



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO - UNIRIO

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS - IBIO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - PPGBio

**Aline Queiroz Caldeira**

**Mudanças na estrutura das assembleias fitobentônicas em duas praias da Baía de Sepetiba, sudeste da costa brasileira**

**Rio de Janeiro**

**2014**

Aline Queiroz Caldeira

**MUDANÇAS NA ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS FITOBENTÔNICAS EM  
DUAS PRAIAS DA BAÍA DE SEPETIBA, SUDESTE DA COSTA BRASILEIRA**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Ciências Biológicas - Biodiversidade Neotropical do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientadores: Prof. Dr. Joel Campos De Paula

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Renata Perpetuo Reis

Novembro

2014

## **Introdução**

As macroalgas são produtoras primárias ecologicamente importantes por serem organismos estruturadores de comunidades bentônicas. Por estarem na base da cadeia trófica marinha fazem parte de diversas relações ecológicas importantes tanto para outros organismos como para o ambiente. Fornecem importantes serviços ecossistêmicos, estando intimamente ligadas à biodiversidade marinha no seu mais amplo aspecto, pois aumentam a estabilidade destes ecossistemas, ajudando o meio marinho a tolerar melhor as alterações ambientais, inclusive aquelas causadas por atividades antrópicas (Oliveira et al. 2002). As macroalgas em geral competem por nutrientes, luz e espaço para sua fixação, e seu relativo sucesso na aquisição destes depende tanto da disponibilidade de recursos quanto do grau do estresse ambiental (Harley et al. 2012).

Naturalmente, os fatores que interferem na diversidade de macroalgas são a presença de grandes aportes de água doce e sedimentos, áreas com sedimento não consolidado de maior mobilidade (Oliveira et al. 2002) e a presença de fontes poluidoras. As atividades humanas, são uma das principais causas da mudança na disponibilidade de recursos nos habitats marinhos e por consequência, da mudança no grau de estresse ambiental destes ecossistemas (Pinedo et al. 2007; 2013, Dencheva 2008, Díez et al. 2013). A diversidade pode estar positivamente correlacionada com a habilidade de um sistema resistir aos distúrbios (Magurran 2013). A magnitude dos níveis de estresse ambiental pode aumentar a biodiversidade, pelo conceito do distúrbio intermediário, ou pode diminuir a diversidade no caso de ausência de distúrbio ou sob regimes de fortes distúrbios (Levin & Paine 1974, Jara et al. 2006). Segundo Walker & Kendrick (1998), três das maiores ameaças à biodiversidade de macroalgas marinhas são: a perda de resiliência do habitat, poluição e introdução de espécies exóticas. O processo de

urbanização em geral causa modificações no habitat, e na biologia dos organismos marinhos costeiros (Horta et al. 2012).

### **Importância das macroalgas**

A importância das macroalgas no meio marinho tem início na própria biota, como base da cadeia trófica, como refúgio para invertebrados e peixes, e como componentes principais nos ciclos biogeoquímicos. Sendo assim, a mudança na fisionomia ou a perda de assembleias de macroalgas pode levar à perda de outros organismos da cadeia, fragilizando o ambiente e tendo consequências importantes para o homem. Deste modo, assembleias fitobentônicas são consideradas excelentes descritores dos ecossistemas (Borowitzka 1972, Taouil & Yoneshigue-Valentin 2002), sendo amplamente utilizadas para caracterizar e monitorar os ecossistemas aquáticos, através de dados de composição de espécies e abundância (Mannino 2010, Fujii & Soares 2011).

Economicamente as macroalgas tem grande importância como fontes de produtos naturais largamente utilizados na indústria farmacêutica, de alimentos e química (Vasconcelos & Gonçalves 2013), e ainda representam um recurso natural estratégico para o desenvolvimento biotecnológico (Reis et al. 2006, Chow 2014).

### **Macroalgas como bioindicadoras através do conceito da Diversidade Funcional**

Por causa da sua rápida resposta às mudanças ambientais, populações de algas têm sido referidas como uma ferramenta útil na determinação de impactos em ecossistemas aquáticos, através de alterações na composição e diversidade de espécies (Borowitska 1972, Benedetti-Cecchi et al. 2001, Taouil & Yoneshigue-Valentin 2002, Arévalo et al. 2007, Junshum et al. 2008, Gaspar et al. 2012).

