. B.** 2016 Effects of Ocean Acidification and Temperature increases on the Potosynthesis of Tropical Reef Calcified Macroalgae. *PLoS One*, v. 11, n. 5, p. 1-14.
- STATSOFT, Inc.** 2004. *STATISTICA* (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com (acesso em 01/XI/2016)
- Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R.** 1972. A practical handbook of seawater analysis. Second Edition, Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, Bulletin, v.167, 310p.
- Taouil, A. & Yoneshing- 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.
- Taylor, W. R.** 1960. Marine algal of the eastern tropical and subtropical coasts of the Americas. Ann Arbor: University of Michigan Press, v. 1, p. 870.
- Torres, J., Pereira, S. M. B. & Yoneshing- Valentin, Y.** 2004. Ceramiaceae (Rhodophyta) de áreas recifais do estado de Pernambuco. *Hoehnea*, v. 31, n. 2, p. 119-149.
- Tribollet, A. D. & Vroom, P. S.** 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.
- Walker, D. I. & Kendrick, G. A.** 1998. Threats to macroalgal diversity: marine habitat destruction and fragmentation, pollution and introduced species. *Botanica Marina*, v. 41, p. 105-112.
- Wynne, M. J.** 2017. A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical western atlantic: fourth revision. *Nova Hedwigia*, v. 145, p. 1-199.
- Xavier, L. R. C. C., Scherner, F., Burgos, D. C., Barreto, R. C. & Pereira, S. M. B.** 2016. Urbanization effects on the composition and structure of macrophytes communities in a lotic ecosystem of Pernambuco State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 76, n. 4, p. 888-897.