



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA E ZOOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

CINTIA DALCUCHE LEAL MARTINS

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA URBANIZAÇÃO SOBRE A
HETEROGENEIDADE QUÍMICA E A ESTRUTURA DAS
COMUNIDADES FITOBÊNTICAS: UMA ABORDAGEM
INTEGRADA**

**Florianópolis
2011**

CINTIA DALCUCHE LEAL MARTINS

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA URBANIZAÇÃO SOBRE A
HETEROGENEIDADE QUÍMICA E A ESTRUTURA DAS
COMUNIDADES FITOBÊNTICAS: UMA ABORDAGEM
INTEGRADA**

Dissertação de Mestrado apresentada
ao Programa de Pós-Graduação em
Ecologia da Universidade Federal de
Santa Catarina, como parte dos
requisitos necessários à obtenção do
título de Mestre em Ecologia.

Orientador:

Prof. Dr. Paulo Antunes Horta

Co-orientadora:

Prof^a. Dr^a. Cintia Lhullier

**Florianópolis
2011**

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária
da
Universidade Federal de Santa Catarina

M386a Martins, Cintia Dalcuche Leal
Avaliação do impacto da urbanização sobre a heterogeneidade
química e a estrutura das comunidades fitobênticas
[dissertação] : uma abordagem integrada / Cintia Dalcuche Leal
Martins ; orientador, Paulo Antunes Horta Junior. -
Florianópolis, SC, 2011.
100 p.: grafs., tabs., mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-
Graduação em Ecologia.

Inclui referências

1. Ecologia. 2. Ecologia vegetal. 3. Diversidade biológica.
4. Impacto ambiental. I. Horta Junior, Paulo Antunes. II.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-
Graduação em Ecologia. III. Título.

CDU 577.4

“Avaliação do impacto da urbanização sobre a heterogeneidade química e a estrutura das comunidades fitobênticas: uma abordagem integrada”

por

Cintia Dalcuche Leal Martins

Dissertação julgada e aprovada em sua forma final pelos membros titulares da Banca Examinadora (Port. 02/PPGECO/2011) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia - UFSC, composta pelos Professores Doutores:

Banca Examinadora:



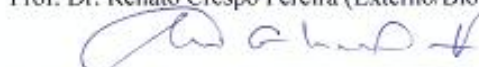
Prof. Dr. Paulo Antunes Horta Junior (Presidente /Orientador)



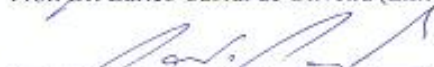
Prof.ª. Dra. Cintia Lhullier (Externo/BOT/UFSC)



Prof. Dr. Renato Crespo Pereira (Externo/Biologia Marinha/UFF)



Prof. Dr. Eurico Cabral de Oliveira (Externo/Inst.Bioc./USP)



Prof. Dr. Paulo Roberto Pagliosa Alves (ECZ/UFSC)



Prof. Dr. Mauricio Mello Petrucio
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Florianópolis, 24 de fevereiro de 2011.

*À minha família e ao Raphael,
por estarem sempre ao meu lado*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pela proteção.

Ao meu orientador Prof. Paulo Horta, grande incentivador deste trabalho. Obrigada por transmitir seus conhecimentos sempre com humildade, pela paciência e divertida convivência e, principalmente, por ter confiado em mim.

À minha co-orientadora Cintia Lhulier, por todos os auxílios no decorrer deste trabalho e pela agradável companhia.

Ao meu amor Raphael, por permanecer sempre ao meu lado. Obrigada pela compreensão, pelo amor e por ser meu porto-seguro.

Agradeço carinhosamente aos meus pais, os maiores incentivadores do meu estudo, por sempre acreditarem em mim e apoiarem as minhas decisões, mesmo que isso signifique estar sempre longe.

À minha irmã, por estar sempre disposta a ajudar em tudo o que for preciso.

Às minhas primas, tios, madrinha e avô por serem meus alicerces e por estarem sempre presentes, mesmo que à distância.

Aos meus queridos companheiros de laboratório Caio, Dudu, Fabíola, João, Marina, Paola e Talita, e muito especialmente à Manu, Noele e Carol, pela companhia durante todos os momentos, pelas conversas sem fim e por sempre me ajudarem com um sorriso no rosto.

À Profa. Alessandra Fonseca, pelos auxílios com as análises de água.

Ao Prof. Paulo Pagliosa, pela preciosa ajuda com as análises estatísticas.

Aos Profs. Eurico Cabral de Oliveira, Renato Crespo Pereira e Paulo Pagliosa, por gentilmente aceitarem fazer parte da banca.

À CAPES, pelo auxílio financeiro.

RESUMO

Macroalgas são produtores primários responsáveis pela manutenção da vida nos oceanos, desempenhando um papel ecológico fundamental na manutenção destes ecossistemas. As crescentes pressões antrópicas exercidas sobre as zonas costeiras representam fatores importantes que podem mudar os padrões locais, regionais ou globais de distribuição e abundância das macroalgas. Além disso, as populações podem apresentar particularidades químicas com a produção de substâncias exclusivas e a síntese dessas pode ser função direta do estado de conservação do metabolismo, sendo plausível supor que a variabilidade de metabólitos primários e secundários também representem descritores informativos de variações ambientais. Este estudo teve como principais objetivos descrever a estrutura das comunidades fitobênticas de costões rochosos entre marés de ambientes preservados e urbanizados no sul do Brasil e avaliar a heterogeneidade dos metabólitos primários e secundários produzidos por estas comunidades, propondo ferramentas para caracterizar os danos causados pela urbanização sobre o potencial biotecnológico destes organismos. A análise multivariada de variância indicou diferença significativa entre a estrutura das comunidades algais amostradas em ambientes preservados e urbanizados. As áreas preservadas foram caracterizadas por maior número de táxons e pelo aumento da ocorrência de espécies de Rhodophyta. As praias urbanizadas foram dominadas por algas oportunistas, como *Cladophora* e *Ulva*. Os testes de significância indicaram maior riqueza de espécies, dominância, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou nas praias preservadas. As análises multivariadas de variância indicaram maior ocorrência de clorofilas, carotenóides, lipídios, terpenóides e poliacetilenos nas praias preservadas. Os dados quimioecológicos indicaram que a riqueza, a abundância e a diversidade de Shannon-Wiener foram superiores nas praias preservadas quando comparadas às praias urbanizadas do respectivo município. A concordância observada entre os índices ecológicos e quimioecológicos evidencia a consequência direta da diversidade biológica sobre a diversidade química dos organismos. Desta forma, pode-se afirmar que a perda da biodiversidade implica na perda da diversidade de metabólitos primários e secundários e, conseqüentemente, do potencial biotecnológico dessas comunidades.

Palavras-chave: Comunidade fitobêntica; Diversidade; Impacto antrópico.

ABSTRACT

Seaweeds are primary producers responsible for the maintenance of life in the oceans, which play an important ecological role in maintaining these ecosystems. The increasing human pressures exerted on coastal zones represent important factors that could change these patterns at local, regional or global distribution and abundance of macroalgae. Moreover, marine populations may have particular chemical substances with the production of unique substances and its synthesis can be a direct function of the conservation status of its metabolism. Then, it is plausible that the variability of primary and secondary metabolites also represent informative descriptors of environmental variations. This study had as main objective describe the structure of phytobenthos communities on rocky shore intertidal environments at preserved and urbanized sites in southern Brazil and to evaluate the heterogeneity of primary and secondary metabolites produced by these communities, offering tools to characterize the damage caused by urbanization on the biotechnological potential of these organisms. Multivariate analysis of variance indicated significant differences between algal communities' structure in urbanized and preserved environments. The preserved areas were characterized by a higher number of taxa and the increasing occurrence of Rhodophyta species. The urbanized beaches were dominated by opportunistic algae such as *Cladophora* and *Ulva*. The significance tests indicated higher species richness, dominance, Shannon-Wiener and Pielou evenness in preserved beaches. Multivariate analysis of variance indicated a greater occurrence of chlorophylls, carotenoids, lipids, terpenoids and polyacetylenes in preserved beaches. The data indicated that chemoecology richness, abundance and Shannon-Wiener diversity were higher in preserved beaches when compared to urban beaches of the respective municipality. The agreement observed between the ecological and chemoecological indices shows the direct consequence of biological diversity on the chemical diversity of organisms. Thus, it can be stated that the loss of biodiversity results in loss of diversity of primary and secondary metabolites and, consequently, the biotechnological potential of these communities.

Keywords: Phytobenthic community; Diversity; Anthropic impact

“Os navios estão a salvo nos portos, mas não foi para ficarem ancorados que eles foram criados”.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa da área de estudo, com destaque para os municípios amostrados e suas respectivas praias impactadas e preservadas: Guarita e Prainha em Torres; d'Água e Porto em Imbituba; Canasvieiras e Lagoinha de Ponta das Canas em Florianópolis; Taquarinhas e Central em Balneário Camboriú. 36

Figura 2: Gráficos referentes à riqueza, abundância, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou das comunidades fitobênticas das praias Preservadas (Pres) e Urbanizadas (Urb), de cada um dos municípios amostrados: Guarita e Prainha em Torres; d'Água e Porto em Imbituba; Canasvieiras e Lagoinha de Ponta das Canas em Florianópolis; Taquarinhas e Central em Balneário Camboriú. 45

Figura 3: Mapa da área de estudo, com destaque para os municípios amostrados e suas respectivas praias impactadas e preservadas: Guarita e Prainha em Torres; d'Água e Porto em Imbituba; Canasvieiras e Lagoinha de Ponta das Canas em Florianópolis; Taquarinhas e Central em Balneário Camboriú. 75

Figura 4: Gráficos referentes às médias e erros padrão dos descritores riqueza, abundância, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou das comunidades fitobênticas e das classes químicas das comunidades das praias Preservadas (Pres) e Urbanizadas (Urb), de cada um dos municípios amostrados: Guarita e Prainha em Torres; d'Água e Porto em Imbituba; Canasvieiras e Lagoinha de Ponta das Canas em Florianópolis; Taquarinhas e Central em Balneário Camboriú. 85

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1: Média das concentrações de Nitrato, N-amoniacal, Fosfato e MPS nas praias preservadas e urbanizadas. 40
- Tabela 2: Lista das espécies coletadas nas praias Preservadas (Pres) e Urbanizadas (Urb), de cada um dos municípios amostrados: Guarita e Prainha em Torres; d'Água e Porto em Imbituba; Canasvieiras e Lagoinha de Ponta das Canas em Florianópolis; Taquarinhas e Central em Balneário Camboriú. 41
- Tabela 3: Resultados da MANOVA, onde M representa os municípios, U representa o nível de urbanização (urbanizado ou preservado) e C representa os costões rochosos. 44
- Tabela 4: classes químicas analisadas através de cromatografia em camada delgada 77
- Tabela 5: Lista do número de CQOs e seus respectivos dados quantitativos de cada uma das classes químicas identificadas nas comunidades das praias Preservadas (Pres) e Urbanizadas (Urb), de cada um dos municípios amostrados, com os respectivos valores de abundância seguidos do erro padrão: Guarita e Prainha em Torres; d'Água e Porto em Imbituba; Canasvieiras e Lagoinha de Ponta das Canas em Florianópolis; Taquarinhas e Central em Balneário Camboriú. 80
- Tabela 6: Similaridade, dissimilaridade e porcentagem de contribuição (relativa a 90% do total) de cada classe química analisada a partir dos extratos brutos das comunidades fitobênticas de praias preservadas e urbanizadas. (Dados não transformados, matriz de Bray Curtis)..... 83

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO GERAL	24
OBJETIVO	25
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	25
CAPÍTULO 1: AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA URBANIZAÇÃO SOBRE A ESTRUTURA DAS COMUNIDADES FITOBÊNTICAS DO SUL DO BRASIL.....	26
RESUMO	27
ABSTRACT	28
1. INTRODUÇÃO.....	29
2. MATERIAL E MÉTODOS	32
2.1 Área de estudo	32
2.2 Coleta e identificação do material ficológico	36
2.3 Análises físico-químicas da água	37
2.4 Análises estatísticas	38
3. RESULTADOS	40
3.1 Caracterização físico-química da água	40

3.2 Análise quali/quantitativa da estrutura das comunidades fitobênticas	40
3.3 Descrição da estrutura das comunidades fitobênticas.....	43
3.4 Descritores sintéticos das comunidades fitobênticas	44
4. DISCUSSÃO	46
5. CONCLUSÕES.....	52
6. REFERÊNCIAS	53
CAPÍTULO 2: A URBANIZAÇÃO RESULTA EM IMPACTOS SOBRE A HETEROGENEIDADE QUÍMICA DE COMUNIDADES FITOBÊNTICAS? UM ESTUDO DE CASO NO LITORAL SUL BRASILEIRO.....	63
RESUMO	64
ABSTRACT	66
KEYWORDS: PHYTOBENTHIC COMMUNITIES; CHEMOECOLOGY; ANTHROPIC IMPACTS.....	67
1. INTRODUÇÃO.....	68
2. MATERIAL E MÉTODOS	71
2.1 Área de estudo	71
2.2 Coleta do material ficológico	75
2.2.1 Ecologia descritiva.....	75

2.2.2 Químioecologia	76
2.3 Preparação dos extratos brutos	76
2.4 Análises cromatográficas	76
2.5 Análises estatísticas	78
3. RESULTADOS	80
3.1 Análises Químioecológicas	80
3.2 Descritores sintéticos	83
4. DISCUSSÃO	86
5. CONCLUSÕES	90
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	91
7. REFERÊNCIAS	92

APRESENTAÇÃO GERAL

As macroalgas, principais constituintes das comunidades fitobênticas, são fundamentais para o estabelecimento do equilíbrio e resiliência dos ecossistemas costeiros, além de suprirem alimento, oxigênio e abrigo para peixes e outros organismos heterotróficos (Rocha, 1992). A distribuição e descrição da flora bêntica marinha brasileira são bem conhecidas (Horta *et al.*, 2001). Entretanto, há escassez de trabalhos comparando a composição e a estrutura das comunidades fitobênticas em ambientes degradados e preservados no Brasil sob uma perspectiva quali/quantitativa ou ainda que relacionem os impactos da degradação ambiental em escala nacional com a produção de metabólitos secundários. A população humana depende direta ou indiretamente dos produtos e serviços prestados pelos ecossistemas marinhos. Apesar disso, o uso abusivo destes recursos, ou mesmo a poluição dos ambientes costeiros têm provocado alterações significativas nos oceanos, através da descarga de poluentes e nutrientes em águas costeiras e da remoção, alteração ou destruição dos habitats naturais (Halpern *et al.*, 2008). Este trabalho está organizado em dois capítulos: o primeiro irá abordar a composição e a estrutura das comunidades fitobênticas de ambientes preservados e urbanizados localizados em quatro municípios do sul do Brasil. O segundo capítulo, por sua vez, compreenderá a variação da heterogeneidade química das comunidades fitobênticas dos ambientes com diferentes níveis de degradação.

OBJETIVO

Descrever e comparar a composição, a estrutura e a heterogeneidade química das comunidades fitobênticas submetidas a diferentes níveis de urbanização. Nesse sentido, a presente proposta pretende sistematizar e divulgar os produtos e serviços prestados pelas macroalgas marinhas, subsidiando ações de gerenciamento costeiro voltadas para a preservação e eventual uso sustentável destes organismos.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Descrever e comparar alguns aspectos da composição e da estrutura das comunidades fitobênticas presentes na região entremarés de costões rochosos expostos a diferentes graus de exposição à poluição antrópica;
- b) Caracterizar e comparar a heterogeneidade química dos extratos das comunidades fitobênticas da região entremarés de costões rochosos com diferentes graus de exposição à poluição antrópica;

**Capítulo 1: AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA URBANIZAÇÃO
SOBRE A ESTRUTURA DAS COMUNIDADES FITOBÊNTICAS
DO SUL DO BRASIL**

RESUMO

As macroalgas constituem os produtores primários responsáveis por sustentar a vida nos mares e oceanos, desempenhando um papel ecológico fundamental na manutenção destes ecossistemas. Apesar dos padrões de distribuição e abundância das macroalgas serem razoavelmente conhecidos e previsíveis, as crescentes pressões antrópicas exercidas sobre os ecossistemas costeiros podem representar fatores com potencial de alteração local, regional ou mesmo global destes padrões. Este trabalho teve como principal objetivo descrever a composição e a estrutura das comunidades fitobênticas de costões rochosos entremarés em ambientes preservados e urbanizados do sul do Brasil. As macroalgas foram coletadas manualmente durante uma única campanha amostral, entre os dias 10 de Fevereiro e 31 de Março de 2010. Foram realizadas coletas qualitativas do material ficológico e quantitativas, através de foto-quadrats. As áreas preservadas foram caracterizadas pelo maior número de táxons infragenéricos identificados (58) e pela maior ocorrência de espécies de Rhodophyta (39), quando comparadas às áreas urbanizadas, onde foram identificados 54 táxons, dentre os quais 33 pertenciam às Rhodophyta. Alguns táxons foram citados pela primeira vez para a região sul do Brasil, como *Hypnea nigrescens*, *Hypnea volubilis*, *Grateloupia cuneifolia* e *Palisada perforata*. Do total identificado, *Centroceras clavulatum*, *Jania crassa* e *Padina gymnospora* foram comuns a todas as praias amostradas. As praias submetidas a uma maior pressão antrópica (urbanizadas) estiveram dominadas por clorofíceas oportunistas como *Ulva* e *Cladophora*. A análise multivariada de variância (MANOVA) indicou diferença significativa ($p < 0,001$) entre as comunidades fitobênticas dos ambientes preservados e urbanizados. Os testes de significância indicaram que a riqueza de espécies, a diversidade de Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou foram superiores nas praias preservadas ($4,57 \pm 0,1$; $1,07 \pm 0,02$; $0,72 \pm 0,01$ respectivamente) quando comparadas às praias urbanizadas ($3,48 \pm 0,08$; $0,84 \pm 0,02$; $0,68 \pm 0,01$ respectivamente) do respectivo município. Os referidos resultados ressaltam a necessidade urgente de adoção de medidas mitigadoras que reduzam o carreamento de nutrientes, sedimentos e poluentes diversos das áreas urbanas para os ambientes costeiros circunvizinhos.

Palavras-chave: Comunidades fitobênticas; Diversidade; Impactos antrópicos.

ABSTRACT

Macroalgae, combined with a small group of marine angiosperms, are the primary producers responsible for sustaining life in the oceans, which play an important ecological role in maintaining these ecosystems. Although the patterns of distribution and abundance of macroalgae are known and reasonably foreseeable, the growing anthropogenic pressures exerted on coastal ecosystems may represent important factors to change local, regional or even global reach of these standards. This study aimed to describe the community structure of rocky shore intertidal phytobenthos in preserved and highly urbanized environments in southern Brazil. The macroalgae were manually collected during a single sampling campaign, between February 10 and March 31, 2010. We made qualitative and quantitative collections, the last one using photo quadrats. The preserved areas were characterized by the greatest number of taxa identified (58) and the increased occurrence of Rhodophyta species (39), when compared to urban areas, where 54 taxa were identified, among which 33 belonged to Rhodophyta. Some taxa were first mentioned for the southern region of Brazil, as *Hypnea nigrescens*, *Hypnea volubilis*, *Grateloupia cuneifolia* and *Palisada perforata*. Of the total identified, *Centroceras clavulatum*, *Jania crassa* and *Padina gymnospora* were common to all the beaches sampled. The beaches with the increased anthropogenic pressure (urbanized) were dominated by the opportunistic green algae *Cladophora* and *Ulva*. Multivariate analysis of variance (MANOVA) indicated significant differences ($p < 0.001$) between phytobenthic communities sampled in preserved and urbanized environments. The significance tests indicated that species richness, dominance, Shannon-Wiener diversity and Pielou evenness were higher on the preserved beaches (4.57 ± 0.1 ; 0.77 ± 0.02 ; 1.07 ± 0.02 ; 0.72 ± 0.01 respectively) compared to urban beaches (3.48 ± 0.08 , 0.54 ± 0.02 , 0.84 ± 0.02 , 0.68 ± 0.01 respectively) of the respective municipality. These results underscore the urgent need for adoption of mitigation measures that reduce the drift of nutrients, sediment and various pollutants from urban areas to surrounding coastal areas.