Mudanças nos padrões de distribuição de assembleias marinhas no tempo e no espaço tem sido reportadas pelo mundo como consequência das mudanças no ambiente via distúrbios naturais ou antropogênicos (Steneck & Dethier 1994, Benedetti-Cecchi et al. 2001, Orfanidis et al. 2001). O declínio, ou mesmo o desaparecimento de muitas algas perenes, tem sido indicado como um impacto de grande relevância (Díez et al. 2012). Assim, a presença ou ausência de uma determinada espécie pode indicar o estado ambiental daquele ecossistema (Teixeira 1987, Chapman 1989, Steneck & Dethier 1994, Taouil & Yonshigue-Valentin 2002, Oliveira & Qi 2003, Loureiro 2007, Horta et al. 2008, Pagliosa et al. 2012).

O conceito da Diversidade Funcional está relacionado com a presença ou ausência de atributos morfológicos e funcionais das espécies e sua interação com o funcionamento do ambiente. Assim, mudanças no ambiente podem ser refletidas na diversidade de atributos funcionais das espécies, interferindo no modelo de nichos, na competição por recursos e, enfim, na capacidade do ambiente de tolerar distúrbios de qualquer natureza (Littler & Littler 1984, Steneck & Dethier 1994, Orfanidis *et al.* 2001, 2011, Dencheva 2008).

O modelo desenvolvido por Steneck & Dethier (1994) considera que uma comunidade de macroalgas é uma assembleia de grupos funcionais que apresentam características anatômicas e morfológicas diretamente relacionadas ao ambiente. Relacionando os morfotipos das macroalgas com o fator herbivoria estes autores realizaram um estudo em que agruparam as espécies em sete grupos morfofuncionais, e constataram que a diversidade dos grupos funcionais diminui conforme a intensidade e a frequência do distúrbio aumenta. Apesar do estudo de Steneck & Dethier (1994) ter tido como foco a herbivoria como fator de distúrbio, este modelo tem sido amplamente

utilizado para refletir mudanças nos padrões da estrutura de assembleias de macroalgas (Arenas et al. 2006, Laquila 2006, Reis 2009, White & Shurin 2011, Pagliosa et al. 2012)

Díez (2012) comenta que a abundância de formas corticadas pode ser uma medida na comunidade para avaliar a qualidade da água. Segundo este autor a diversidade de macroalgas parece se recuperar lentamente depois que a qualidade do ambiente melhora, de modo que a melhoria da qualidade ambiental pode levar a um aumento no percentual de ocorrência das macroalgas morfologicamente complexas.

Orfanidis et al. (2001, 2011) a partir de estudos morfológicos, fisiológicos e da história de vida (longevidade e sucessão) juntamente com dados de distribuição em diferentes gradientes de eutrofização, classificou as macroalgas bentônicas em dois principais grupos de status ecológicos (ESG – *Ecological Status Group*). Os autores relatam que as formas filamentosas, ou as de morfologia mais simples, de ciclo de vida curto e oportunistas caracterizam ambientes perturbados, já que algumas espécies podem se beneficiar da situação perturbadora, como no caso da *Ulva* spp., que tolera ambientes com altas taxas de compostos orgânicos. E o oposto acontece em ambientes não perturbados, onde há maior ocorrência de espécies corticadas, de ciclo de vida longo, estruturadoras do ambiente.

Ao redor do mundo as macroalgas marinhas têm sido utilizadas como ferramenta para diagnosticar a degradação ambiental, como por exemplo, na Ásia (Reopanichkul et al. 2009), na costa da Irlanda, Escócia e Inglaterra (Wells et al. 2007, Wilkinson et al. 2007), na costa da Espanha (Gorostiaga & Díez, 1996, Juanes et al. 2008), no mar do Caribe (Littler et al. 2010), no mar Vermelho (Bahartan et al. 2010), no Mediterrâneo (Orfanidis et al. 2001, Terlizzi et al. 2002, Ballesteros et al. 2007, Orfanidis et al. 2007) e em Portugal (Lima 2013). No Brasil, destacam-se os estudos realizados nas baías de: Guanabara (Teixeira et al. 1987, Taouil & Yoneshigue-Valentin 2002), de Santos

(Berchez & Oliveira 1992, Oliveira & Qi 2003), de Sepetiba (Reis & Yoneshigue-Valentin 1998, Amado-Filho et al. 2003, Széchy et al. 2005, Reis 2009), de Todos os Santos (Marins-Rosa et al. 2005, Marins et al. 2008) e na Lagoa Rodrigo de Freitas (Loureiro 2007).