Keywords: Phytobenthic communities; Diversity; Anthropic impacts

1. INTRODUÇÃO

As macroalgas, aliadas a um pequeno grupo de angiospermas marinhas, constituem os produtores primários responsáveis por sustentar a vida nos mares e oceanos, desempenhando, portanto, um papel ecológico fundamental na manutenção destes ecossistemas (Oliveira *et al.*, 2001). A distribuição e a abundância destes organismos é resultado de uma interação complexa entre fatores históricos/evolutivos e recentes, relacionados a fatores oceanográficos, geomorfológicos e de interações bióticas (Oliveira *et al.*, 2001). Estes organismos se distribuem em províncias ficogeográficas determinadas principalmente pela temperatura da água. Em menor escala, os fatores que determinam a distribuição quali e quantitativa destes produtores primários variam, estando mais fortemente relacionados à dessecação, irradiância, hidrodinâmica e destacando-se nos últimos anos a disponibilidade de nutrientes (Lobban & Harrison, 1997). No litoral brasileiro encontram-se as províncias ficogeográficas tropical e subtropical da costa oeste do Atlântico sul (Horta *et al.*, 2001).

Apesar dos padrões de distribuição e abundância das macroalgas serem razoavelmente conhecidos e previsíveis em diferentes escalas (Lüning, 1990), as crescentes pressões antrópicas exercidas sobre os ecossistemas costeiros podem representar fatores com potencial de alteração local, regional ou mesmo global destes padrões. Tais pressões foram recentemente evidenciadas com o declínio do fitoplâncton de todo o planeta, principalmente das regiões tropicais e subtropicais, explicado entre outras razões por processos costeiros, como o aporte continental de efluentes (Boyce *et al.*, 2010).

Estima-se que mais de 3,6 bilhões de pessoas vivem a não mais que 100 Km da costa e a sobrevivência de todo este contingente populacional depende direta ou indiretamente dos serviços e produtos prestados pelos ecossistemas costeiros (Vitousek *et al.*, 1997). Esses ecossistemas têm sido, cada vez mais, submetidos a múltiplos estressores, tanto naturais como antropogênicos, provocando alterações ecológicas e sócio-econômicas significativas. Poluentes orgânicos e inorgânicos, nutrientes, turbidez da água, sólidos em suspensão e alterações do habitat e do regime hidrológico são exemplos de estressores que podem impactar a biota por meio de processos individuais, cumulativos ou sinérgicos (Adams, 2005).

Os estressores de origem antrópica promovem especial impacto sobre as comunidades bênticas, as quais são muitas vezes estruturadas por organismos sésseis ou semi-sésseis. Estes impactos resultam,

portanto, em degradação da flora, com conseqüente simplificação da estrutura das comunidades, as quais eventualmente apresentam redução na riqueza de espécies, aumento na abundância de espécies efêmeras oportunistas, com alta capacidade reprodutiva e tolerância à poluição (Gorostiaga & Diez, 1996; Vitousek *et al.*, 1997).

Os cenários já descritos para diferentes ecossistemas e regiões do planeta corroboram com a teoria proposta por Connell (1978), a qual propõe que níveis intermediários de distúrbios resultariam em comunidades com maior número de espécies, enquanto níveis extremos de estresse podem provocar a diminuição desta riqueza. Os costões rochosos formam um mosaico contínuo e heterogêneo de ambientes colonizados por competitivas assembléias de espécies dominadas por macroalgas (Juanes *et al.*, 2008), que não apenas respondem aos diferentes níveis de distúrbio, como são indispensáveis para a manutenção da biodiversidade estrutural das áreas costeiras e, conseqüentemente, para a biodiversidade funcional dos ambientes marinhos (McRoy & Lloyd, 1981; Steneck *et al.*, 2002; Boyer *et al.*, 2009). Assim como os costões rochosos, as áreas recifais, sejam elas de construção rochosa ou biológica, possuem fisionomias determinadas pelas macroalgas (Oliveira *et al.*, 2001) e também têm apresentado respostas ecológicas que corroboram com a mencionada teoria do distúrbio intermediário.

As macroalgas marinhas típicas de costões rochosos podem ser consideradas boas indicadoras de alterações ambientais, causadas por distúrbios de diferentes naturezas, por serem sésseis e integrarem assim os efeitos de longos períodos de exposição a condições adversas (Gorostiaga & Diez, 1996). O potencial de aplicação destes organismos como bioindicadores se faz ainda maior por serem ampla e facilmente encontrados nas regiões costeiras, as quais representam, na maioria das vezes, o ponto de entrada dos aportes de poluentes derivados do continente. Estudos utilizando macroalgas marinhas como meio de diagnosticar a degradação de ambientes costeiros têm sido realizados na Ásia (Reopanichkul *et al.*, 2009), no Mediterrâneo (Orfanidis *et al.*, 2001; Terlizzi *et al.*, 2002; Ballesteros *et al.*, 2007; Orfanidis *et al.*, 2007), na costa da Irlanda, Escócia e Inglaterra (Wilkinson *et al.*, 2007; Wells *et al.*, 2007), na costa da Espanha (Juanes *et al.*, 2008; Gorostiaga & Díez, 1996), no mar Vermelho (Bahartan *et al.*, 2010) e no mar do Caribe (Littler *et al.*, 2010). No Brasil, destacam-se os estudos realizados nas baías de Santos (Berchez & Oliveira, 1992; Oliveira & Qi, 2003), da Guanabara (Teixeira *et al.*, 1987; Taouil & Yoneshigue,

2002), de Sepetiba (Amado Filho *et al.*, 2003) e de Todos os Santos (Marins-Rosa *et al.*, 2005; Marins *et al.*, 2008).

O cenário descrito acima ilustra o potencial dos impactos antrópicos em comprometer de maneira profunda os produtos e serviços derivados dos ecossistemas costeiros, em especial a composição e a estrutura das comunidades algais. No Brasil e no mundo, esforços se concentraram em divulgar a drástica redução na abundância e diversidade destes recursos. Entretanto, muito pouco se sabe sobre quais e quanto dos produtos e serviços prestados anonimamente pelas comunidades fitobênticas estamos perdendo em escala regional. O desafio atual é, portanto, entender as condições e mecanismos que provocam a perda de habitats, com o objetivo de presumir ou prevenir futuros declínios de biodiversidade (Connell *et al.*, 2008). Há necessidade urgente em fornecer subsídios para o desenvolvimento de ferramentas que contribuam para o manejo das atividades humanas no ambiente marinho, fornecendo indicadores que meçam a extensão do impacto de uma atividade sobre um ecossistema (Rogers & Greenaway, 2005).

Este trabalho teve como principal objetivo descrever a composição e a estrutura das comunidades fitobênticas de costões rochosos entremarés de ambientes considerados preservados e ambientes altamente urbanizados do sul do Brasil. Nesse sentido, este trabalho não só apresenta a magnitude da perda quali/quantitativa de biodiversidade macroalgal, como também discute seus conseqüentes prejuízos, causados direta ou indiretamente pela urbanização acelerada e não planejada, que vêm ocorrendo em grande escala nas regiões costeiras ao redor do mundo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A escolha das áreas a serem caracterizadas no presente estudo, se baseou no fato de que a urbanização causa, reconhecidamente, declínio crônico na qualidade das águas, como resultado direto da descarga de efluentes industriais e domésticos, e indireto pela deposição aérea de contaminantes (Mota, 1999). Desta forma, partimos da hipótese de que este processo não planejado de urbanização costeira pode influenciar diretamente a estrutura das comunidades fitobênticas, já que estas permanecem total ou parcialmente submersas.

A definição das áreas impactadas ocorreu a partir da caracterização dos padrões de densidade de ocupação humana, os quais foram possíveis através da obtenção de dados referentes aos Censos Demográficos, junto à página eletrônica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010); da análise em ambiente computacional de imagens de alta resolução Digital Globe, captadas até o ponto de visão de 10 Km de altitude, disponíveis no sítio do Google Earth®, para análise da ocupação do solo; e da presença e/ou distância da descarga de efluentes continentais próximos à área referida.

Para a caracterização dos referidos impactos na região sul do litoral brasileiro, foram selecionados quatro municípios, baseados na existência de ambientes costeiros altamente urbanizados e, portanto, expostos à poluição antrópica, e suas respectivas áreas-controle, correspondentes a ambientes pouco urbanizados ou sem qualquer urbanização, não se observando lançamentos diretos de efluentes, sendo, portanto, considerados preservados. Seguindo esta premissa, foram selecionadas a Prainha (urbanizada) e a praia da Guarita (preservada), localizadas no município de Torres, no estado do Rio Grande do Sul. Já no estado de Santa Catarina foram selecionadas as praias do Porto (urbanizada) e d'Água (preservada), ambas pertencentes ao município de Imbituba, as praias de Lagoinha de Ponta das Canas (urbanizada) e Canasvieiras (preservada), em Florianópolis e as praias Central (urbanizada) e Taquarinhas (preservada), em Balneário Camboriú.

As áreas amostradas estão localizadas na plataforma continental sul, localizada entre o cabo de Santa Marta, em Santa Catarina, e o arroio Chuí, no Rio Grande do Sul (Rossi-Wongtschowski & Madureira, 2006). De maneira geral, essa região apresenta características oceanográficas relativamente homogêneas, apesar de sua dinâmica de pequena e mesoescala ainda ser modestamente conhecida (Pereira *et al.*,

2009). As águas costeiras e oceânicas da plataforma continental sul estão sob a ação dinâmica da convergência bilateral das correntes do Brasil (CB) e das Malvinas (CM), formando o limite oeste da Convergência Subtropical (CS). A CB transporta massas de água de origem tropical para o sul, até cerca de 36°S, onde converge com águas frias e menos salinas oriundas de sul transportadas pela CM (Rossi-Wongtschowski & Madureira, 2006). A temperatura da água e a salinidade média na plataforma sul brasileira variam dentro de estreitos intervalos: 16,8°C a 20°C e 34,7 a 35,5 ups, respectivamente (Miranda & Castro, 1979). Os nutrientes inorgânicos dissolvidos da plataforma continental sul, medidos na superfície da água durante o verão, apresentam concentrações médias de 0,17 µM para fosfato e 0,80 µM para nitrato (Rossi-Wongtschowski & Madureira, 2006).

De acordo com a Tábua de Marés da Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil, os registros efetuados na região estudada indicam a ocorrência de marés astronômicas de pequena amplitude e secundárias em relação às variações associadas à ação de agentes meteorológicos, como vento e pressão atmosférica (Tomazelli & Villwock, 1992). As marés estão enquadradas nas características de micromarés, com regime semidiurno com desigualdades diurnas (Vellozo & Alves, 2006). O clima da região é do tipo subtropical úmido (Cfa), segundo a classificação de Köppen (1948) e controlado por massas de ar de origem tropical e polar marítima (Hasenack & Ferraro, 1989).

As áreas amostradas encontram-se localizadas na região ficogeográfica Temperada Quente, compreendida entre o norte do Estado do Rio de Janeiro e a região de Rio Grande, no Rio Grande do Sul (Horta *et al.*, 2001). Dentre os levantamentos florísticos realizados na região, destacam-se a flora descrita por Baptista (1973), com espécies de Torres (Rio Grande do Sul), e por Cordeiro-Marino (1978), Santos (1983) e Ouriques (1997), com as algas vermelhas, verdes e pardas do litoral de Santa Catarina. Nesta região, a vegetação mais exuberante fica restrita à zona das marés e até alguns poucos metros (5-10 metros) abaixo do nível 0.0 (Oliveira *et al.*, 1999).

Dentre as áreas consideradas impactadas pelo presente estudo, o município de Torres está localizado na porção norte da planície costeira do Rio Grande do Sul. A plataforma continental do Estado é fortemente influenciada durante o verão, período em que as amostragens foram realizadas, pela Água Tropical, transportada para o sul pela Corrente do Brasil. Além da influência dessas massas de água de origem oceânica, as

águas da plataforma continental recebem contribuição de água oriunda da drenagem continental da Lagoa dos Patos e remotamente do sul, principalmente do estuário do rio da Prata.

O município apresenta duas bacias hidrográficas: uma abrange o sistema lacustre-lagunar de Tramandaí, o qual deságua no mar através do rio Tramandaí. A outra é a bacia do rio Mampituba, que escoar para norte e deságua no mar através do rio Mampituba, o qual forma uma bacia independente, que nasce na Serra Geral e desemboca no Atlântico, junto a Torres. Ambas as bacias hidrográficas enfrentam sérios problemas decorrentes da poluição por descarga de esgotos domésticos, como já relatado para a região de influência das bacias hidrográficas de Tramandaí (Campello, 2006) e do rio Mampituba (Fepam, 2010). De acordo com o Censo 2010, a população residente do município de Torres é de 33.901 habitantes (IBGE, 2010), sendo que a maior parte deste contingente está inserida na porção central do município, onde se encontra a praia do Meio ou Prainha (29°20'20"S; 49°43'57"O), considerada impactada. A área controle do município, por sua vez, está localizada a 2 Km ao sul da praia impactada correspondente e faz parte da área de proteção ambiental do Parque da Guarita (29°21'63"S; 49°44'98"O), o qual é acessado somente por trilhas e não apresenta nenhum tipo de urbanização.

O Município de Imbituba se localiza na microrregião do litoral de Laguna, no sul do Estado de Santa Catarina (Citadini-Zanette *et al.*, 1979). Sua população residente é de 39.023 habitantes (IBGE, 2010), estando esta localizada nas adjacências da praia do Porto (28°13'86"S; 48°39'01"O), considerada impactada por receber, além dos efluentes da cidade, os impactos derivados das atividades portuárias, que movimentam principalmente cargas de grãos agrícolas, fertilizantes e sulfato. A praia d'Água (28°12'00"S; 48°39'47"O), classificada neste estudo como área controle do município de Imbituba, dista 2 Km da praia do Porto e possui acesso somente por trilhas, não apresentando qualquer urbanização.

A Ilha de Santa Catarina está localizada no setor central do litoral do Estado de Santa Catarina. Possui uma área total de aproximadamente 399 Km², permanecendo separada do continente pelas baías Norte e Sul (Mazzer & Dillenburg, 2009). A ilha apresenta um processo acelerado de urbanização devido à expansão imobiliária, impulsionada pela indústria do turismo e pela migração de contingentes rurais e não rurais. Contudo, este crescimento urbano tem ocorrido de forma desordenada caracterizada por ocupações instaladas em locais

inadequados como encostas, mangues, dunas e praias (Simó & Horn Filho, 2004). Segundo informações retiradas do Censo 2010, a população residente do município é de 404.224 habitantes (IBGE, 2010). O município de Florianópolis possui 12 distritos, dos quais apenas 3 possuem rede coletora de esgotos, segundo dados obtidos a partir do Censo 2000 (IBGE, 2010). Lagoinha de Ponta das Canas (27°23'67"S; 48°25'79"O) está localizada na porção norte da ilha de Santa Catarina. Nesta praia a descarga dos efluentes ocorre próxima aos costões rochosos, sugerindo assim um possível impacto direto sobre as comunidades fitobênticas. Canasvieiras (27°25'29"S; 48°28'40"O), por sua vez, dista 6 Km da praia de Lagoinha de Ponta das Canas e é uma das praias da Ilha de Santa Catarina que possui maior urbanização e população flutuante. Apesar disso, a descarga de efluentes mais próxima dos pontos de coleta se localiza na porção central da praia, o que pouco compromete os costões que a cercam, sendo, por este motivo, considerada preservada no presente trabalho.

O município de Balneário Camboriú está localizado no litoral centro-norte de Santa Catarina, mais precisamente na microrregião da foz do Rio Itajaí. De acordo com o Censo 2010, a população residente do município é de 106.220 habitantes (IBGE, 2010). A praia Central (26°58'19"S; 48°37'75"O), onde está localizado o maior contingente populacional, é considerada a praia mais urbanizada da região. Em 5 dos 7 relatórios de balneabilidade realizados entre fevereiro e março de 2010 pela Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina (FATMA, 2010), a porção Norte da praia, onde as coletas foram realizadas, foi considerada imprópria para banho. Distante 6 km do ponto amostral considerado impactado, Taquarinhas (26°59'24"S; 48°34'89"O) é a praia mais preservada da região. Seu acesso é feito somente por trilhas e em toda sua extensão não é possível observar nenhum tipo de urbanização ou descarga direta de efluentes.

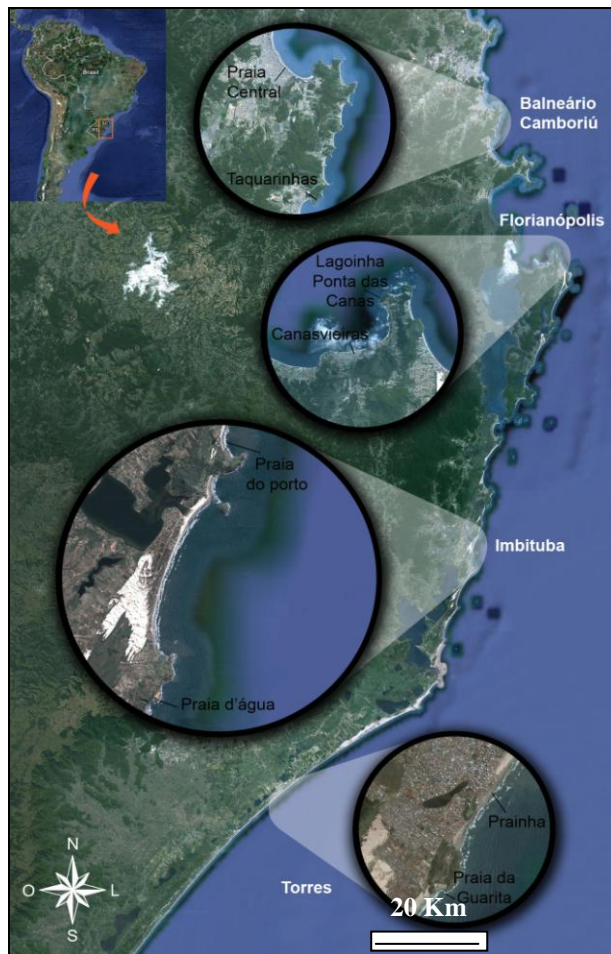


Figura 1: Mapa da área de estudo, com destaque para os municípios amostrados e suas respectivas praias impactadas e preservadas: Guarita e Prainha em Torres; d'Água e Porto em Imbituba; Canasvieiras e Lagoinha de Ponta das Canas em Florianópolis; Taquarinhas e Central em Balneário Camboriú.

2.2 Coleta e identificação do material ficológico

Para as coletas qualitativas e quantitativas do material ficológico, foram selecionados três costões rochosos em cada uma das praias descritas acima (Figura 1), padronizados segundo uma maior homogeneidade, inclinação e orientação do substrato, para minimizar ruídos derivados de diferenças internas, os quais podem interferir na

interpretação dos efeitos específicos dos diferentes graus de impacto antrópico. As macroalgas foram coletadas manualmente durante uma única campanha amostral, entre os dias 10 de Fevereiro e 31 de Março de 2010. Foram realizadas coletas qualitativas do material ficológico em todos os costões selecionados, para fins de identificação e documentação, após um breve levantamento das fisionomias dominantes observadas em cada costão. Logo após as coletas, as macroalgas foram armazenadas em caixas térmicas com gelo e transportadas ao laboratório, onde foram triadas e separadas de sedimento, epífitas e fauna associada e armazenadas em solução de formol 4% em água do mar.

Para a identificação do material ficológico foram confeccionadas lâminas semi-permanentes, as quais foram observadas através de microscópio estereoscópio (Zeiss, GSZ) e microscópio óptico (Olympus, CX21FS1). Para o processo de identificação, foram utilizadas literaturas específicas para Rodofíceas (Cordeiro-Marino, 1978), Feofíceas (Ouriques, 1997) e Clorofíceas (Santos, 1983) de Santa Catarina, trabalhos de levantamento florístico como o de Joly (1965), assim como trabalhos recentes de grupos específicos (Barreto & Yoneshigue-Valentin, 2001; Guimarães *et al.*, 2004). A lista de espécies foi atualizada de acordo com Guiry e Guiry (2010). O material identificado foi herborizado e depositado no herbário do Departamento de Botânica da Universidade Federal de Santa Catarina (FLOR).

A comunidade fitobêntica de cada costão selecionado foi caracterizada quantitativamente através de 15 foto-quadrats (25 x 25cm), cuja cobertura relativa foi posteriormente analisada através do software Coral Point Count with Excel extensions (CPCe) (Kohler & Gill, 2006). Para tanto, foram identificados os organismos posicionados sob 30 pontos, aleatorizados pelo próprio software no interior de cada elemento amostral. Para a determinação da composição específica de cada elemento amostral foi considerada a análise qualitativa realizada inicialmente.

2.3 Análises físico-químicas da água

Em cada uma das praias selecionadas foi determinada a concentração dos nutrientes inorgânicos dissolvidos e material particulado em suspensão (sólidos totais suspensos ou seston total) a partir de uma amostra de 1 litro de água do mar. As amostras de água foram filtradas com filtros GF/F Whatman com malha de 0,45 μm . Os filtros utilizados para determinação do material particulado em suspensão foram preparados de acordo com Strickland & Parsons

(1972). Os nutrientes inorgânicos dissolvidos (NO_3^{-2} , NH_4^+ , PO_4^{3-}) foram determinados pelo método colorimétrico, utilizando-se espectrofotômetro (Pró-análise, UV-1100), provido de cubetas com 5 cm de passo óptico. O fosfato e o nitrato foram determinados segundo Grasshoff *et al.* (1983). Para a determinação das concentrações de nitrato foi utilizada uma coluna para redução através de um sistema heterogêneo de grânulos de cádmio. As leituras foram feitas utilizando-se o espectrofotômetro, com cubetas de 5 cm de passo óptico. A concentração de N-amoniaco foi determinada seguindo os métodos descritos por Tréguer e Le Corre (1976).

2.4 Análises estatísticas

Para verificar a existência de diferenças entre as concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos e material particulado em suspensão nos ambientes urbanizados e preservados, foram utilizadas análises de variância (ANOVA) bifatorial, através do software STATISTICA 7.0 (StatSoft, Inc. 2004), considerando-se como fatores o nível de impacto causado pela urbanização e a localização dos municípios amostrados. Para verificar a similaridade e a dissimilaridade entre os ambientes preservados e urbanizados, assim como a porcentagem de contribuição das espécies, foi aplicada a análise SIMPER. Os dados não foram transformados para a realização de tais análises, as quais foram feitas através do software PRIMER 6.0 (Clarke & Warwick, 2001). Análises multivariadas de variância hierárquica (*nested design*) foram realizadas através do software PERMANOVA (Anderson, 2001), para testar as diferenças entre a estrutura das comunidades fitobênticas das praias preservadas e urbanizadas (encadeadas dentro de cada município correspondente) e dos costões rochosos entremarés (encadeados dentro de cada praia e de cada município correspondente), conforme modelo abaixo:

$$M + U (M) + C (U (M))$$

Onde M representa os municípios, U representa o nível de urbanização (preservado ou urbanizado) e C representa os costões amostrados. A análise foi baseada na dissimilaridade de Bray Curtis, os dados não foram transformados e foram utilizadas 9999 permutações. A partir do software PRIMER 6 foram gerados descritores sintéticos, como abundância (cobertura de macroalgas), riqueza, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou, para cada elemento amostral, seguindo as recomendações propostas por Clarke e Warwick

(2001). A partir desses descritores sintéticos, foram realizadas análises de variância (ANOVA) bifatorial, através do software STATISTICA 7.0, para verificar a existência de eventuais diferenças entre os descritores das comunidades dos ambientes preservados e urbanizados.

3. RESULTADOS

3.1 Caracterização físico-química da água

As concentrações de nitrato variaram entre 1,55 e 2,58 μM nas praias preservadas e entre 0,27 e 2,93 μM nas praias urbanizadas. As concentrações de fosfato variaram entre 0,31 e 0,46 μM nas praias preservadas e entre 0,33 e 0,93 μM nas praias urbanizadas. O material particulado em suspensão variou entre 29,2 mg.L^{-1} nas praias urbanizadas e 31,6 mg.L^{-1} nas praias preservadas. Todos os resultados descritos acima não apresentaram diferença significativa entre os ambientes. A concentração de N-amoniacoal, por sua vez, foi significativamente maior nas praias urbanizadas, onde variou entre 2,97 e 6,15 μM , quando comparada com as praias preservadas, onde variou entre 1,00 e 2,73 μM (Tabela 1).

Tabela 1: Média das concentrações de Nitrato, N-amoniacoal, Fosfato e MPS nas praias preservadas e urbanizadas.

Ambiente	Nitrato F=0,57 p=0,49	N amoniacoal F=8,25 p=0,04	Fosfato F=2,55 p=0,18	MPS F=0,61 p=0,47
Preservado	1,913012 ($\pm 0,33$)	1,584447 ($\pm 0,57$)	0,368833 ($\pm 0,04$)	31,66667 ($\pm 2,68$)
Impactado	1,213434 ($\pm 0,85$)	4,736848 ($\pm 0,93$)	0,657383 ($\pm 0,17$)	29,23333 ($\pm 1,58$)

3.2 Análise quali/quantitativa da estrutura das comunidades fitobênticas

Foram identificados 75 táxons infragenéricos, totalizando 49 táxons do filo Rhodophyta, 13 táxons do filo Chlorophyta e 13 da classe Phaeophyceae (Ochrophyta) (Tabela 2). Dentro do filo Rhodophyta, a ordem Ceramiales contribuiu com o maior número de espécies (18) dentre o total identificado. Dentre as Phaeophyceae, a ordem Ectocarpales contribuiu com 4 espécies, enquanto a ordem Fucales foi representada por 3 espécies do total amostrado. Cladophorales e Ulvales, pertencentes ao filo Chlorophyta, participaram respectivamente com 6 e 4 espécies. As áreas preservadas foram caracterizadas pelo maior número de táxons infragenéricos identificados (59) e pela maior ocorrência de espécies de Rhodophyta (39), quando comparadas às áreas urbanizadas, onde foram identificados 55 táxons, dentre os quais 33 pertenciam às Rhodophyta (Tabela 2).

Tabela 2: Lista das espécies coletadas nas praias Preservadas (Pres) e Urbanizadas (Urb), de cada um dos municípios amostrados: Guarita e Prainha em Torres; d'Água e Porto em Imbituba; Canasvieiras e Lagoinha de Ponta das Canas em Florianópolis; Taquarinhas e Central em Balneário Camboriú.

Rhodophyta	Torres		Imbituba		Florianópolis		Balneário Camboriú	
	Pres	Urb	Pres	Urb	Pres	Urb	Pres	Urb
<i>Acanthophora spicifera</i> (M.Vahl) Børgesen					x			
<i>Aglaothamnion felliponei</i> (M.A.Howe) Aponte, D.L.Ballantine & J.N.Norris			x		x	x		
<i>Aglaothamnion uruguayense</i> (W.R.Taylor) N.E.Aponte, D.L.Ballantine & J.N.Norris					x			
<i>Amphiroa beauvoisii</i> J.V.Lamouroux					x			
<i>Arthrocardia flabellata</i> (Kützing) Manza			x	x				
<i>Bangia fuscopurpurea</i> (Dillwyn) Lyngbye					x			
<i>Bryocladia thyrsgera</i> (J.Agardh) F.Schmitz			x	x			x	x
<i>Bryothamnion seaforthii</i> (Turner) Kützing							x	x
<i>Centroceras clavulatum</i> (C.Agardh) Montagne	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ceramium flaccidum</i> (Harvey ex Kützing) Ardisson					x	x		
<i>Ceramium gracillimum</i> C.Agardh								x
<i>Ceramium tenerrimum</i> (G.Martens) Okamura					x	x		x
<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq in Hommersand, Guiry, Fredericq & Leister			x		x			
<i>Chondracanthus teedei</i> (Mertens ex Roth) Kützing	x			x	x			x
<i>Colaconema codicola</i> (Børgesen) H.Stegenga, J.J.Bolton, & R.J.Anderson					x			
<i>Cryptopleura ramosa</i> (Hudson) L.Newton			x					
<i>Erythrotrichia carnea</i> (Dillwyn) J.Agardh			x	x	x			
<i>Gayliella flaccida</i> (Harvey ex Kützing) T. Cho & L. J. McIvor					x			
<i>Gelidiopsis variabilis</i> (Greville ex J.Agardh) Schmitz								x
<i>Gelidium crinale</i> (Hare ex Turner) Gaillon	x	x						
<i>Gelidium floridanum</i> W.R.Taylor	x		x	x			x	x
<i>Gelidium pusillum</i> (Stackhouse) Le Jolis			x	x	x	x	x	x

Phaeophyceae							
<i>Asteronema breviaritculatum</i> (J.Agardh) Ouriques & Bouzon				x	x		
<i>Bachelotia antillarum</i> (Grunow) Gerloff		x				x	
<i>Colpomenia sinuosa</i> (Mertens ex Roth) Derbès & Solie						x	
<i>Dictyopteris delicatula</i> J.V.Lamouroux				x		x	x
<i>Feldmannia irregularis</i> (Kützing) G.Hamel				x	x	x	
<i>Hincksia mitchelliae</i> (Harvey) P.C.Silva				x	x		
<i>Levringia brasiliensis</i> (Montagne) A.B.Joly		x	x				
<i>Padina gymnospora</i> (Kützing) Sonder	x	x	x	x	x	x	x
<i>Sargassum cymosum</i> C.Agardh			x	x		x	
<i>Sargassum stenophyllum</i> Martius				x	x		
<i>Sargassum vulgare</i> C.Agardh							x
<i>Sphacelaria furcigera</i> Kützing				x	x		
<i>Sphacelaria tribuloides</i> Meneghini				x			
Chlorophyta							
<i>Chaetomorpha aerea</i> (Dillwyn) Kützing				x		x	
<i>Chaetomorpha antennina</i> (Bory de Saint-Vincent) Kützing	x	x	x		x	x	
<i>Cladophora flexuosa</i> (O.F.Müller) Kützing		x		x			x
<i>Cladophora prolifera</i> (Roth) Kützing		x		x			
<i>Cladophora vagabunda</i> (Linnaeus) Hoek	x	x		x	x	x	x
<i>Cladophoropsis membranacea</i> (Hofman Bang ex C.Agardh) Børgesen		x	x	x			
<i>Codium isthmocladum</i> Vickers				x			
<i>Derbesia marina</i> (Lyngbye) Solier			x				
<i>Rhizoclonium riparium</i> (Roth) Harvey				x	x		x
<i>Ulva chaetomorphoides</i> (Børgesen) Hayden, Blomster, Maggs, P.C.Silva, M.J.Stanhope & J.R.Waaland		x					
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ulva flexuosa</i> Wulfen		x		x			
<i>Ulva prolifera</i> O.F.Müller				x	x		

3.3 Descrição da estrutura das comunidades fitobênticas

A similaridade entre as praias preservadas foi de 37,14% e entre as praias urbanizadas foi de 49,55%. A dissimilaridade entre as praias dos dois ambientes foi de 67,20%. O gênero *Ulva* apresentou a maior porcentagem de contribuição na cobertura dos costões impactados (62,55%) e preservados (50,17%). Os gêneros correspondentes aos maiores percentuais de cobertura nos costões preservados foram, respectivamente, *Ulva*, *Centroceras*, *Gelidium*, *Chaetomorpha*, *Hypnea*, *Sargassum* e *Gymnogongrus*. Os dados de cobertura dos costões das praias impactadas, por sua vez, indicaram maior ocorrência dos gêneros *Centroceras*, *Hypnea*, *Gymnogongrus*, *Sargassum*, *Chaetomorpha* e *Gelidium*, precedidos por *Ulva*, conforme relatado acima.

A análise da estrutura das comunidades, realizada através de uma análise multivariada de variância (MANOVA) indicou diferença significativa entre os costões dos ambientes preservados e urbanizados, conforme Tabela 3.

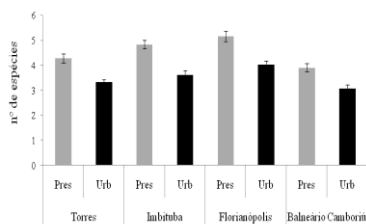
Tabela 3: Resultados da MANOVA, onde M representa os municípios, U representa o nível de urbanização (urbanizado ou preservado) e C representa os costões rochosos.

	Valor F	Valor p
M	3,4009	0,0927
U (M)	1,9899	0,0119
C (MxU)	2,0960	0,0001

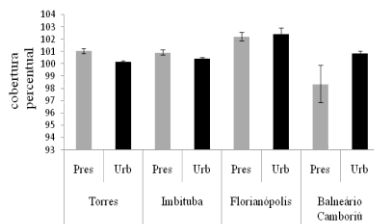
3.4 Descritores sintéticos das comunidades fitobênticas

Os testes de significância indicaram que a riqueza de espécies, a diversidade de Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou foram superiores nas praias preservadas ($4,57 \pm 0,1$; $1,07 \pm 0,02$; $0,72 \pm 0,01$ respectivamente) quando comparadas às praias urbanizadas ($3,48 \pm 0,08$; $0,84 \pm 0,02$; $0,68 \pm 0,01$ respectivamente) do respectivo município. Os testes estatísticos não indicaram diferenças significativas entre as abundâncias, calculadas para as praias preservadas e urbanizadas (Figura 2).

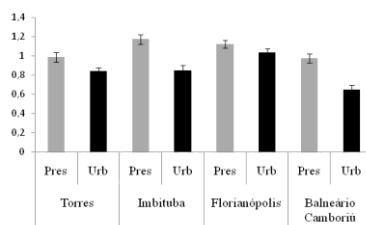
Riqueza ($F=73,12$; $p<0,00$)*



Abundância ($F=0,6$; $p=0,45$)



Diversidade ($F=48,44$; $p<0,00$)*



Equitabilidade ($F=4,32$; $p=0,03$)*

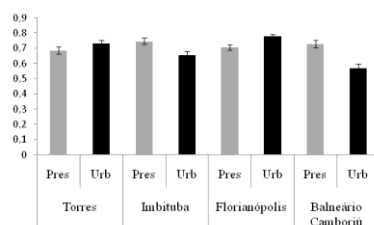


Figura 2: Gráficos referentes à riqueza, abundância, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou das comunidades fitobênticas das praias Preservadas (Pres) e Urbanizadas (Urb), de cada um dos municípios amostrados: Guarita e Prainha em Torres; d'Água e Porto em Imbituba; Canasvieiras e Lagoinha de Ponta das Canas em Florianópolis; Taquarinhas e Central em Balneário Camboriú.

4. DISCUSSÃO

Os resultados apresentados reforçam os evidentes impactos das atividades antrópicas realizadas nos ambientes urbanos sobre os ambientes costeiros. Estudos realizados anteriormente em outros locais do planeta também comprovam a deterioração das regiões costeiras, através da utilização de diferentes assembléias e níveis tróficos de comunidades biológicas (Bahartan *et al.*, 2010; Cardoso *et al.*, 2008; Johnston & Roberts, 2009; Reopanichkul *et al.*, 2009; Scrosati & Heaven, 2007). Os referidos impactos comprometem a manutenção das comunidades bênticas nos ambientes costeiros marinhos, além de diminuir sua diversidade, o que afeta conseqüentemente o equilíbrio e a resiliência desses ecossistemas.

Incrementos de nutrientes foram maiores e mais conspícuos em ambientes mais urbanizados se comparados a áreas com menor impacto antrópico. Apesar das concentrações de nitrato, fosfato e material particulado em suspensão não terem apresentado diferenças entre as áreas preservadas e urbanizadas, as concentrações de N-amoniaco dos ambientes urbanizados foi significativamente superior em relação à concentração encontrada nos ambientes preservados. Os resultados observados na literatura reforçam a idéia de que as atividades relacionadas com a urbanização resultam em alterações na qualidade da água, principalmente no que se refere às concentrações de nitrogênio amoniacal (Braga *et al.*, 2000; Pagliosa *et al.*, 2004; Reopanichkul *et al.*, 2009).

Considerando os levantamentos florísticos anteriormente realizados no litoral de Santa Catarina, foram identificadas no presente trabalho 33% das espécies já registradas para o Estado (Oliveira *et al.*, 2010). Em relação aos levantamentos florísticos já feitos no litoral do Rio Grande do Sul, foram indentificados 21% dos táxons infragenéricos já descritos para o referido Estado (Oliveira *et al.*, 2010). Alguns táxons são citados pela primeira vez para a região sul do Brasil, como *Hypnea nigrescens*, *Hypnea volubilis*, *Grateloupia cuneifolia* e *Palisada perforata*.

O conhecimento da estrutura das comunidades fitobênticas, incluindo seus aspectos qualitativos, tem servido de base para a avaliação do impacto da poluição no ambiente marinho (Hardy *et al.*, 1993; Liu *et al.*, 2007; Connell *et al.*, 2008). Algumas espécies de macroalgas têm sido empregadas como indicadoras biológicas de poluição, tanto por sua tolerância quanto por sua sensibilidade aos poluentes (Kindig & Littler, 1980; Castilla, 1996). Diversos autores têm

relacionado a proporção de espécies perenes e oportunistas ao estado ecológico dos ecossistemas (Orfanidis *et al.*, 2001; Krause-Jensen *et al.*, 2007; Guinda *et al.*, 2008), sugerindo que a maior abundância de espécies sensíveis à poluição e a menor proporção de espécies oportunistas ou indicadoras de poluição são indicativas de boa qualidade ecológica do ambiente. Seguindo o conceito proposto por MacArthur e Wilson (1967) sobre a existência de dois tipos extremos de população, podemos dizer que aquelas que estão próximas à capacidade de suporte do meio (K) e têm sua capacidade competitiva favorecida pela seleção natural, correspondem a organismos mais tardios na sucessão ecológica e são peculiares a ambientes mais estáveis. No presente estudo, espécies como *Chondracanthus acicularis* e *Gracilaria tepocensis*, que possuem este tipo de estratégia, ocorreram em pelo menos duas praias, todas qualificadas como preservadas. Tais gêneros são considerados perenes (Pinheiro-Joventino & Bezerra, 1980; Guiry, 1984; Guiry *et al.*, 1987), ou seja, constituem populações estáveis, cuja colonização sucede a ocorrência de espécies oportunistas e seus talos, ou pelo menos parte destes, persistem por mais de um ano (Feldmann, 1966).

Em outro extremo, tem sido sugerido que determinadas populações de macroalgas podem ser relativamente resilientes à contaminação orgânica (Edwards, 1975). Algumas algas verdes, em particular, representam espécies pioneiras na sucessão ecológica, também denominadas r-estrategistas, podendo colonizar ambientes com altas concentrações de nutrientes ou próximos a descargas de esgotos (Littler & Murray, 1975; Merrill & Fletcher, 1991; Soltan *et al.*, 2001). Desta forma, estas macroalgas efêmeras têm ocupado locais antes dominados por espécies perenes de macroalgas (Graham, 2004; Airoidi *et al.*, 2008; Connell *et al.*, 2008). A proliferação destas espécies devido a distúrbios antropogênicos pode representar, portanto, um importante indicador de impacto do processo de urbanização em zonas costeiras (Juanes *et al.*, 2008). De acordo com as análises realizadas neste trabalho, as praias sob maior pressão antrópica (urbanizadas) estiveram dominadas por clorofíceas oportunistas como *Ulva* ou *Cladophora*. As espécies *Ulva prolifera*, *U. flexuosa*, *U. chaetomorphaeoides* e *Cladophora flexuosa* estiveram presentes apenas nas praias urbanizadas. A espécie *Ulva lactuca*, por sua vez, foi responsável pela cobertura de 62,55% dos costões rochosos das praias urbanizadas, enquanto correspondeu a apenas 30,87% da cobertura dos costões das praias preservadas. Os referidos gêneros são reconhecidamente tolerantes a impactos provocados pela urbanização como, por exemplo, a descarga de efluentes

domésticos e industriais, como já relatado para o Mediterrâneo (Terlizzi *et al.*, 2002; Orfanidis *et al.*, 2003).

A menor ocorrência de algas pardas nas praias urbanizadas, onde a densidade populacional é maior (IBGE, 2010) e/ou a descarga de efluentes domésticos ocorre próxima aos costões, pode ser explicada pela poluição causada por hidrocarbonetos em níveis que podem afetar os processos reprodutivos destas algas (Jaenicke, 1977), como já sugerido para a baía de Guanabara (Teixeira *et al.*, 1987) e baía de Santos (Berchez & Oliveira, 1992). A espécie *Sargassum cymosum*, indicadora de ambientes preservados (Orfanidis *et al.*, 2003), ocorreu em três praias, dentre as quais apenas uma foi classificada como urbanizada. De fato, o gênero *Sargassum* apresentou maior ocorrência nas praias preservadas em comparação com as urbanizadas, correspondendo a 3,5% e 0,3% de cobertura, respectivamente. O gênero *Sargassum* já foi identificado em ambientes com altas concentrações de metais pesados (Amado Filho *et al.*, 2003), o que pode indicar sua potencial plasticidade a fim de se adaptar a ambientes impactados. A única espécie de alga parda encontrada em todas as praias amostradas, incluindo as urbanizadas e as preservadas, foi *Padina gymnospora*, já descrita como indicadora de ambientes impactados no Brasil, devido à sua tolerância a elevadas concentrações de metais pesados (Amado Filho *et al.*, 1997).

A heterogeneidade física e biológica dos ambientes de costões rochosos resulta em alta variabilidade dos parâmetros físico-químicos destes locais, tornando-os inconstantes, ao contrário do que é observado em outros ambientes marinhos (e.g. ambiente pelágico). Tal variabilidade proporciona aos organismos que vivem associados aos costões rochosos um mosaico heterogêneo de microhabitats (Murray *et al.*, 2006). Seguindo este raciocínio, a presença ou ausência de determinada espécie em um costão rochoso não representa por si só um descritor fiel da qualidade do referido ambiente, justamente por este descritor estar intimamente relacionado ao esforço amostral. Essa é uma das principais fragilidades dos levantamentos florísticos que levam em conta apenas a análise qualitativa das espécies de um determinado local. A variabilidade dos ambientes de costões rochosos exige também uma análise que leve em consideração abordagens quantitativas, com a eventual utilização de índices e descritores ecológicos sintéticos da comunidade, para que seja possível a constatação de padrões informativos do seu histórico evolutivo, embasada em análises estatísticas.

A maior similaridade entre as praias urbanizadas pode ser explicada pela dominância nestas por gêneros oportunistas, como *Ulva* e *Cladophora*, verificada em todos os costões amostrados sob esse nível de impacto. Os ambientes preservados apresentaram menor similaridade entre si, devido provavelmente à ocorrência de um maior número de espécies exclusivas nestes locais. Neste caso, uma hipótese plausível seria de que nestes ambientes há maior heterogeneidade de fatores seletivos, representados principalmente pela herbivoria, competição por substrato, luz e nutrientes, resultando em comunidades mais heterogêneas (Britton-Simmons, 2006). Em contrapartida, os ambientes urbanizados tendem a possuir um menor espectro de fatores seletivos como, por exemplo, os impactos gerados pelos efluentes urbanos, os quais geralmente possuem características muito semelhantes, tornando as comunidades biológicas presentes nestes locais mais homogêneas em comparação àquelas presentes em ambientes preservados.

De acordo com a análise multivariada de variância (MANOVA), a diferença entre a estrutura das comunidades fitobênticas das praias preservadas e urbanizadas foi significativa ($p=0,0001$). Esta mesma análise não indicou diferença significativa ($p=0,0927$) entre os municípios amostrados, sugerindo, portanto, que as diferenças na estrutura das comunidades fitobênticas decorrentes do nível de urbanização/poluição das praias sobressaem às diferenças decorrentes da variação latitudinal inerente ao desenho amostral aplicado no presente estudo.

A contaminação antropogênica extrema dos habitats marinhos é frequentemente associada a uma redução da biodiversidade, seja como resultado da diminuição da riqueza de espécies, aumento da dominância de espécies tolerantes (menor equitabilidade) ou uma combinação dos dois fatores (Johnston & Roberts, 2009). A diversidade de espécies é um dos mais importantes descritores de uma comunidade, uma vez que está relacionada à sua produtividade e estabilidade (Hooper *et al.*, 2005; Worm *et al.*, 2006). A diversidade depende de duas medidas da estrutura de uma comunidade: a riqueza, a qual é definida pelo número de espécies, e a equitabilidade (Krebs, 1999). De acordo com as análises realizadas neste trabalho, a riqueza de espécies (s) ($p<0,00$) e a diversidade de Shannon-Wiener (H') ($p<0,00$) foram significativamente superiores em todas as praias preservadas, quando comparadas às praias urbanizadas das respectivas localidades.

A equitabilidade ou uniformidade de distribuição das espécies (Pielou, 1975), outro importante componente da diversidade, é capaz de

explicar as mudanças na composição da estrutura de uma comunidade, mesmo quando não há mudanças na riqueza absoluta (Johnston & Roberts, 2009). É relatado que sob alto nível de estresse, a equitabilidade tende a ser baixa, pois apenas uma pequena fração dentre todas as espécies presentes seria capaz de sobreviver, tornando as outras espécies escassas (Scrosati & Heaven, 2007). De acordo com as análises realizadas neste trabalho, a equitabilidade de Pielou (J') foi maior nas praias preservadas, quando comparadas às urbanizadas ($p=0,03$) ou sob alto nível de estresse químico.

Os testes estatísticos não indicaram diferença significativa entre as abundâncias ($p=0,45$), ou cobertura total de macroalgas, calculadas para as praias preservadas e urbanizadas. A ausência de diferenças entre os ambientes pode ter ocorrido devido aos cálculos de abundância terem sido feitos a partir da cobertura percentual de macroalgas sobre os costões rochosos, o que poderia mascarar eventuais diferenças por não terem considerado o volume e a biomassa algal. Os dados referentes à abundância dos indivíduos de um determinado ambiente pode ser considerado, se analisado isoladamente, um descritor ineficiente, já que pode conduzir a sérias distorções na caracterização das comunidades, uma vez que desconsidera os papéis ecológicos exercidos por cada indivíduo.

As alterações discutidas acerca da composição e estrutura das comunidades algais e a perda de diversidade observada nos ambientes urbanizados, as quais foram detectadas em todo o sul do Brasil e em outros ambientes costeiros tropicais e temperados ao redor do planeta, colocam as atividades antrópicas como uma das principais forças evolutivas da era contemporânea. Tais atividades demonstram ter potencial em representar pressões seletivas importantes, as quais privilegiam espécies oportunistas, nitrófilas (ávidas por diferentes formas de nitrogênio) e com ciclos de vida efêmeros. Além da introdução de altas concentrações de nutrientes em ambientes altamente urbanizados, a poluição por metais pesados tem sido relativamente bem documentada em águas costeiras (Pagliosa *et al.*, 2004). Metais estão geralmente presentes em baixas concentrações nos oceanos (Ash & Stone, 2003), mas águas costeiras próximas a centros urbanos podem apresentar altas concentrações, devido ao escoamento de esgoto (Sansalone & Buchberger, 1997; Haiyan & Stuanes, 2003). Outros poluentes que podem estar presentes em águas de escoamento urbano são hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH), fenóis e herbicidas (Ellis *et al.*, 1997; Marsalek *et al.*, 1997). A combustão de petróleo é

considerada um dos maiores responsáveis pela emissão de PAH para o meio ambiente (Kamalakkannan *et al.*, 2004). Os PAH são conhecidos por seu potencial mutagênico e carcinogênico sobre a fauna marinha (Reynaud & Deschaux, 2006) e seus efeitos danosos sobre a saúde humana. Seus efeitos sobre as algas podem incluir uma diminuição na concentração de clorofila-a e carotenóides, alterações enzimáticas e letalidade, à medida que as concentrações de PAH aumentam.

Considerando o papel da ecologia para a determinação de processos evolutivos (Schoener, 2011), devemos reforçar a importância dos impactos relacionados com a urbanização para a determinação do futuro das fisionomias dos ambientes costeiros, dado o inquestionável aumento da ocupação humana nestes ambientes e seus conseqüentes efeitos deletérios.

5. CONCLUSÕES

As concentrações dos nutrientes inorgânicos dissolvidos não variaram significativamente entre os ambientes preservados e urbanizados, com exceção do N-amoniaco, que apresentou média superior nas praias consideradas urbanizadas.

Foram identificados 75 táxons infragenéricos, dentre os quais 65% correspondem às Rhodophyta, 16% às Phaeophyceae e 18% às Chlorophyta. Espécies perenes como *Chondracanthus acicularis* e *Gracilaria tepocensis* ocorreram em pelo menos duas praias, todas qualificadas como preservadas. Por outro lado, as espécies *Ulva prolifera*, *U. flexuosa*, *U. chaetomorpha* e *Cladophora flexuosa* estiveram presentes apenas nas praias urbanizadas, as quais se mostraram dominadas pelos gêneros oportunistas acima citados, reconhecidos como tolerantes a impactos provocados pela urbanização. Alguns táxons são citados pela primeira vez para a região sul do Brasil, como *Hypnea nigrescens*, *Hypnea volubilis*, *Grateloupia cuneifolia* e *Palisada perforata*.

De acordo com a análise multivariada de variância (MANOVA), a diferença entre a estrutura das comunidades fitobênticas das praias preservadas e urbanizadas foi significativa ($p=0,0001$), considerando como fator o nível de urbanização de cada uma delas. Os testes de significância indicaram diferença significativa somente entre a riqueza de espécies ($p<0,00$), a diversidade de Shannon-Wiener ($p<0,00$) e a equitabilidade de Pielou ($p=0,03$), as quais foram superiores nas praias preservadas, quando comparadas às urbanizadas.

6. REFERÊNCIAS

- ADAMS, S. M., 2005. Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems. *Marine Pollution Bulletin* 51, 649-657.
- 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* 366, 8-15.
- AMADO FILHO, G.M., ANDRADE, L.R., KAREZ, C.S., YONESHIGUE-VALENTIN, Y., PFEIFFER, W.C., 1997. Effects on growth and accumulation of zinc in six seaweed species. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 37, 223-228.
- AMADO FILHO, G.M.; BARRETO, M.B.B.B.; MARINS, B.V.; FELIX, C.; REIS, R.P., 2003. Estrutura das comunidades fitobentônicas do infralitoral da Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 26, 329-342.
- ANDERSON, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26, 32-46.
- BAHARTAN, K., ZIBDAH, M., AHMED, Y., ISRAEL, A., BRICKNER, I., ABELSON, A., 2010. Macroalgae in the coral reefs of Eilat (Gulf of Aqaba, Red Sea) as a possible indicator of reef degradation. *Marine Pollution Bulletin* 60, 759-764.
- BALLESTEROS, E., TORRAS, X., PINEDO, S., GARCÍA, M., MANGIALAJO, L., TORRES, 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* 55, 172-180.
- BAPTISTA, L.R.M., 1973. Lista dos gêneros de algas marinhas macroscópicas encontradas em Torres (RS). *Iheringia, Série Botânica* 18, 15-26.
- BARRETO, M.B.B., YONESHIGUE-VALENTIN, Y., 2001. Aspectos morfológicos do gênero *Ceramium* Roth (Ceramiaceae, Rhodophyta) no Estado do Rio de Janeiro. *Hoehnea* 28, 77-110.
- BERCHEZ, F.A.S., OLIVEIRA, E.C., 1992. Temporal changes in the benthic marine flora of the Baía de Santos, SP, Brazil, over the last four decades. In: Cordeiro-Marino, M., Azevedo, M.T.P., SantAnna, C.L., Yamaguishi-Tomita, N., Plastino, E. M. (eds) *Algae and Environment*: 120-131.
- BOUZON, J.L., 2005. Composição e estrutura espacial da comunidade macrofitobentônica de fundos consolidados das baías da ilha de Santa Catarina (SC): subsídios para a avaliação do impacto da

- urbanização. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. 69 p.
- BOUZON, J., HORTA, P.A., SALLES, J.P., BOUZON, Z., 2008. Aspectos florísticos e fitogeográficos das macroalgas marinhas das baías da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. *Ínsula* 35, 69-84.
- BOYCE, D.G., LEWIS, M.R., WORM, B., 2010. Global phytoplankton decline over the past century. *Nature* 466, 591-596.
- BOYER, J.N., KELBLE, C.R., ORTNER, P.B., RUDNICK, D.T., 2009. Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. *Ecological Indicators* 9, 56-67.
- BRAGA, E.S., BONETTI, C.V.D.H., CURONE, L., BONETTI FILHO, J., 2000. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System - Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 40, 165-173.
- BRITTON-SIMMONS, K.H., 2006. Functional group diversity, resource preemption and the genesis of invasion resistance in a community of marine algae. *OIKOS* 113, 395-401.
- CAMPELLO, F.D., 2006. A problemática da poluição por esgotos domésticos no sistema estuarino-lagunas Tramandaí-Armazém (RS, Brasil): física e química da água e resposta dos macroinvertebrados bentônicos. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 194 p.
- CARDOSO, P.G., RAFFAELLI, D., LILLEBØ, A.I., VERDELHOS, T., PARDAL, M.A., 2008. The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on the macrobenthic communities' dynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76, 553-565.
- CASTILLA, J.C., 1996. Copper mine tailing disposal in northern Chile rocky shores: *Enteromorpha Compressa* (Chlorophyta) as a sentinel species. *Environmental Monitoring and Assessment* 40, 171-184.
- CHENEY, D. P., 1977. R&C/P - A new and improved ratio for comparing seaweed floras. *Journal of Phycology* 13 (Suppl.), 12.
- CITADINI-ZANETTE, V., VEIGA NETO, A. J., VEIGA, S. G., 1979. Algas bentônicas de Imbituba, Santa Catarina, Brasil. *Iheringia, Série botânica* 25, 111-121.

- CLARKE, K.R., WARWICK, R.M., 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2 ed. PRIMER-E, Plymouth. 172 p.
- CONNELL, J.H., 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199, 1302-1310.
- 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* 360, 63-72.
- CORDEIRO-MARINO, M., 1978. Rodófitas Marinhas Bentônicas de Santa Catarina. Instituto de Botânica São Paulo. *Rickia* 7, 1-243.
- DAGET, J., 1976. Les modèles mathématiques en écologie. Masson, Paris. 172 p.
- DÍEZ, I., SANTOLARIA, A., GOROSTIAGA, J.M., 2003. The relationship of environmental factors to the structure and distribution of subtidal seaweed vegetation of the western Basque coast (N Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 1041-1054.
- EDWARDS, P., 1975. An assessment of possible pollution effects over a century on the benthic marine algae of Co. Durham, England. *Journal of the Linnean Society, Botany* 70, 269-305.
- FALCÃO, C., MAURAT, M.C., NASSAR, C.G.A., SZÈCHY, M.T.M., MITCHELL, G.J.P., 1992. Benthic marine algae of the northeastern and southastern coast Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brazil: Phytogeographic consideration. *Botanica Marina* 35, 357-364.
- FATMA, 2010. Fundação do Meio Ambiente. Governo do Estado de Santa Catarina. Relatório de Balneabilidade do litoral catarinense.
- FELDMANN, J., 1937. Recherches sur la végétation marine de la Méditerranée: la côte des Albères. *Revue Algologique* 10, 1-339.
- FELDMANN, J., 1966. Les types biologiques des d'algues marines benthiques. *Bulletin de la Société Botanique de France e Memoires*, 45-60.
- FEPAM, 2010. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler. Governo do Estado do Rio Grande do Sul. Monitoramento da qualidade da água da Região Hidrográfica das Bacias Litorâneas.

- FONSECA, A., BRAGA, E.S., EICHLER, B. B., 2002. Distribuição espacial dos nutrientes inorgânicos dissolvidos e da biomassa fitoplancônica no sistema pelágico da Lagoa da Conceição, Santa Catarina, Brasil. *Atlântida* 24, 69-83.
- GOROSTIAGA, J.M., DÍEZ, I., 1996. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (northern Spain). *Marine Ecology Progress Series* 130, 157-167.
- GRAHAM, M.H., 2004. Effects of local deforestation on the diversity and structure of southern California giant kelp forest food webs. *Ecosystems* 7, 341-357.
- GRASSHOFF K., EHRHARDT M., KREMLING K., 1983. *Methods of seawater analysis*. 2 ed. Verlag Chemie, Weinheim. 419 p.
- GUIMARÃES, S.M.P.B., FUJII, M.T., PUPO, D., YOKOYA, N.S., 2004. Reavaliação das características morfológicas e suas implicações taxonômicas no gênero *Polysiphonia sensu lato* (Ceramiales, Rhodophyta) do litoral dos Estados de São Paulo e Espírito Santo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 27, 163-183.
- GUINDA, X., JUANES, J.A., PUENTE, A., REVILLA, J.A., 2008. Comparison of two methods for quality assessment of macroalgae assemblages, under different pollution types. *Ecological Indicators* 8, 743-753.
- GUIRY M. D., 1984. Photoperiodic and temperature responses in the growth and tetrasporogenesis of *Gigartina acic laris* (Rhodophyta) from Ireland. *Helgoländer Meeresunters* 38, 335-347.
- GUIRY M. D., TRIPODI G., LFINING K., 1987. Biosystematics, genetics and upper temperature tolerance of *Gigartina teedii* (Rhodophyta) from the Atlantic and Mediterranean. *Helgoländer Meeresunters* 41, 283-295.
- GUIRY, M.D., GUIRY, G.M., 2010. *Algaebase*. Word-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Disponível em <http://www.algaebase.org>.
- HALPERN, B.S., WALBRIDGE, S., SELKOE, K.A., KAPPEL, C.V., MICHELI, F., D'AGROSA, C., BRUNO, J.F., CASEY, K.S., EBERT, C., FOX, H.E., FUJITA, R., HEINEMANN, D., LENIHAN, H.S., MADIN, E.M.P., PERRY, M.T., SELIG, E.R., SPALDING, M., STENECK, R., WATSON, R., 2008. A

- Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* 319, 948-952.
- 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* 172, 81-92.
- HASENACK, H., FERRARO, L.W., 1989. Considerações sobre o clima da região de Tramandaí, RS. *Pesquisas* 22, 53-70.
- HOOPER, D.U., CHAPIN, F.S., EWEL, J.J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., LAVOREL, S., LAWTON, J.H., LODGE, D.M., LOREAU, M., NAEEM, S., SCHMID, B., SETÄLÄ, H., SYMSTAD, A.J., VANDERMEER, J., WARDLE, D.A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, 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* 28, 243-265.
- IBGE, Censo Demográfico 2010. Trabalho e Rendimento. Rio de Janeiro, IBGE, 2010.
- JAENICKE, L., 1977. Sex hormones of brown algae. *Naturwissenschaften* 64, 69-75.
- JOHNSTON, E.L., ROBERTS, D.A., 2009. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: A review and meta-analysis. *Environmental Pollution* 157, 1745-1752.
- JOLY, A.B., 1965. Flora marinha do litoral norte do estado de São Paulo e regiões circunvizinhas. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo (Série Botânica 21)* 294, 1-393.
- 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* 8, 351-359.
- KINDIG, A.C., LITTLER, M.M., 1980. Growth and primary productivity of marine macrophytes exposed to domestic sewage effluents. *Marine Environmental Research* 3, 81-100.
- KOHLER, K.E., GILL, S.M., 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random

- point count methodology. *Computers and Geosciences* 32, 1259-1269.
- KÖPPEN, W., 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Económica, México. 479 p.
- KRAUFVELIN, P., 2007. Responses to nutrient enrichment, wave action and disturbance in rocky shores communities. *Aquatic Botany* 87, 262-274.
- KRAUSE-JENSEN, D., CARSTENSEN, J., DAHL, K., 2007. Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. *Marine Pollution Bulletin* 55, 114-125.
- KREBS, C.J., 1999. *Ecological methodology*. Benjamin Cummings, Menlo Park. 620 p.
- LITTLER, M.M, MURRAY, S.N., 1975. Impact of sewage on the distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macroorganisms. *Marine Biology* 30, 277-291.
- LITTLER, M.M., LITTLER, D.S., BROOKS, B.L., 2010. The effects of nitrogen and phosphorus enrichment on algal community development: Artificial mini-reefs on the Belize Barrier Reef sedimentary lagoon. *Harmful Algae* 9, 255-263.
- LIU, D., BAI, J., SONG, S., ZHANG, J., SUN, P., LI, Y., HAN, G., 2007. The Impact of Sewage Discharge on the Macroalgae Community in the Yellow Sea Coastal Area Around Qingdao, China. *Water Air & Soil Pollution: Focus* 7, 683-692.
- LOBBAN, C.S., HARRISON, P.J., 1997. *Seaweeds ecology and physiology*. Cambridge University Press, Cambridge. 366 p.
- LÜNING, K., 1990. *Seaweeds: their environment, biogeography and ecophysiology*. John Wiley, New York. 527 p.
- MACARTHUR, R.H., WILSON, E.O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton. 203 p.
- MARINS, B.V., BRASILEIRO, P.S., BARRETO, M.M.B., NUNES, J.M.C., YONESHIGUE-VALENTIN, Y., AMADO FILHO, G.M., 2008. Subtidal benthic marine algae of the Todos os Santos Bay, Bahia State, Brazil. *Oecologia Brasiliensis* 12, 229-242.
- MARINS-ROSA, B.V., AMADO FILHO, G.M., MANSO, R.C., YONESHIGUE-VALENTIN, Y., 2005. Estrutura do fitobentos do sub-litoral das formações recifais da Baía de Todos os Santos (Bahia, Brasil). *In: Anais Reunião Brasileira de Ficologia*. Salvador, BA. pp: 255-274.

- MAZZER, A. M., DILLENBURG, S., 2009. Variações temporais da linha de costa em praias arenosas dominadas por ondas do sudeste da ilha de Santa Catarina (Florianópolis, SC, Brasil). *Pesquisa em Geociências* 36, 117-135.
- MCROY, C.P., LLOYD, D.S., 1981. Comparative function and stability of macrophyte based ecosystems. In: LONGHURST, A.R., *Analysis of Marine Ecosystems*. Academic Press, New York, pp. 473-489.
- MERRILL, J., FLETCHER, R., 1991. Green tides cause major economic burden in Venice Lagoon, Italy. *Applicable Phycology Forum* 8, 1-3.
- MIRANDA, L.B., CASTRO, B.M., 1979. Condições do movimento geostrofico das águas adjacentes a Cabo Frio (RJ). *Boletim do Instituto Oceanográfico* 28, 79-93.
- MOTA, S., 1999. Urbanização e meio ambiente. ABES, Rio de Janeiro. 353 p.
- MURRAY, S.N., AMBROSE, R.F., DETHIER, M.N., 2006. *Monitoring Rocky Shores*. University of California Press, Berkeley. 220 p.
- OLIVEIRA, E.C., QI, Y., 2003. Decadal changes in a polluted bay as seen from its seaweed flora: the case of Santos bay in Brazil. *Ambio* 32, 403-405.
- OLIVEIRA, E.C., HORTA, P.A., AMANCIO, C.E., SANT' ANNA, C.L., 1999. Algas e angiospermas marinhas bênticas do litoral brasileiro: diversidade, exploração e conservação. In: *Workshop sobre Avaliação e ações prioritárias para a conservação da Biodiversidade das zonas costeira e marinha*. Relatório Técnico. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- OLIVEIRA, E.C., HORTA, P.A., AMANCIO, E. & ANNA, C.L.S., 2001. Algas e angiospermas marinhas bênticas do litoral brasileiro. In: *Ministério do Meio Ambiente. Macrodiagnóstico da Zona Costeira do Brasil*, RJ.
- OLIVEIRA, E.C., HORTA, P.A., AMANCIO, C.E., da SILVA, B.N.T., 2010. *Algae Maris Brasilis*. Disponível em: <http://www.ib.usp.br/algaemaris/Algaemaris.php>.
- ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P., STAMATIS, N., 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science* 2/2, 45-65.

- ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P., STAMATIS, N., 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators* 3, 27-33.
- ORFANIDIS, S., PAPATHANASIOU, V., GOUNARIS, S., 2007. Body size descriptor of *Cymodocea nodosa* indicates anthropogenic stress in coastal ecosystems. *Transitional Waters Bulletin* 2, 1-7.
- OURIQUES, L.C., 1997. Feofíceas do litoral do Estado de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista. 254 p.
- PAGLIOSA, P.R., FONSECA, A., BARBOSA, F.A.R., BRAGA, E., 2004. Urbanization impact on subtropical estuaries: a comparative study of mangrove pelagic systems in urban áreas and in conservation units. *Journal of coastal Research* 39, 29-34.
- PEREIRA, M.D., SCHETTINI, C.A.F., OMACHI, C.Y., 2009. Caracterização de feições oceanográficas na plataforma de Santa Catarina através de imagens orbitais. *Revista Brasileira de Geofísica* 27, 81-93.
- PEREIRA FILHO, J., SCHETTINI, C.A.F., RÖRIG, L.R., SIEGLE, E., 2001. Intratidal variation and net transport of dissolved inorganic nutrients, POC and chlorophyll-a in the Camboriú River Estuary, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53, 249-257.
- PIELOU, E.C., 1975. Indices of diversity and evenness. In: PIELOU, E.C. (Ed.), *Ecological Diversity*. John Wiley & Sons, New York. p. 5-18.
- PINHEIRO-JOVENTINO, F., BEZERRA, C.L.F., 1980. Estudo de fenologia e regeneração de *Gracilaria domingensis* Sonder (Rhodophyta – Gracilariaceae) do Ceará. *Arquivos de Ciências do Mar* 20, 33-41.
- REOPANICHKUL, P., SCHLACHER, T.A., CARTER, R.W., WORACHANANANT, S., 2009. Sewage impacts coral reefs at multiple levels of ecological organization. *Marine Pollution Bulletin* 58, 1356-1362.
- ROCHA, A.A., 1992. Algae as biological indicators of water pollution. In: CORDEIRO MARINO, M., AZEVEDO, M.T.P., SANT'ANNA, C.L., TOMITA, N.Y., PLASTINO, E.M. *Algae and environment: a general approach*. Sociedade Brasileira de Ficologia, São Paulo. 130 p.

- ROGERS, S.I., GREENAWAY, B., 2005. A UK perspective on the development of marine ecosystem indicators. *Marine Pollution Bulletin* 50, 9-19.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B., MADUREIRA, L.S.P., 2006. O ambiente oceanográfico da plataforma continental e do talude na região Sudeste-Sul do Brasil. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo. 472 p.
- SANTOS, D.P., 1983. Clorofíceas bentônicas marinhas do Estado de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 166 p.
- SCHOENER, T.W., 2011. The Newest Synthesis: Understanding the Interplay of Evolutionary and Ecological Dynamics. *Science* 331, 426-429.
- SCROSATI, R., HEAVEN, C., 2007. Spatial trends in community richness, diversity, and evenness across rocky intertidal environmental stress gradients in eastern Canada. *Marine Ecology Progress Series* 342, 1-14.
- SIMÓ, D.H., HORN FILHO, N.O., 2004. Caracterização e distribuição espacial das “ressacas” e áreas de risco na Ilha de Santa Catarina. *Gravel* 2, 93-103.
- SOLTAN, D., VERLAQUE, M., BOUDOURESQUE, C.F., FRACOUR, P., 2001. Changes in macroalgal communities in the vicinity of a Mediterranean sewage outfall after the setting up of treatment plant. *Marine Pollution Bulletin* 42, 59-70.
- SPATHARIS, S., ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P., TSIRTSIS, G., 2011. Assembly processes in upper subtidal macroalgae: The effect of wave exposure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91, 298-305
- STENECK, R.S., GRAHAM, M.H., BOURQUE, B. J., CORBETT, D., ERLANDSON, J.M., ESTES, J.A., 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation* 29, 436-459.
- STRICKLAND, J.L.H., PARSONS, T.R., 1972. A practical handbook of seawater analysis. 2 ed. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, 310 p.
- TAOUIL, A., YONESHIGUE-VALENTIN, Y., 2002. Alterações na composição florística das algas da Praia de Boa Viagem (Niterói, RJ). *Revista Brasileira de Botânica* 25, 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 e Cultura* 39, 423-428.
- TERLIZZI, A., FRASCHETTI, S., GUIDETTI, P., BOERO, F., 2002. The effects of sewage discharge on shallow hard substrate sessile assemblages. *Marine Pollution Bulletin* 44, 544-550.
- TOMAZELLI, L.J., VILLWOCK, J.A., 1992. Considerações sobre o ambiente praiar e a deriva litorânea de sedimentos ao longo do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas* 19, 3-12.
- TRÉGUER, P., LE CORRE, P., 1976. *Manual d'analysis des seis nutritifs das l'eau de mer*. 2 ed. Université de Bretagne Occidentale, Brest, 110 p.
- VELLOZO, T.G., ALVES, A.R., 2006. Características gerais do fenômeno da maré no Brasil. *Anais Hidrográficos da Diretoria de Hidrografia e Navegação*, Tomo LXI.
- VITOUSEK, P.M., MOONEY, H.A., LUBCHENCO, J., MELILLO, J.M., 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277, 494-499.
- 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* 55, 151-161.
- WILKINSON, M., WOOD, P., WELLS, E., SCANLAN, C., 2007. Using attached macroalgae to assess ecological status of British estuaries for the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55, 136-150.
- WORM, B., BARBIER, E.B., BEAUMONT, N., DUFFY, J.E., FOLKE, C., HALPERN, B.S., JACKSON, J.B.C., LOTZE, H.K., MICHELI, F., PALUMBI, S.R., SALA, E., SELKOE, K.A., STACHOWICZ, J.J., WATSON, R., 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314, 787-790.

Capítulo 2: A Urbanização resulta em impactos sobre a heterogeneidade química de comunidades fitobênticas? Um estudo de caso no litoral Sul Brasileiro.

RESUMO

Variações na composição e abundância de comunidades biológicas de diferentes ecossistemas e escalas de observação são comumente descritas avaliando-se alterações em sua diversidade, com base na utilização de diferentes descritores. Considerando a hipótese de que populações apresentam particularidades químicas com a produção de substâncias exclusivas e de que a síntese de substâncias é função direta do estado de conservação do metabolismo, é plausível supor que a variabilidade de metabólitos primários ou secundários também representem descritores informativos de variações ambientais. Este trabalho avalia a heterogeneidade dos metabólitos primários e secundários produzidos por macroalgas da região entremarés de costões rochosos de locais preservados e expostos à urbanização no sul do Brasil, propondo ferramentas para caracterizar os danos causados pela urbanização sobre o potencial biotecnológico destas comunidades, através de uma abordagem quimioecológica. As macroalgas foram coletadas manualmente, durante uma única campanha amostral, entre os dias 10 de Fevereiro e 31 de Março de 2010, nas seguintes praias: Prainha (urbanizada) e Guarita (preservada), no município de Torres, Rio Grande do Sul; Porto (urbanizada) e d'Água (preservada), no município de Imbituba; Lagoinha de Ponta das Canas (urbanizada) e Canasvieiras (preservada), em Florianópolis; Central (urbanizada) e Taquarinhas (preservada), em Balneário Camboriú, Santa Catarina. Foram selecionados três costões rochosos em cada praia, a partir dos quais foram realizadas descrições ecológicas e quimioecológicas das comunidades fitobênticas, através da aleatorização de 15 foto-quadrats (25 x 25cm), cuja cobertura relativa foi posteriormente analisada através do software Coral Point Count with Excel extensions (CPCe) e da raspagem de 5 quadrats (10 x 10cm) em cada um dos costões, respectivamente. As análises quimioecológicas foram realizadas através de cromatografias em camada delgada, utilizando-se reveladores específicos para diferentes classes químicas. De acordo com as análises multivariadas de variância (MANOVA), as praias preservadas apresentaram, qualitativa e quantitativamente, mais substâncias das classes das clorofilas e carotenóides, lipídios e terpenóides e poliacetilenos, em relação às praias urbanizadas analisadas. Os testes de significância realizados a partir dos dados ecológicos descritivos indicaram que a riqueza de espécies, a diversidade de Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou foram superiores nas praias preservadas

quando comparadas às praias urbanizadas do respectivo município. Já os testes realizados a partir dos dados quimioecológicos indicaram que a riqueza, a abundância e a diversidade de Shannon-Wiener foram superiores nas praias preservadas quando comparadas às praias urbanizadas do respectivo município. A concordância observada entre os índices ecológicos e quimioecológicos obtidos neste trabalho evidencia a consequência direta da diversidade biológica sobre a diversidade química dos organismos. Desta forma, é incontestável o argumento de que a perda da biodiversidade implica na perda da diversidade de metabólitos primários e secundários e, conseqüentemente, do potencial biotecnológico que essas substâncias poderiam ter.

Palavras-chave: Comunidades Fitobênticas; Quimioecologia; Impactos Antrópicos.

ABSTRACT

Variations in composition and abundance of biological communities and ecosystems of different scales of observation are commonly described by assessing changes in diversity, based on the use of different descriptors. Assuming that populations have chemical peculiarities with the production of exclusive substances and that the synthesis of these substances is a direct function of the conservation status of metabolism, it is plausible that the variability of primary or secondary metabolites also represent informative descriptors of environmental variations. This study evaluates the heterogeneity of primary and secondary metabolites produced by macroalgae from intertidal rocky shores of preserved and urbanized sites in southern Brazil, offering tools to characterize the damage caused by urbanization on the biotechnological potential of these communities through a chemoecological approach. The macroalgae were manually collected during a single sampling campaign, between February, 10 and March 31, 2010, on the following beaches: Prainha (urbanized) and Guarita (preserved) in Torres, Rio Grande do Sul; Porto (urbanized) and D'Água (preserved) in Imbituba; Lagoinha de Ponta das Canas (urbanized) and Canasvieiras (preserved) in Florianópolis; Central (urbanized) and Taquarinhas (preserved) in Balneário Camboriú, Santa Catarina. Were selected three rocky shores on each beach, from which were described the phytobenthos communities and its chemoecology by randomization of 15 photo-quadrats (25 x 25cm), on whose cover was subsequently analyzed using the software Coral Point Count with Excel extensions (CPCe) and the scraping of five quadrats (10 x 10cm) in each of the coasts. Chemoecology analysis were performed by thin layer chromatography, using specific revealing to different chemical classes. According to multivariate analysis of variance (MANOVA), the preserved beaches have qualitatively and quantitatively more chlorophylls and carotenoids, lipids, and terpenoids and polyacetylenes in relation to urban beaches examined. The significance tests performed using the descriptive ecology data indicated that species richness, the Shannon-Wiener diversity and Pielou evenness were higher on the preserved beaches when compared to urban beaches of the respective municipality. The tests performed from the chemoecological data indicated that richness, abundance and Shannon-Wiener diversity were higher on the preserved beaches. The agreement observed between the ecological and chemoecological indices obtained in this work shows the direct consequence of biological diversity on the chemical diversity of

organisms. Thus, it is incontestable that the loss of biodiversity results in loss of diversity of primary and secondary metabolites and, consequently, the biotechnological potential that these substances could have.

Keywords: Phytobenthic communities; Chemoecology; Anthropic impacts.

1. INTRODUÇÃO

Variações na composição e abundância de comunidades biológicas de diferentes ecossistemas e escalas de observação (Whittaker *et al.*, 2001) são comumente descritas avaliando-se alterações em sua diversidade, com base na utilização de diferentes descritores. Esta diversidade ecológica ou a variedade e abundância de espécies em diferentes habitats é um dos temas centrais da ecologia que ainda detém controvérsias sobre suas possíveis definições (Lubchenco *et al.*, 1991). O termo diversidade engloba a organização biológica como um todo, abrangendo desde o nível molecular ao global, e pode ser medida em diferentes níveis de complexidade ou escala de observação como, por exemplo, a diversidade genética, de espécies e de ecossistemas (Gilpin *et al.*, 1992). Para a sua determinação são utilizados, desde os anos 60, descritores sintéticos como os índices de riqueza, equitabilidade e diversidade (Margalef, 1982). Como exemplo, destaca-se o índice de diversidade de Shannon-Wiener como um dos mais aplicados em trabalhos ecológicos (Cardoso *et al.*, 2008; Díez *et al.*, 2003; Johnston & Roberts, 2009; Kraufvelin, 2007; Spatharis *et al.*, 2011). O referido índice está relacionado à riqueza de espécies e à equitabilidade entre a abundância das diferentes populações, sendo considerado o mais adequado para avaliar comunidades com grande diversidade (Krebs, 1999).

Apesar da vasta discussão sobre a aplicabilidade dos diferentes índices de diversidade, observada nas últimas décadas (Margalef, 1982; Hill, *et al.*, 2003), muito pouco se discutiu sobre sua aplicabilidade ao universo químico de comunidades (McIntire *et al.*, 1969). Considerando a hipótese de que populações apresentam particularidades químicas com a produção de substâncias exclusivas, muitas vezes utilizadas na quimiotaxonomia para a determinação de espécies (De Paula *et al.*, 2001; Kelecom & Teixeira, 1986; Kelecom *et al.*, 1991), e de que a síntese de substâncias é função direta do estado de conservação do metabolismo, é plausível supor que a variabilidade de metabólitos primários ou secundários também representem fonte para descritores informativos de variações ambientais.

Dentre os ambientes que vêm sendo foco de discussões constantes sobre diferentes aspectos de sua diversidade estão os ecossistemas costeiros marinhos (Mumby, 2001). Estes ambientes estão entre os mais diversos e produtivos do planeta, sendo sua diversidade biológica fundamental para o seu bom funcionamento (Hooper *et al.*, 2005). Nos referidos ambientes destacam-se as macroalgas, um dos

principais constituintes dos ecossistemas costeiros, cuja diversidade é vital para a manutenção da biodiversidade marinha, assim como para o estabelecimento do equilíbrio e resiliência destes ambientes frente a perturbações naturais e antropogênicas (Miller *et al.*, 2009). Esses organismos são capazes de sobreviver sob amplas flutuações de diferentes fatores de natureza biótica e abiótica como umidade, temperatura, salinidade e luz e sob a ação de ondas e da abrasão de partículas de areia em suspensão (Kraufvelin, 2007; Spatharis *et al.*, 2011). Esta capacidade de adaptação demanda adequações metabólicas e conseqüente síntese de metabólitos primários e secundários, que contribuem para o seu sucesso ao mediar interações ecológicas que trazem alguma vantagem seletiva aos organismos que os produzem (Arnold & Targett, 2003; Cronin, 2001; Teixeira, 2002). Os metabólitos secundários são produzidos por vias de síntese derivadas do metabolismo primário e, apesar de serem denominados secundários, também podem ser considerados essenciais para a sobrevivência do organismo (Teixeira, 2002). As macroalgas marinhas, por apresentar histórias evolutivas distintas e por possuir grupos representando pelo menos três reinos distintos, produzem uma grande variedade de metabólitos primários e, principalmente, secundários, tais como terpenos, esteróis, polifenóis, acetogeninas e outros (Blunt *et al.*, 2010). Alguns destes metabólitos já apresentaram amplo espectro de atividades biológicas, por exemplo, como atividade antioxidante (Chew *et al.*, 2008), antileishmania (Freile-Pelegrin *et al.*, 2008), contra a dengue (Hidari *et al.*, 2008), antin crustante (Barbosa *et al.*, 2007), neuroprotetora e anti-inflamatória (Da-Qing *et al.*, 2006), citotóxica (Tsuda *et al.*, 2005) e anti-herpes (Ghosh, *et al.*, 2004). É conhecido que representantes dos três principais filos de algas bênticas (Rhodophyta, Chlorophyta e Ochrophyta) podem ser quimicamente defendidos (Paul *et al.*, 2001), apesar da maior produção destes metabólitos ocorrer em representantes do filo Rhodophyta.

Em geral, os organismos das áreas tropicais exibem maior diversidade e concentração de metabólitos secundários em relação aos que vivem em regiões mais frias (Pereira, 2002). Variações semelhantes são observadas entre populações (Paul & Van Alstyne, 1988; Cronin & Hay, 1996c) ou em um mesmo indivíduo (Hay *et al.*, 1988; Meyer & Paul, 1992; Cronin & Hay, 1996a,b), devido a diferenças no tamanho (Denton *et al.*, 1990), idade (Pedersen, 1984) ou tipo de tecido (Steinberg, 1984, 1986; Tugwell & Branch, 1989). A atividade e a concentração dos metabólitos secundários também podem ser

influenciadas por fatores ambientais, tais como salinidade (Ragan & Glombitza, 1986), concentração de nutrientes (Yates & Peckol, 1993; Cronin & Hay, 1996c; Peckol *et al.*, 1996), intensidade luminosa (Cronin & Hay, 1996c), radiação ultravioleta (Pavia *et al.*, 1997) ou dessecação (Renaud *et al.*, 1990).

Desta forma, podemos inferir que a síntese e, conseqüentemente, a diversidade dos metabólitos produzidos por organismos de ambientes marinhos também podem estar sendo afetadas pelos impactos resultantes da urbanização destes ambientes (Vitousek *et al.*, 1997). Levando em consideração que o processo de urbanização costeira causa declínio na diversidade de comunidades ecológicas (Juanes *et al.*, 2008; Orfanidis *et al.*, 2003), é provável que essa diminuição possa ocorrer também em uma escala molecular, reduzindo a heterogeneidade dos metabólitos produzidos por tais comunidades, que por sua vez tendem a produzir apenas o necessário para o funcionamento de suas funções básicas, dado o estresse a que estão submetidas. Por outro lado, é esperado encontrar em comunidades de ambientes mais preservados um espectro maior de substâncias derivadas do metabolismo primário e secundário, uma vez que estas representam um desdobramento direto da diversidade biológica, a qual tende a ser maior em ambientes moderadamente ou pouco impactados. Nestes ambientes, a probabilidade de encontrar espécies que produzam grande variedade de metabólitos torna-se maior. Além disso, a pressão seletiva exercida pela herbivoria sobre populações de macroalgas nestes ambientes, resulta, do ponto de vista evolutivo, em uma produção acentuada de defesas químicas por parte desses organismos (Steneck, 1997), o que não ocorre em regiões onde a herbivoria é menos intensa (Cronin *et al.*, 1997). Nesse sentido, o conhecimento e o desenvolvimento de ferramentas para preservar a biodiversidade, assim como subsidiar sua utilização racional torna-se urgente, considerando-se a degradação crescente de diversos ecossistemas, entre eles o marinho, a deterioração da biodiversidade e a conseqüente perda do potencial uso biotecnológico (Worm *et al.*, 2006). Desta forma, este trabalho avalia a heterogeneidade dos metabólitos primários e secundários produzidos por macroalgas da região entremarés de costões rochosos de locais preservados e expostos à urbanização no sul do Brasil, propondo ferramentas para caracterizar os danos causados pela urbanização sobre propriedades químicas destas comunidades e conseqüentemente sobre o seu potencial biotecnológico.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A escolha das áreas a serem caracterizadas no presente estudo, se baseou no fato de que a urbanização causa, reconhecidamente, declínio crônico na qualidade das águas, como resultado direto da descarga de efluentes industriais e domésticos, e indireto pela deposição aérea de contaminantes (Mota, 1999). Desta forma, partimos da hipótese de que este processo não planejado de urbanização costeira pode influenciar diretamente a estrutura das comunidades fitobênticas, já que estas permanecem total ou parcialmente submersas.

A definição das áreas impactadas ocorreu a partir da caracterização dos padrões de densidade de ocupação humana, os quais foram possíveis através da obtenção de dados referentes aos Censos Demográficos, junto à página eletrônica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010); da análise em ambiente computacional de imagens de alta resolução Digital Globe, captadas até o ponto de visão de 10 Km de altitude, disponíveis no sítio do Google Earth®, para análise da ocupação do solo; e da presença e/ou distância da descarga de efluentes continentais próximos à área referida.

Para a caracterização dos referidos impactos na região sul do litoral brasileiro, foram selecionados quatro municípios, baseados na existência de ambientes costeiros altamente urbanizados e, portanto, expostos à poluição antrópica, e suas respectivas áreas-controle, correspondentes a ambientes pouco urbanizados ou sem qualquer urbanização, não se observando lançamentos diretos de efluentes, sendo, portanto, considerados preservados. Seguindo esta premissa, foram selecionadas a Prainha (urbanizada) e a praia da Guarita (preservada), localizadas no município de Torres, no estado do Rio Grande do Sul. Já no estado de Santa Catarina foram selecionadas as praias do Porto (urbanizada) e d'Água (preservada), ambas pertencentes ao município de Imbituba, as praias de Lagoinha de Ponta das Canas (urbanizada) e Canasvieiras (preservada), em Florianópolis e as praias Central (urbanizada) e Taquarinhas (preservada), em Balneário Camboriú.

As áreas amostradas estão localizadas na plataforma continental sul, localizada entre o cabo de Santa Marta, em Santa Catarina, e o arroio Chuí, no Rio Grande do Sul (Rossi-Wongtschowski & Madureira, 2006). De maneira geral, essa região apresenta características oceanográficas relativamente homogêneas, apesar de sua dinâmica de

pequena e mesoescala ainda ser modestamente conhecida (Pereira *et al.*, 2009). As águas costeiras e oceânicas da plataforma continental sul estão sob a ação dinâmica da convergência bilateral das correntes do Brasil (CB) e das Malvinas (CM), formando o limite oeste da Convergência Subtropical (CS). A CB transporta massas de água de origem tropical para o sul, até cerca de 36°S, onde converge com águas frias e menos salinas oriundas de sul transportadas pela CM (Rossi-Wongtschowski & Madureira, 2006). A temperatura da água e a salinidade média na plataforma sul brasileira variam dentro de estreitos intervalos: 16,8°C a 20°C e 34,7 a 35,5 ups, respectivamente (Miranda & Castro, 1979). Os nutrientes inorgânicos dissolvidos da plataforma continental sul, medidos na superfície da água durante o verão, apresentam concentrações médias de 0,17 µM para fosfato e 0,80 µM para nitrato (Rossi-Wongtschowski & Madureira, 2006).

De acordo com a Tábua de Marés da Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil, os registros efetuados na região estudada indicam a ocorrência de marés astronômicas de pequena amplitude e secundárias em relação às variações associadas à ação de agentes meteorológicos, como vento e pressão atmosférica (Tomazelli & Villwock, 1992). As marés estão enquadradas nas características de micromarés, com regime semidiurno com desigualdades diurnas (Vellozo & Alves, 2006). O clima da região é do tipo subtropical úmido (Cfa), segundo a classificação de Köppen (1948) e controlado por massas de ar de origem tropical e polar marítima (Hasenack & Ferraro, 1989).

As áreas amostradas encontram-se localizadas na região ficogeográfica Temperada Quente, compreendida entre o norte do Estado do Rio de Janeiro e a região de Rio Grande, no Rio Grande do Sul (Horta *et al.*, 2001). Dentre os levantamentos florísticos realizados na região, destacam-se a flora descrita por Baptista (1973), com espécies de Torres (Rio Grande do Sul), e por Cordeiro-Marino (1978), Santos (1983) e Ouriques (1997), com as algas vermelhas, verdes e pardas do litoral de Santa Catarina. Nesta região, a vegetação mais exuberante fica restrita à zona das marés e até alguns poucos metros (5-10 metros) abaixo do nível 0.0 (Oliveira *et al.*, 1999).

Dentre as áreas consideradas impactadas pelo presente estudo, o município de Torres está localizado na porção norte da planície costeira do Rio Grande do Sul. A plataforma continental do Estado é fortemente influenciada durante o verão, período em que as amostragens foram realizadas, pela Água Tropical, transportada para o sul pela Corrente do

Brasil. Além da influência dessas massas de água de origem oceânica, as águas da plataforma continental recebem contribuição de água oriunda da drenagem continental da Lagoa dos Patos e remotamente do sul, principalmente do estuário do rio da Prata.

O município apresenta duas bacias hidrográficas: uma abrange o sistema lacustre-lagunar de Tramandaí, o qual deságua no mar através do rio Tramandaí. A outra é a bacia do rio Mampituba, que escoar para norte e deságua no mar através do rio Mampituba, o qual forma uma bacia independente, que nasce na Serra Geral e desemboca no Atlântico, junto a Torres. Ambas as bacias hidrográficas enfrentam sérios problemas decorrentes da poluição por descarga de esgotos domésticos, como já relatado para a região de influência das bacias hidrográficas de Tramandaí (Campello, 2006) e do rio Mampituba (Fepam, 2010). De acordo com o Censo 2010, a população residente do município de Torres é de 33.901 habitantes (IBGE, 2010), sendo que a maior parte deste contingente está inserida na porção central do município, onde se encontra a praia do Meio ou Prainha (29°20'20"S; 49°43'57"O), considerada impactada. A área controle do município, por sua vez, está localizada a 2 Km ao sul da praia impactada correspondente e faz parte da área de proteção ambiental do Parque da Guarita (29°21'63"S; 49°44'98"O), o qual é acessado somente por trilhas e não apresenta nenhum tipo de urbanização.

O Município de Imbituba se localiza na microrregião do litoral de Laguna, no sul do Estado de Santa Catarina (Citadini-Zanette *et al.*, 1979). Sua população residente é de 39.023 habitantes (IBGE, 2010), estando esta localizada nas adjacências da praia do Porto (28°13'86"S; 48°39'01"O), considerada impactada por receber, além dos efluentes da cidade, os impactos derivados das atividades portuárias, que movimentam principalmente cargas de grãos agrícolas, fertilizantes e sulfato. A praia d'Água (28°12'00"S; 48°39'47"O), classificada neste estudo como área controle do município de Imbituba, dista 2 Km da praia do Porto e possui acesso somente por trilhas, não apresentando qualquer urbanização.

A Ilha de Santa Catarina está localizada no setor central do litoral do Estado de Santa Catarina. Possui uma área total de aproximadamente 399 Km², permanecendo separada do continente pelas baías Norte e Sul (Mazzer & Dillenburg, 2009). A ilha apresenta um processo acelerado de urbanização devido à expansão imobiliária, impulsionada pela indústria do turismo e pela migração de contingentes rurais e não rurais. Contudo, este crescimento urbano tem ocorrido de

forma desordenada caracterizada por ocupações instaladas em locais inadequados como encostas, mangues, dunas e praias (Simó & Horn Filho, 2004). Segundo informações retiradas do Censo 2010, a população residente do município é de 404.224 habitantes (IBGE, 2010). O município de Florianópolis possui 12 distritos, dos quais apenas 3 possuem rede coletora de esgotos, segundo dados obtidos a partir do Censo 2000 (IBGE, 2010). Lagoinha de Ponta das Canas (27°23'67"S; 48°25'79"O) está localizada na porção norte da ilha de Santa Catarina. Nesta praia a descarga dos efluentes ocorre próxima aos costões rochosos, sugerindo assim um possível impacto direto sobre as comunidades fitobênticas. Canasvieiras (27°25'29"S; 48°28'40"O), por sua vez, dista 6 Km da praia de Lagoinha de Ponta das Canas e é uma das praias da Ilha de Santa Catarina que possui maior urbanização e população flutuante. Apesar disso, a descarga de efluentes mais próxima dos pontos de coleta se localiza na porção central da praia, o que pouco compromete os costões que a cercam, sendo, por este motivo, considerada preservada no presente trabalho.

O município de Balneário Camboriú está localizado no litoral centro-norte de Santa Catarina, mais precisamente na microrregião da foz do Rio Itajaí. De acordo com o Censo 2010, a população residente do município é de 106.220 habitantes (IBGE, 2010). A praia Central (26°58'19"S; 48°37'75"O), onde está localizado o maior contingente populacional, é considerada a praia mais urbanizada da região. Em 5 dos 7 relatórios de balneabilidade realizados entre fevereiro e março de 2010 pela Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina (FATMA, 2010), a porção Norte da praia, onde as coletas foram realizadas, foi considerada imprópria para banho. Distante 6 km do ponto amostral considerado impactado, Taquarinhas (26°59'24"S; 48°34'89"O) é a praia mais preservada da região. Seu acesso é feito somente por trilhas e em toda sua extensão não é possível observar nenhum tipo de urbanização ou descarga direta de efluentes.

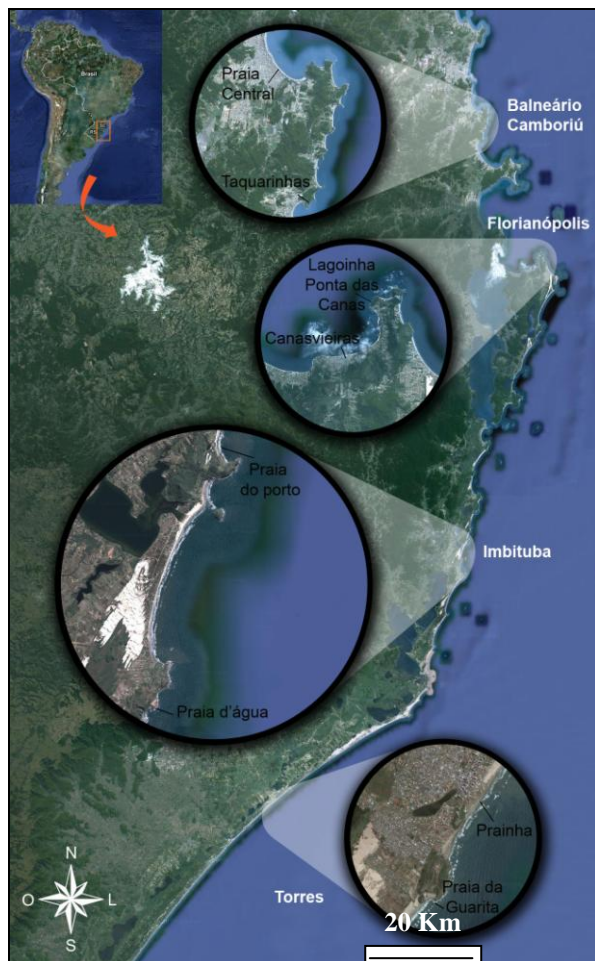


Figura 3: Mapa da área de estudo, com destaque para os municípios amostrados e suas respectivas praias impactadas e preservadas: Guarita e Prainha em Torres; d'Água e Porto em Imbituba; Canasvieiras e Lagoinha de Ponta das Canas em Florianópolis; Taquarinhas e Central em Balneário Camboriú.

2.2 Coleta do material ficológico

2.2.1 Ecologia descritiva

As macroalgas foram coletadas manualmente em três costões rochosos, selecionados em cada uma das praias descritas acima, durante

uma única campanha amostral, entre os dias 10 de Fevereiro e 31 de Março de 2010. As comunidades fitobênticas foram caracterizadas qualitativamente através de coletas aleatórias realizadas em três costões rochosos, selecionados dentro de cada praia. A caracterização quantitativa da comunidade fitobêntica foi feita através de 15 foto-quadrats (25 x 25cm), cuja cobertura relativa foi posteriormente analisada através do software Coral Point Count with Excel extensions (CPCe) (Kohler & Gill, 2006). Para tanto, foram identificados os organismos posicionados sob 30 pontos, aleatorizados pelo próprio software no interior de cada elemento amostral. Para a determinação da composição específica de cada elemento amostral foi considerada a análise qualitativa realizada inicialmente.

2.2.2 Químioecologia

As macroalgas foram coletadas manualmente durante a mesma campanha amostral e nos mesmos costões rochosos utilizados para a ecologia descritiva. A comunidade fitobêntica de cada costão foi amostrada por meio da raspagem total do substrato, delimitado por quadrados com dimensões de 10 x 10 cm. Em cada costão foram aleatorizados cinco quadrados, totalizando 15 amostras por praia. Logo após as coletas, as macroalgas foram armazenadas em caixas térmicas com gelo e transportadas ao laboratório, onde foram triadas, separadas de sedimento e fauna associada e submetidas à extração.

2.3 Preparação dos extratos brutos

As amostras das comunidades fitobênticas foram secas à sombra e com uso de ar condicionado, para evitar fotólise e termodegradação dos metabólitos. Após estar seco, o material foi triturado e pesado. Foi previamente estabelecida a proporção de 1mL de solvente para cada 1mg de alga seca, obtendo assim uma concentração igual e conhecida para todos os extratos, eliminando efeitos de concentração. Para a obtenção dos extratos brutos, foi adicionada às amostras uma combinação de solventes orgânicos, iniciando com Álcool Metílico 100%, passando por Álcool Metílico:Diclorometano (1:1) e finalizando com Diclorometano 100%. O material foi conservado em local seco e protegido da luz durante dois dias e filtrado com auxílio de papel filtro a cada mudança de solvente. Os extratos de diferentes graus de polaridade foram combinados, originando o extrato bruto, o qual foi analisado através das análises cromatográficas.

2.4 Análises cromatográficas

Os extratos brutos foram analisados através da técnica de cromatografia em camada delgada (CCD), utilizando-se cromatoplaças

de sílica gel 60 UV₂₅₄ em alumínio, espessura 0,2 mm (Macherey-Nagel). A referida abordagem, além de proporcionar uma resolução satisfatória da heterogeneidade química das comunidades fitobênticas, possui baixo custo e é facilmente e rapidamente replicável, representando uma importante ferramenta em abordagens quimioecológicas (Waksmundzka-Hajnos *et al.*, 2008). A fim de caracterizar o perfil químico do metabolismo das comunidades fitobênticas de cada praia, as cromatoplasmas foram eluídas com diferentes fases móveis e reveladas com diferentes reveladores, de acordo com as especificações apresentadas na Tabela 4. Para as análises cromatográficas, os extratos foram diluídos em álcool metílico, até a obtenção da concentração de 5mg.mL⁻¹, e através do auxílio de um capilar, foram aplicados 50µL dessa diluição na cromatoplasma.

Tabela 4: classes químicas analisadas através de cromatografia em camada delgada

	Classe química	Revelador	Fase móvel
Metabolismo Primário	Aminoácidos	Ninhidrina	Álcool Butílico:Ácido Acético: H ₂ O (12:3:5)
	Clorofilas e Carotenóides	-	Hexano:Acetato (68:32)
	Lipídios	Orcinol sulfúrico	Clorofórmio:Álcool Metílico:H ₂ O (65:25:4)
Metabolismo Secundário	Saponinas	Anisaldeído sulfúrico	Álcool Butílico:Ácido Acético: H ₂ O (12:3:5)
	Terpenóides e Poliacetilenos	Anisaldeído sulfúrico	Hexano:Acetato (9:1)

Para as análises qualitativas, foram considerados o número de índices de retenção (rf), dentro de uma mesma classe química, e o número total de bandas presentes em cada classe química. Desta maneira, fazendo-se um paralelo, cada rf representaria um táxon ou uma unidade taxonômica operacional (UTO), empregada correntemente na ecologia descritiva utilizando descritores distintos (Blaxter *et al.*, 2005; Hill *et al.*, 2003). O presente trabalho irá utilizar, portanto, Classes Químicas Operacionais (CQO) como sinônimo de rf. Já para a realização das análises quantitativas, as cromatoplasmas foram analisadas através do software QuantiScan (Biosoft), o qual determinou a densitometria das bandas reveladas. Em ambas as análises foram empregados os cálculos estatísticos descritos abaixo, para determinar a heterogeneidade química das comunidades.

2.5 Análises estatísticas

Para as análises químicas qualitativas e quantitativas foram empregados testes de variância (ANOVA), através do software STATISTICA 7.0, para verificar a existência de diferenças entre as classes químicas identificadas nos ambientes preservados e urbanizados.

Para verificar a similaridade e a dissimilaridade em relação à heterogeneidade química das comunidades fitobênticas dos ambientes preservados e urbanizados, assim como a porcentagem de contribuição de cada classe química, foi aplicada a análise Simper. Os dados não foram transformados para a realização de tais análises, as quais foram feitas através do software PRIMER 6.

A partir do software PRIMER 6 foi gerada uma tabela com descritores quimioecológicos sintéticos, obtidos a partir da heterogeneidade química encontrada nas comunidades fitobênticas de cada praia. Para a referida análise foi considerada como espécie ou Classe Química Operacional (CQO) o conjunto de bandas cromatográficas referentes a um mesmo rf. Seguindo as proposições de Margalef (1982), descritores ecológicos sintéticos foram aplicados à análise quimioecológica, utilizando-se as matrizes brutas de cada uma das amostras no cálculo da riqueza química (s), determinada pelo número de índices de retenção (rf) ou CQOs observados em cada classe química pré-determinada; a abundância (n), obtida a partir da área ocupada pelas bandas presentes em cada classe química; e a diversidade de Shannon-Wiener (H'), calculada através da fórmula abaixo:

$$H' = - \sum P_i \log(P_i)$$

Onde $p_i = n_i/N$, sendo que $n_i = n^\circ$ de bandas em cada classe química e $N = n^\circ$ total de bandas. A base logarítmica utilizada para o cálculo do índice de diversidade foi a base e .

A diversidade de Shannon-Wiener foi empregada por se tratar de um índice sensível às espécies raras que, neste caso, se referem às classes químicas. A importância de se utilizar um índice que valorize as espécies raras, ou neste caso as classes químicas, está no fato de que estas podem representar as fontes mais importantes de recursos com potencial biotecnológico. Vale destacar que a presente proposta se baseia no fato de que os índices de diversidade são expressos por números simples, adimensionais, qualquer que seja a unidade de avaliação utilizada, assim como reforçado por Margalef (1982). A partir

da tabela contendo os referidos descritores, foram realizadas análises de variância (ANOVA), através do software STATISTICA 7.0, para verificar a existência de diferenças entre os ambientes preservados e urbanizados.

3. RESULTADOS

3.1 Análises Químioecológicas

Foram identificadas 7 CQOs referentes a aminoácidos, 10 referentes a clorofilas e carotenóides, 13 referentes a lipídios, 13 referentes a saponinas e 8 referentes a terpenóides e poliacetilenos (Tabela 5).

As análises qualitativas indicaram que as clorofilas e carotenóides ($F=8,09$; $p=0,005$), os lipídios ($F=27,95$; $p<0,001$) e os terpenóides e poliacetilenos ($F=10,47$; $p=0,001$) das praias preservadas possuem maior número de espécies ou CQOs em comparação às praias urbanizadas. Em contrapartida, as praias urbanizadas contabilizaram maior número de CQOs dentro da classe dos aminoácidos ($F=7,51$; $p=0,007$). Os dados referentes às saponinas não apresentaram homogeneidade das variâncias, de acordo com o teste de Levene.

Já as análises quantitativas indicaram que as densitometrias calculadas para as CQOs dos ambientes preservados foram significativamente maiores para as classes das clorofilas e carotenóides ($F=7,88$; $p=0,005$), lipídios ($F=17,33$; $p<0,001$) e terpenóides e poliacetilenos ($F=24,26$; $p<0,001$), corroborando os resultados encontrados nas análises qualitativas. Já os resultados referentes aos aminoácidos ($F=1,07$; $p=0,3$) e às saponinas ($F=2,95$; $p=0,08$) não apresentaram diferenças entre as praias preservadas e urbanizadas.

Tabela 5: Lista do número de CQOs e seus respectivos dados quantitativos de cada uma das classes químicas identificadas nas comunidades das praias Preservadas (Pres) e Urbanizadas (Urb), de cada um dos municípios amostrados, com os respectivos valores de abundância seguidos do erro padrão: Guarita e Prainha em Torres; d'Água e Porto em Imbituba; Canasvieiras e Lagoinha de Ponta das Canas em Florianópolis; Taquarinhas e Central em Balneário Camboriú.

Classe Química	CQOs	Torres		Imbituba		Florianópolis		Balneário Camboriú	
		Pres	Urb	Pres	Urb	Pres	Urb	Pres	Urb
Aminoácidos	01	3951,49	5116,52	-	2897,58	-	1630,64	2591,03	1515,13
	02	3556,68	2737,07	361,93	1753,25	629,86	1397,12	2480,56	1325,81
	03	-	-	358,54	-	-	-	-	-
	04	2596,01	1998,89	-	1677,32	114,93	1123,57	1316,90	776,24
	05	3710,16	1357,57	-	1269,11	380,96	1182,84	1216,69	1224,86
	06	427,00	-	-	-	-	-	-	-
	07	441,08	-	-	-	2929,30	1885,19	-	-
Clorofilas e Carotenóides	01	-	-	67,58	-	314,82	-	-	-
	02	-	-	192,60	-	546,81	-	-	-
	03	-	-	-	-	-	-	632,27	731,62
	04	-	222,68	200,61	-	1467,81	-	-	-
	05	194,19	559,38	221,69	-	383,51	-	2225,29	1301,59
	06	-	-	-	-	1196,39	-	-	-
	07	1773,26	1435,73	1065,18	1276,88	2695,91	-	2851,13	1432,24
	08	-	-	282,02	-	-	-	-	-
	09	1547,29	976,52	538,98	840,04	1364,72	2774,62	1156,62	-
	10	-	-	-	-	-	-	176,37	-
Lipídios	01	3932,64	2654,89	2187,43	4744,64	814,57	1175,34	2235,87	336,01
	02	-	-	2230,41	2386,31	1006,20	-	-	-
	03	-	-	2282,10	-	669,57	948,30	2418,30	2181,91
	04	-	-	-	298,21	-	-	2108,92	-
	05	-	321,01	-	-	819,19	887,69	-	-
	06	-	-	3135,60	-	-	-	1055,43	1944,24
	07	-	-	4168,16	-	1546,34	1469,60	3253,61	1384,52
	08	506,19	861,28	-	232,02	-	-	-	1779,45
	09	308,80	806,83	3488,91	-	-	-	-	1883,64
	10	412,21	1013,02	2717,26	-	-	-	-	-

	11	711,46	813,35	-	972,41	1621,44	2408,18	-	-
	12	840,18	745,53	-	-	1528,91	2104,70	2638,94	-
	13	1302,75	236,51	-	-	94,90	1451,05	904,35	-
Saponinas	01	1461,84	2244,05	354,35	1416,01	426,00	939,36	1086,61	2209,23
	02	1137,49	1737,98	225,44	1163,40	-	158,99	569,30	-
	03	-	-	-	-	84,46	-	-	-
	04	331,93	1101,83	724,06	553,64	554,84	295,36	835,63	2403,33
	05	-	-	-	-	140,20	-	-	449,82
	06	-	-	-	-	170,90	-	-	-
	07	687,36	1451,44	1555,98	1658,90	1333,37	1478,66	990,30	1243,77
	08	301,28	1764,85	2180,22	1933,89	1566,68	534,84	1076,36	136,19
	09	269,09	260,79	1936,98	2543,92	1400,08	780,20	1291,13	665,35
	10	789,92	424,52	2558,07	1487,61	2052,15	965,42	1777,76	867,72
	11	83,06	-	2169,10	373,98	998,10	789,22	1214,96	500,22
	12	1602,58	794,11	3227,00	2054,47	3128,35	2156,34	1514,37	-
	13	-	-	1756,78	225,93	442,98	-	1404,64	945,24
Terpenóides e Poliacetilenos	01	993,48	1398,89	4789,15	2598,33	6176,97	3313,74	3255,77	187,86
	02	334,65	797,37	1216,00	-	3683,94	2293,81	1676,68	-
	03	-	61,27	1637,10	542,93	-	218,90	-	-
	04	-	-	-	-	-	830,79	-	-
	05	-	-	-	-	-	-	-	-
	06	-	-	2946,64	262,34	-	222,59	-	-
	07	-	623,48	-	-	-	251,59	-	-
	08	-	-	-	-	2150,05	705,61	-	-
	09	-	-	2537,13	3264,41	6018,52	4979,48	-	-

A análise de SIMPER revelou uma similaridade entre os extratos brutos referentes às comunidades dos ambientes preservados de 57,06%, enquanto que entre os ambientes urbanizados essa similaridade foi de 46,88%. A dissimilaridade entre os extratos dos diferentes ambientes foi de 62,08%. Nos ambientes preservados, os lipídios apresentaram maior porcentagem de contribuição dentre as amostras (27,10%), considerando todas as classes químicas analisadas, seguidos

pelas saponinas (20,72%), terpenóides e poliacetilenos (19,89%), aminoácidos (18,94%) e clorofilas e carotenóides (3,98%). Já nos ambientes urbanizados, as saponinas apresentaram maior porcentagem de contribuição (24,37%) para a determinação dos padrões de similaridade química observados, seguidas dos aminoácidos (23,19%), lipídios (22,35%), terpenóides e poliacetilenos (16,79%) e clorofilas e carotenóides (4,46%) (Tabela 6).

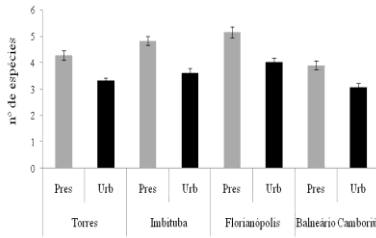
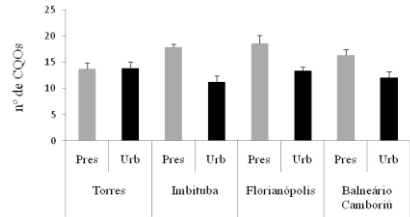
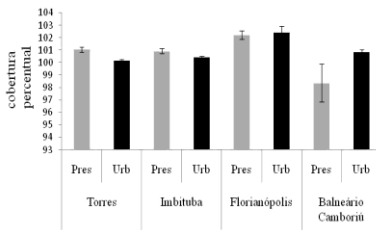
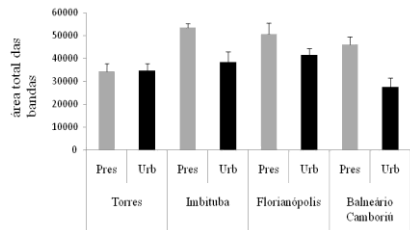
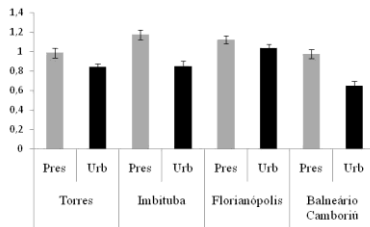
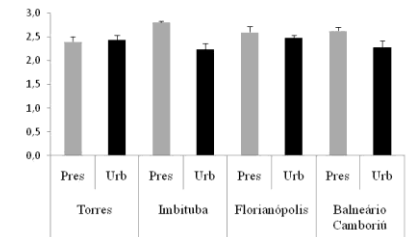
Tabela 6: Similaridade, dissimilaridade e porcentagem de contribuição (relativa a 90% do total) de cada classe química analisada a partir dos extratos brutos das comunidades fitobênticas de praias preservadas e urbanizadas. (Dados não transformados, matriz de Bray Curtis)

Grupo	Similaridade	Dissimilaridade	Aminoácidos	Clorofilas e Carotenóides	Lipídios	Saponinas	Terpenóides e Poliacetilenos
Preservado	57,06%	62,08%	18,94%	3,98%	27,10%	20,72%	19,89%
Urbanizado	46,88%		23,19%	4,46%	22,35%	24,37%	16,79%

3.2 Descritores sintéticos

Considerando-se os dados relativos à ecologia descritiva tradicional, os testes de significância indicaram que a riqueza de espécies, a diversidade de Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou foram superiores nas praias preservadas ($4,57 \pm 0,1$; $1,07 \pm 0,02$; $0,72 \pm 0,01$ respectivamente) quando comparadas às praias urbanizadas ($3,48 \pm 0,08$; $0,84 \pm 0,02$; $0,68 \pm 0,01$ respectivamente) do respectivo município. Os testes estatísticos não indicaram diferenças significativas entre as abundâncias calculadas para as praias preservadas e urbanizadas (Figura 4).

De maneira semelhante, os testes de significância realizados com os extratos brutos das comunidades fitobênticas indicaram que a riqueza, a abundância e a diversidade química foram superiores nas praias preservadas ($16,65 \pm 0,63$; 45981 ± 2024 ; $2,61 \pm 0,04$ respectivamente) quando comparadas às praias urbanizadas ($12,68 \pm 0,54$; 35431 ± 1932 ; $2,35 \pm 0,06$ respectivamente) do respectivo município. Já os resultados encontrados para a equitabilidade não indicaram diferença significativa ($p=0,22$) entre as praias preservadas e urbanizadas (Figura 4).

Riqueza ecológica ($F=73,12$; $p<0,00$)*Riqueza química ($F=24,63$; $p<0,00$)*Abundância ecológica ($F=0,6$; $p=0,45$)Abundância química ($F=16,32$; $p<0,00$)*Diversidade ecológica ($F=48,44$; $p<0,00$)*Diversidade química ($F=13,26$; $p<0,00$)*

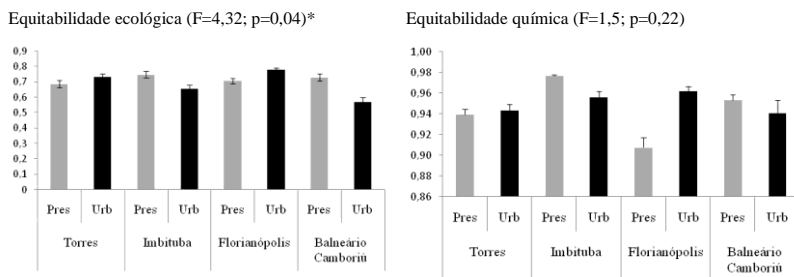


Figura 4: Gráficos referentes às médias e erros padrão dos descritores riqueza, abundância, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou das comunidades fitobênticas e das classes químicas das comunidades das praias Preservadas (Pres) e Urbanizadas (Urb), de cada um dos municípios amostrados: Guarita e Prainha em Torres; d'Água e Porto em Imbituba; Canasvieiras e Lagoinha de Ponta das Canas em Florianópolis; Taquarinhas e Central em Balneário Camboriú.

4. DISCUSSÃO

Poucos autores têm investigado hipóteses relativas aos efeitos dos impactos de processos relacionados à urbanização sobre a produção de metabólitos em comunidades de macroalgas marinhas e sua eventual diversidade. Dados da literatura apresentam as conseqüências de fatores isolados, como da radiação ultravioleta, da temperatura e da concentração de metais pesados na água sobre a produção de metabólitos secundários em populações específicas (Pavia *et al.*, 1997; Amade & Lemée, 1998; Pavia & Brock, 2000; Toth & Pavia 2000; Fairhead *et al.*, 2006). A esses fatores abióticos responsáveis por alterações na produção de metabólitos, podemos incluir também as alterações no meio marinho como resultado do escoamento continental e da, muitas vezes relacionada, poluição por efluentes domésticos e suas respectivas alterações na concentração de nutrientes inorgânicos dissolvidos na água do mar, uma vez que estes também podem representar importantes estressores ambientais. Estes fatores alteram a disponibilidade de luz e a concentração de nutrientes no meio alterando, portanto, o desempenho fisiológico dos produtores primários relacionados em diferentes aspectos (Davies-Colley & Smith, 2001).

De maneira geral, o presente trabalho revelou diferenças significativas na heterogeneidade e abundância das diferentes classes de substâncias químicas sintetizadas pelas comunidades fitobênticas de ambientes preservados e urbanizados. A menor riqueza e abundância observada em relação às clorofilas e carotenóides pode estar relacionada com a turbidez observada nos ambientes urbanizados. A conseqüente redução na irradiância ao nível das algas pode induzi-las a sintetizar outros pigmentos mais específicos para baixa incidência de luz, como as ficobiliproteínas em detrimento da clorofila *a* (López Figueroa & Niell, 1990). Adicionalmente, o efeito citotóxico das elevadas concentrações de N-amoniaco (ver Figura 2 do Capítulo 1), igualmente pode comprometer as vias de síntese das referidas substâncias (Ogawa, 1984). Os efeitos do estresse ambiental sobre o conteúdo fotossintético de algas já foi relado por outros autores, utilizando-se variações na temperatura da água e na salinidade (Kakinuma *et al.*, 2006). Praias altamente urbanizadas geralmente apresentam maior turbidez na água, em decorrência da descarga direta de efluentes e maiores concentrações de matéria orgânica e inorgânica dissolvida, sendo estes aspectos observados em diferentes partes do planeta (Davies-Colley & Smith, 2001). O referido resultado reforça a hipótese de que a redução de

clorofila observada nos ambientes urbanizados pode representar, em ambientes e escalas distintas, a redução global da produção primária fitoplanctônica, como documentado por Boyce *et al.* (2010).

Da mesma maneira, a redução quali e quantitativa de substâncias lipídicas pode estar relacionada à redução do desempenho fisiológico das espécies que sobrevivem em locais impactados. Os lipídios estão associados à formação das células e membranas e qualquer estresse ambiental que possa causar a deterioração fisiológica das macroalgas, poderia resultar na diminuição deste metabólito primário, como já documentado para microalgas dos gêneros *Dunaliella* Teodoresco e *Tetraselmis* F.Stein (Dalay, 2007).

Vale destacar que não foram observadas diferenças significativas entre os aminoácidos e as saponinas de ambientes preservados e urbanizados. Apenas os resultados referentes às análises qualitativas dos aminoácidos indicaram maior número de CQOs desta classe nos extratos das comunidades fitobênticas dos ambientes urbanizados. Isso pode ser explicado pela função que o aminoácido desempenha nos organismos. Processos de reparo celular podem levar à síntese de aminoácidos, o que pode ser desencadeado quando o organismo em questão é submetido a algum tipo de estresse. Considerando que as comunidades de algas presentes em ambientes impactados estão sujeitas a uma variedade de estresses e que isso pode causar uma degradação a nível celular, a maior ocorrência de aminoácidos pode estar relacionada às respotas celulares frente aos impactos causados pela degradação ambiental. Outra possível explicação estaria relacionada ao fato de que ambientes urbanizados apresentam maiores concentrações de N-amoniaco dissolvido, o qual juntamente com as demais formas de nitrogênio, considerado substrato para a síntese de aminoácidos, favoreceriam sua síntese (Lobban & Harison, 1996).

A hipótese do balanço de carbono/nutriente (CNB) (Bryant *et al.*, 1983) prevê a variação fenotípica de metabólitos secundários de plantas com base na disponibilidade relativa de carbono e nutrientes essenciais. Essa hipótese, que também poderia ser aplicada às algas, propõe que condições como baixa intensidade de luz ou altas concentrações de nutrientes, como é o caso dos ambientes urbanizados, resultam em uma menor relação C/N. Sob essas condições, as algas devem alocar energia na síntese de substâncias diretamente relacionadas aos processos de crescimento, enquanto que as concentrações de metabólitos secundários devem diminuir (Bryant *et al.*, 1983). A

diminuição na frequência e abundância de terpenos, considerados metabólitos secundários, de fato ocorreu nos ambientes degradados. Considerando que algas pardas são tradicionalmente ricas em terpenos (Hay & Fenical, 1988), sua menor frequência e abundância nos ambientes urbanizados pode ser uma das causas nas variações quali e quantitativas observadas para os referidos descritores. Vale destacar que, assim como descrito no presente trabalho, as algas pardas têm sido apontadas como especialmente vulneráveis aos impactos relacionados à urbanização, sendo suas populações muitas vezes excluídas de áreas poluídas por efluentes urbanos (Bouzon *et al.*, 2008).

Os testes de significância realizados a partir das análises ecológicas descritivas indicaram que a riqueza de espécies, a diversidade de Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou foram superiores nas praias preservadas quando comparadas às praias urbanizadas do respectivo município. Já os testes de significância realizados a partir dos dados quimioecológicos indicaram que a riqueza, a abundância e a diversidade química foram superiores nas praias preservadas quando comparadas às praias urbanizadas do respectivo município. Foi possível constatar, portanto, que os dados referentes à quimioecologia estão de acordo com os dados referentes à ecologia descritiva. Tanto a riqueza quanto a diversidade de Shannon-Wiener calculadas em ambas as perspectivas (ecológica e química) se mostraram superiores nas praias preservadas. A concordância observada entre os índices ecológicos e quimioecológicos obtidos neste trabalho evidencia a consequência direta da diversidade biológica sobre a diversidade química dos organismos. Desta forma, é incontestável o argumento de que a perda da biodiversidade implica na perda da diversidade de metabólitos primários e secundários e, conseqüentemente, do potencial biotecnológico que essas substâncias poderiam ter.

Entre os produtos e serviços perdidos com a diminuição da heterogeneidade e abundância de metabólitos primários e secundários de macroalgas, pode-se destacar a perda da qualidade nutricional para os herbívoros, que conseqüentemente são empobrecidos ou debilitados, resultando direta ou indiretamente na redução do pescado. Santos *et al.* (2009) observaram que as tartarugas da espécie *Chelonia mydas* que habitam ambientes urbanizados apresentaram mais fibropapilomatose, doença caracterizada por tumores cutâneos, que aquelas que se alimentavam em ambientes com flora preservada. Os referidos autores atribuem a deficiência imunológica dos referidos animais à baixa qualidade nutricional proporcionada pela flora de ambientes degradados

pela urbanização. Na presente proposta, as reduções observadas na diversidade e abundância de carotenóides, por exemplo, poderiam subsidiar as referidas propostas uma vez que estas substâncias são reconhecidamente antioxidantes, as quais são capazes de fortalecer o sistema imune de eventuais consumidores.

Apesar do presente trabalho ter demonstrado variações em alguns descritores sintéticos tradicionais baseados em informações da química da comunidade, sua interpretação e conseqüente aplicação no manejo ou preservação das áreas costeiras ainda carecem de forte base teórica e comparações específicas. Desta maneira é de grande relevância que sejam aplicados esforços na criação de índices que possam informar de maneira direta e de fácil interpretação os prejuízos que variações ambientais podem causar na ecologia química de comunidade algais e conseqüentemente sobre seu potencial biotecnológico. Apesar de existir um conhecimento relativamente antigo em relação ao impacto da poluição sobre a estrutura de comunidades dominadas por algas, não há tradição em propor índices ecológicos baseados nesses organismos (Ballesteros *et al.*, 2007). Algumas exceções são os Índices de Feldmann (1937) e Cheney (1977), os quais podem indicar mudanças em relação à qualidade da água (Cormaci *et al.*, 1985; Giaccone, 1991; Cormaci & Furnari, 1991; Giaccone & Catra, 2004; Tunesi, 2004). Outra exceção é o Índice de Avaliação Ecológica (EEI), proposto por Orfanidis *et al.* (2001), desenvolvido para avaliar o estado ecológico das águas costeiras e de transição, a partir de diversas variáveis, entre elas as macroalgas. Neste trabalho propomos que seja desenvolvido um índice que possa representar de maneira qualitativa o potencial biotecnológico de determinadas regiões ou localidades. Desta maneira, o referido índice poderá ser utilizado como ferramenta para sintetizar o estado ecológico dos ambientes analisados e assim acessar sua gestão junto aos órgãos ambientais, além de facilitar a procura por organismos com maior potencial farmacêutico e tecnológico.

5. CONCLUSÕES

De acordo com as análises multivariadas de variância (MANOVA), realizadas a partir dos resultados observados nas cromatografias em camada delgada, as praias preservadas apresentaram, qualitativa e quantitativamente, mais substâncias das classes das clorofilas e carotenóides, lipídios e terpenóides e poliacetilenos, em relação às praias urbanizadas analisadas.

Os testes de significância realizados a partir dos dados ecológicos descritivos indicaram que a riqueza de espécies, a diversidade de Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou foram superiores nas praias preservadas quando comparadas às praias urbanizadas do respectivo município. Já os testes realizados a partir dos dados quimioecológicos indicaram que a riqueza, a abundância e a diversidade de Shannon-Wiener foram superiores nas praias preservadas quando comparadas às praias urbanizadas do respectivo município.

A concordância observada entre os índices ecológicos e quimioecológicos obtidos neste trabalho evidencia a consequência direta da diversidade biológica sobre a diversidade química dos organismos. Desta forma, é incontestável o argumento de que a perda da biodiversidade implica na perda da diversidade de metabólitos primários e secundários e, conseqüentemente, do potencial biotecnológico que essas substâncias poderiam ter.

Neste trabalho propomos que seja desenvolvido um índice que possa representar de maneira qualitativa o potencial biotecnológico de determinadas regiões ou localidades. Desta maneira, o referido índice poderá ser utilizado como ferramenta para sintetizar o estado ecológico dos ambientes analisados e assim acessar sua gestão junto aos órgãos ambientais, além de facilitar a procura por organismos com maior potencial farmacêutico e tecnológico.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

É esperado que ocorram perdas significativas na biodiversidade marinha diante processos de urbanização não planejados e episódios de contaminação antrópica. O conhecimento e a percepção da extensão espacial e temporal referentes aos danos causados sobre a biodiversidade, bem como a importância e as consequências de tais perdas, são ainda limitados ou desconhecidos. Nesse sentido, políticas públicas devem considerar cuidadosamente tal questão, uma vez que os processos de expansão da urbanização são inevitáveis e estão ocorrendo rapidamente.

Este trabalho deve subsidiar estudos e consequentes registros de potenciais substâncias com aplicação farmacológica, obtidas a partir de macroalgas marinhas. Por este motivo, faz-se necessário o aumento de esforços em pesquisas que compreendam comunidades de macroalgas e suas respectivas composições químicas, uma vez que esses organismos se encontram mal representadas em relação aos demais ambientes marinhos.

7. REFERÊNCIAS

- AMADE, P., LEMÉE, R., 1998. Chemical defence of the Mediterranean alga *Caulerpa taxifolia*: Variations in caulerpenyne production. *Aquatic Toxicology* 43, 287-300.
- ARNOLD, T.M., TARGETT, N.M., 2003. To grow and defend: lack of tradeoffs for brown algal phlorotannins. *Oikos* 100, 406-408.
- BALLESTEROS, E., TORRAS, X., PINEDO, S., GARCÍA, M., MANGIALAJO, L., TORRES, 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* 55, 172-180.
- BAPTISTA, L.R.M., 1973. Lista dos gêneros de algas marinhas macroscópicas encontradas em Torres (RS). *Iheringia, Série Botânica* 18, 15-26.
- BARBOSA, J.P., FLEURY, B.G., GAMA, B.A.P. da, TEIXEIRA, V.L., PEREIRA, R.C., 2007. Natural products as antifoulants in the Brazilian brown alga *Dictyota paffii* (Phaeophyta, Dictyotales). *Biochemical Systematics and Ecology* 35, 549-553.
- BLAXTER, M., MANN, J., CHAPMAN, T., THOMAS, F., WHITTON, C., FLOYD, R., ABEBE, E., 2005. Defining operational taxonomic units using DNA barcode data. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 1-9.
- BLUNT, J.W., COPP, B.R., MUNRO, M.H.G., NORTHCOPE, P.T., PRINSEP M.R., 2010. Marine natural products. *Natural Products Reports* 27, 165-237.
- BOYCE, D.G., LEWIS, M.R., WORM, B., 2010. Global phytoplankton decline over the past century. *Nature* 466, 591-596.
- BRYANT, J.P., CHAPIN, F.S., KLEIN, D.R., 1983. Carbon/nutrient balance of boreal plants in relation to vertebrate herbivory. *Oikos* 40, 357-368.
- CAMPELLO, F.D., 2006. A problemática da poluição por esgotos domésticos no sistema estuarino-lagunas Tramandaí-Armazém (RS, Brasil): física e química da água e resposta dos macroinvertebrados bentônicos. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 194 p.
- CARDOSO, P.G., RAFFAELLI, D., LILLEBØ, A.I., VERDELHOS, T., PARDAL, M.A., 2008. The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on the macrobenthic communities' dynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76, 553-565.

- CHENEY, D. P., 1977. R&C/P - A new and improved ratio for comparing seaweed floras. *Journal of Phycology* 13 (Suppl.), 12.
- CHEW, Y.L., LIM, Y.Y., OMAR, M., KHOO, K.S., 2008. Antioxidant activity of three edible seaweeds from two areas in South East Asia. *LWT* 41, 1067-1072.
- CITADINI-ZANETTE, V., VEIGA NETO, A. J., VEIGA, S. G., 1979. Algas bentônicas de Imbituba, Santa Catarina, Brasil. *Iheringia, Série botânica* 25, 111-121.
- CORDEIRO-MARINO, M., 1978. Rodofíceas Marinhas Bentônicas de Santa Catarina. Instituto de Botânica São Paulo. *Rickia* 7, 1-243.
- CORMACI, M., FURNARI, G., 1991. Phytobenthic communities as monitor of the environmental conditions of the Brindisi coastline. *Oebalia* 17 (suppl.), 177-198.
- CORMACI, M., FURNARI, G., GIACCONE, G., Colonna, P., MANNINO, A.M., 1985. Metodo sinecologico per la valutazione degli apporti inquinanti nella rada di Augusta (Siracusa). *Bollettino Accademia Gioenia Scienze Naturali* 18, 829-850.
- CRONIN, G., HAY, M.E., 1996a. Within plant variation in seaweed palatability and chemical defenses: Optimal defense theory versus the growth differentiation balance hypothesis. *Oecologia* 105, 361-368.
- CRONIN, G., HAY, M.E., 1996b. Induction of seaweed chemical defenses by amphipod grazing. *Ecology* 77, 2287-2301.
- CRONIN, G., HAY, M.E., 1996c. Effects of light and nutrient availability on the growth, secondary chemistry, and resistance to herbivory of two brown seaweeds. *Oikos* 77, 93-106.
- CRONIN, G., PAUL, V.J., HAY, M.E., FENICAL, W., 1997. Are tropical herbivores more resistant than temperate herbivores to seaweed chemical defenses? Diterpenoid metabolites from *Dictyota acutiloba* as feeding deterrents for tropical versus temperate fishes and urchins. *Journal of Chemical Ecology* 23, 289-302.
- CRONIN, G., 2001. Resource allocation in seaweeds and marine invertebrates. In: MCCLINTOCK, J.B., BAKER, B.J. *Marine Chemical Ecology*. CRC Press, Boca Raton. p. 325-363.

- DA-QING, J., CHOL SEUNG, L., JIN-YOUNG, S., HAN GIL, C., ILHO, H., JUNG-SOO, H., 2006. *Ulva conglobata*, a marine algae, has neuroprotective and anti-inflammatory effects in murine hippocampal and microglial cells. *Neuroscience Letters* 402, 154-158.
- DALAY, M.C., 2007. Introduction to the algal world. In: *Algae and cyanobacteria in extreme environments*. SECKBACH, J. Springer, Dordrecht. 811 p.
- DAVIES-COLLEY, R.J., SMITH, D.G., 2001. Turbidity suspended sediment, and water clarity: a review. *Journal of the American Water Resources Association* 37, 1085-1101.
- DE PAULA, J.C., PEDRINI, A.G., PINHEIRO, M.D., PEREIRA, R.C., TEIXEIRA, V. L., 2001. Chemical similarity between the brown algae *Dictyota cervicornis* and *D. pardalis* (Dictyotales, Phaeophyta). *Biochemical Systematics and Ecology* 29, 425-427.
- DENTON, A., CHAPMAN, A.R.O., MARKHAM, J., 1990. Size-specific concentrations of phlorotannins (anti-herbivore compounds) in three species of *Fucus*. *Marine Ecology Progress Series* 65, 103-103.
- DÍEZ, I., SANTOLARIA, A., GOROSTIAGA, J.M., 2003. The relationship of environmental factors to the structure and distribution of subtidal seaweed vegetation of the western Basque coast (N Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 1041-1054.
- FAIRHEAD, V.A., AMSLER, C.D., MCCLINTOCK, J.B., BAKER, B.J., 2006. Lack of defense or phlorotannin induction by UV radiation or mesograzers in *Desmarestia anceps* and *D. menziensis* (Phaeophyceae). *Journal Phycology* 42, 1174-1183.
- FATMA, 2010. Fundação do Meio Ambiente. Governo do Estado de Santa Catarina. Relatório de Balneabilidade do litoral catarinense.
- FELDMANN, J., 1937. Recherches sur la végétation marine de la Méditerranée: la côte des Albères. *Revue Algologique* 10, 1-339.
- FEPAM, 2010. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler. Governo do Estado do Rio Grande do Sul. Monitoramento da qualidade da água da Região Hidrográfica das Bacias Litorâneas.

- FREILE-PELEGRIN, Y., ROBLEDO, D., CHAN-BACAB, M.J., ORTEGA-MORALES, B.O., 2008. Antileishmanial properties of tropical marine algae extracts. *Fitoterapia* 79, 374-377.
- GHOSH, P., ADHIKARI, U., GHOSAL, P.K., PUJOL, C.A., CARLUCCI, M.J., DAMONTE, E.B., RAY, B., 2004. In vitro anti-herpetic activity of sulfated polysaccharide fractions from *Caulerpa racemosa*. *Phytochemistry* 65, 3151-3157.
- GIACCONE, G., 1991. The algae in the management and treatment of wastewater disposal. *Oebalia* 17 (suppl.), 121-130.
- GIACCONE, G., CATRA, M., 2004. Rassegna sugli indici di valutazione ambientale con macroalghe per definire lo stato ecologico delle acque costiere del Mediterraneo (Direttiva 2000/60/CE). *Biologia Marina Mediterranea* 11, 57-67.
- GILPIN, M., GRAHAM, A.E.G., WOODRUFF, D.S., 1992. Ecological dynamic and agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 42, 27-52.
- HASENACK, H., FERRARO, L.W., 1989. Considerações sobre o clima da região de Tramandaí, RS. *Pesquisas* 22, 53-70.
- HAY, M. E., FENICAL, W., 1988. Marine plant-herbivore interactions: the ecology of chemical defense. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 19, 111-145.
- HAY, M.E., RENAUD, P.E., FENICAL, W., 1988. Large mobile versus small sedentary herbivores and their resistance to seaweed chemical defenses. *Oecologia* 75, 246-252.
- HIDARI, K.I.P.J., TAKAHASHI, N., ARIHARA, M., NAGAOKA, M., MORITA, K., SUZUKI, T., 2008. Structure and anti-dengue virus activity of sulfated polysaccharide from a marine alga. *Biochemical and Biophysical Research Communications* 376, 91-95.
- HILL, T.C.J., WALSH K.A., HARRIS J.A., MOFFETT B.F., 2003. Using ecological diversity measures with bacterial communities. *FEMS Microbiology Ecology* 43, 1-11.
- HOOPER, D.U., CHAPIN, F.S., EWEL, J.J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., LAVOREL, S., LAWTON, J.H., LODGE, D.M., LOREAU, M., NAEEM, S., SCHMID, B., SETÄLÄ, H., SYMSTAD, A.J., VANDERMEER, J., WARDLE, D.A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, 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* 28, 243-265.
- IBGE, Censo Demográfico 2010. Trabalho e Rendimento. Rio de Janeiro, IBGE, 2010.
- JOHNSTON, E.L., ROBERTS, D.A., 2009. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: A review and meta-analysis. *Environmental Pollution* 157, 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* 8, 351-359.
- KAKINUMA, M., COURY, D.A., KUNO, Y., ITOH, S., KOZAWA, Y., INAGAKI, E., YOSHIURA, Y., AMANO, H., 2006. Physiological and biochemical responses to thermal and salinity stresses in a sterile mutant of *Ulva pertusa* (Ulvales, Chlorophyta). *Marine Biology* 149, 97-106.
- KELECOM, A., TEIXEIRA, V.L., 1986. Diterpenes of marine brown algae of the family Dictyotaceae: their possible role as defense compounds and their use in chemotaxonomy. *Science of the Total Environment* 58, 109-115.
- KELECOM, A., TEIXEIRA, V.L., PITOMBO, L.F., 1991. Quimiotaixonomia de Dictyotales (Phaeophyta). 6. Da sinonimia entre as algas pardas *Dictyota dentata* e *D. mertensii*. *Anais da Associação Brasileira de Química* 40, 67-70.
- KOHLER, K.E., GILL, S.M., 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers and Geosciences* 32, 1259-1269.
- KÖPPEN, W., 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Económica, México. 479 p.
- KRAUFVELIN, P., 2007. Responses to nutrient enrichment, wave action and disturbance in rocky shores communities. *Aquatic Botany* 87, 262-274.
- KREBS, C.J., 1999. *Ecological methodology*. Benjamin Cummings, Menlo Park. 620 p.

- LÓPEZ-FIGUEROA, F., NIELL, F.X., 1990. Effects of light quality on chlorophyll and biliprotein accumulation in seaweeds. *Marine Biology* 104, 321-327.
- LUBCHENCO, J., OLSON, A.M., BRUBAKER, L.B., CARPENTER, S.R., HOLLAND, M.M., HUBBELL, S.P., LEVIN, S.A., MACMAHON, J.A., MATSON, P.A., MELILLO, J.M., MOONEY, H.A., PETERSON, C.H., PULLIAM, H.R., REAL, L.A., REGAL, P.J., RISSER, P.G., 1991. The sustainable biosphere initiative: an ecological research agenda. *Ecology* 72, 371-412.
- MARGALEF, R., 1982. *Ecologia*. Omega, Barcelona. 951 p.
- MAZZER, A. M., DILLENBURG, S., 2009. Variações temporais da linha de costa em praias arenosas dominadas por ondas do sudeste da ilha de santa catarina (Florianópolis, SC, Brasil). *Pesquisa em Geociências* 36, 117-135.
- MCINTIRE, C.D., TINSLEY, I.J., LOWRY, R.R., 1969. Fatty acids in lotic periphyton: another measure of community structure. *Journal of Phycology* 5, 26-32.
- MEYER, K.D., PAUL, V.J., 1992. Intraplant variation in secondary metabolite concentration in three species of *Caulerpa* (Chlorophyta: Caulerpales) and its effects on herbivorous fishes. *Marine Ecology Progress Series* 82, 249-257.
- MILLER, R.J., REED, D.C., BRZEZINSKI, M.A., 2009. Community structure and productivity of subtidal turf and foliose algal assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 388, 1-11.
- MIRANDA, L.B., CASTRO, B.M., 1979. Condições do movimento geostrófico das águas adjacentes a Cabo Frio (RJ). *Boletim do Instituto Oceanográfico* 28, 79-93.
- MOTA, S., 1999. *Urbanização e meio ambiente*. ABES, Rio de Janeiro. 353 p.
- MUMBY, P.J., 2001. Beta and habitat diversity in marine systems: a new approach to measurement, scaling and interpretation. *Oecologia* 128, 274-280.
- OGAWA, H., 1984. Effects of treated municipal wastewater on the early development of sargassaceous plants. *Hydrobiologia* 116/117, 389-392.
- OLIVEIRA, E.C., HORTA, P.A., AMANCIO, C.E., SANT' ANNA, C.L., 1999. Algas e angiospermas marinhas bênticas do litoral brasileiro: diversidade, exploração e conservação. In: *Workshop sobre Avaliação e ações prioritárias para a conservação da*

- Biodiversidade das zonas costeira e marinha. Relatório Técnico. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P., STAMATIS, N., 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science* 2/2, 45-65.
- ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P., STAMATIS, N., 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators* 3, 27-33.
- OURIQUES, L.C., 1997. Feofíceas do litoral do Estado de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista. 254 p.
- PAUL, V.J., VAN ALSTYNE, K.L., 1988. Chemical defense and chemical variation in some tropical pacific species of *Halimeda* (Halimedaceae, Chlorophyta). *Coral Reefs* 6, 263-269.
- PAUL, V.J., CRUZ-RIVERA, E., THACKER, R.W., 2001. Chemical mediation of macroalgal herbivore interactions: ecological and evolutionary perspectives. In: J. B. McClintock and B. J. Baker. *Marine Chemical Ecology*. CRC Press, Boca Raton. p. 227-265.
- PAVIA, H., BROCK, E., 2000. Extrinsic factors influencing phlorotannin production in the brown alga *Ascophyllum nodosum*. *Marine Ecology Progress Series* 193, 285-294.
- PAVIA, H., CERVIN, G., LINDGREN, A., ABERG, P., 1997. Effects of UV-B radiation and simulated herbivory on phlorotannins in the brown algae *Ascophyllum nodosum*. *Marine Ecology Progress Series* 157, 139-146.
- PECKOL, P., KRANE, J.M., YATES, J.L., 1996. Interactive effects of inducible defense and resource availability on phlorotannins in the North Atlantic brown algae *Fucus vesiculosus*. *Marine Ecology Progress Series* 138, 209-217.
- PEDERSEN, A., 1984. Studies on phenol content and heavy-metal uptake in fucoids. *Hydrobiologia* 116, 498-504.
- PEREIRA, R.C., 2002. Ecologia química marinha. In: PEREIRA, R.C.; SOARES-GOMES, A. *Biologia Marinha*. 1 ed. Interciência, Rio de Janeiro. p. 281-310.
- PEREIRA, M.D., SCHETTINI, C.A.F., OMACHI, C.Y., 2009. Caracterização de feições oceanográficas na plataforma de Santa Catarina através de imagens orbitais. *Revista Brasileira de Geofísica* 27, 81-93.

- RAGAN, M.A., GLOMBITZA, K.W., 1986. Phlorotannins, brown algal polyphenols. *Progress in Phycological Research* 4, 129-241.
- RENAUD, P.E., HAY, M.E., SCHMITT, T.M., 1990. Interactions of plant stress and herbivory: Intraespecific variation in the susceptibility of a palatable versus unpalatable seaweed to sea urchin grazing. *Oecologia* 82, 217-226.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B., MADUREIRA, L.S.P., 2006. O ambiente oceanográfico da plataforma continental e do talude na região Sudeste-Sul do Brasil. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo. 472 p.
- SANTOS, D.P., 1983. Clorófitas bentônicas marinhas do Estado de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 166 p.
- SANTOS, R.G., MARTINS, A.S., TOREZANI, E., BAPTISTOTTE, C., FARIAS, J.N., HORTA, P.A., WORK, T.M., BALAZS, G.H., 2009. Relationship between fibropapillomatosis and environmental quality: a case study with *Chelonia mydas* in the southwestern Atlantic. *Diseases of Aquatic Organisms* 89, 87-95.
- SIMÓ, D.H., HORN FILHO, N.O., 2004. Caracterização e distribuição espacial das “ressacas” e áreas de risco na Ilha de Santa Catarina. *Gravel* 2, 93-103.
- SPATHARIS, S., ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P., TSIRTSIS, G., 2011. Assembly processes in upper subtidal macroalgae: The effect of wave exposure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91, 298-305
- STEINBERG, P.D., 1984. Algal chemical defense against herbivores - allocation of phenolic compounds in the kelp *Alaria marginata*. *Science* 223, 405-407.
- STEINBERG, P.D., 1986. Chemical defenses and the susceptibility of tropical marine brownalgae to herbivores. *Oecologia* 69, 628-630.
- STENECK, R.S., 1997. Crustose corallines, other algal functional groups, herbivores and sediments: complex interactions along reef productivity gradients. *Proceedings of 8th International Coral Reef Symposium* 1, 695-700.
- TEIXEIRA, V.L., 2002. Produtos Naturais Marinhos. In: PEREIRA, R.C.; SOARES-GOMES, A. *Biologia Marinha*. 1. ed. Interciência, Rio de Janeiro. p. 249-279.

- TOMAZELLI, L.J., VILLWOCK, J.A., 1992. Considerações sobre o ambiente praial e a deriva litorânea de sedimentos ao longo do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas* 19, 3-12.
- TOTH, G., PAVIA, H., 2000. Lack of phlorotannin induction in the brown seaweed *Ascophyllum nodosum* in response to increased copper concentrations. *Marine Ecology Progress Series* 192, 119-126.
- TSUDA, M., KARIYA, Y., IWAMOTO, R., FUKUSHI, E., KAWABATA J., KOBAYASHI, J., 2005. Amphidinolides B4 and B5, potent cytotoxic 26-membered macrolides from dinoflagellate *Amphidinium* species. *Marine Drugs* 3, 1-8.
- TUGWELL, S., BRANCH, G.M., 1989. Differential polyphenolic distribution among tissues in the kelps *Ecklonia maxima*, *Laminaria pallida* and *Macrocystis angustifolia* in relation to plant-defence theory. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 129, 219-230.
- TUNESI, L., 2004. Indicatori biologici nel quadro della Direttiva 2000/60/CE: il macrobenthos di substrato duro. *Biologia Marina Mediterranea* 11, 101-107.
- VELLOZO, T.G., ALVES, A.R., 2006. Características gerais do fenômeno da maré no Brasil. *Anais Hidrográficos da Diretoria de Hidrografia e Navegação*, Tomo LXI.
- VITOUSEK, P.M., MOONEY, H.A., LUBCHENCO, J., MELILLO, J.M., 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277, 494-499.
- WAKSMUNDZKA-HAJNOS, M., SHERMA, J., KOWALSKA, T., 2008. *Thin Layer Chromatography in Phytochemistry*. CRC Press, Boca Raton. 896 p.
- WHITTAKER, R.J., WILLIS, K.J., FIELD, R., 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28, 453-470.
- WORM, B., BARBIER, E.B., BEAUMONT, N., DUFFY, J.E., FOLKE, C., HALPERN, B.S., JACKSON, J.B.C., LOTZE, H.K., MICHELI, F., PALUMBI, S.R., SALA, E., SELKOE, K.A., STACHOWICZ, J.J., WATSON, R., 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314, 787-790.
- YATES, J.L., PECKOL, P., 1993. Effects of nutrient availability and herbivory on polyphenolics in the seaweed *Fucus vesiculosus*. *Ecology* 74, 1757-1766.