A classificação proposta por Steneck & Dethier (1994) é composta pelas categorias: (C) corticadas, (CR) coriáceas, (CA) calcárias articuladas, (F) foliáceas, (FT) filamentosas. A classificação que segue o estudo de Orfanidis et al. (2001) foi utilizada de forma simplificada, na qual ESG I se refere aos táxons de estado sucessional tardio, de ciclo de vida longo e morfologia mais complexa, e ESG II se refere àquelas oportunistas, de ciclo de vida curto e morfologia simples conforme mostra a Tabela 1.

Tabela 1: Grupos de Status Ecológicos para classificação das algas. Adaptado de Orfanidis et al. (2011).

Grupo Ecológico	Características		
ESG I	Algas de crescimento mais lento e com maior longevidade. Talo mais espesso (ereto ou prostrado), podendo ser calcificado. Ocorrência tardia em eventos de sucessão	A	Talo perene
		B	Ao menos a porção basal do talo é perene
		C	Calcificadas
ESG II	Algas de rápido crescimento e com ciclo de vida curto. Talo mais finos e flácidos (baixa ou nenhuma corticação). Ocorrência como oportunista em eventos de sucessão	A	Flácidas ou pouco corticadas
		B	Filamentosas

### Baía de Sepetiba

A Baía de Sepetiba (22°35'S, 44°03'W) é um estuário semiaberto com 447 km<sup>2</sup> de área (Barcellos 1995, Wasserman 2005), localizada no litoral sul do estado do Rio de Janeiro, reconhecida como Área de Relevante Interesse Ecológico pela constituição do Estado do Rio de Janeiro, artigo 269, VI (ALERJ). É margeada por 3 grandes cidades (Rio de Janeiro, Itaguaí e Mangaratiba) e constitui um dos maiores polos industriais do estado (SEMADS 2001).



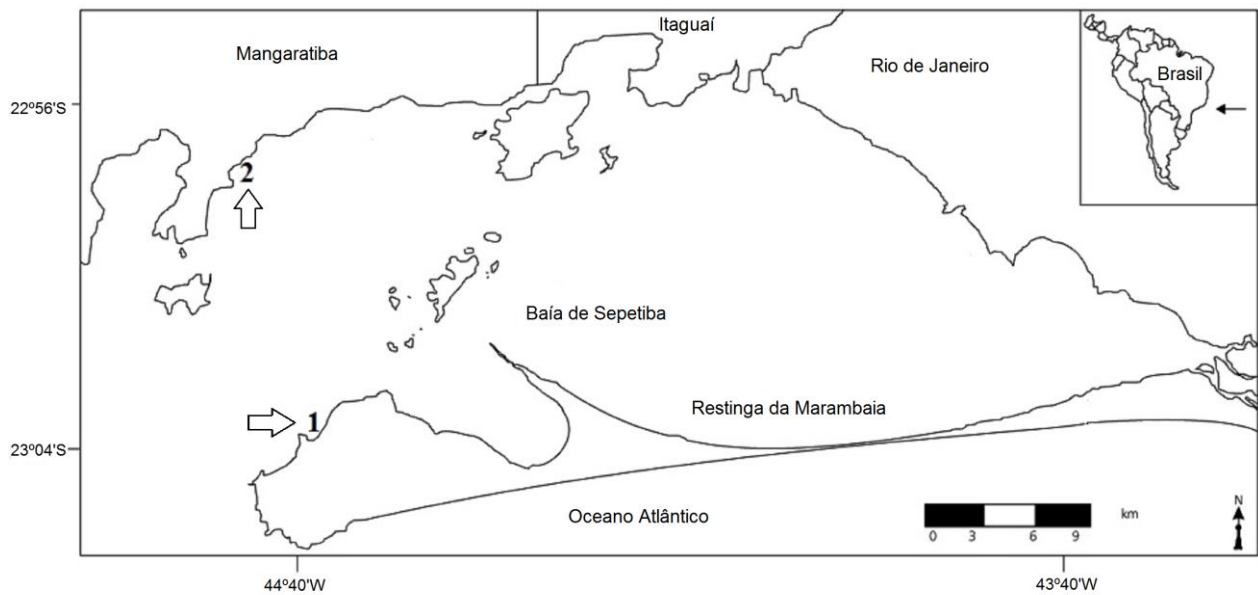


Figura 1. Mapa da Baía de Sepetiba e sua localização no litoral brasileiro. Sítio 1, Praia do Kutuca e sítio 2, Praia de Ibicuí. Mapa adaptado de Menezes & Araujo (2000).

Esta baía sofre impactos consideráveis, tanto naturais, através do deságue de muitos rios (dentre estes o Guandu) e do aporte de sedimentos proveniente da Serra do Mar (Molisani et al. 2004), quanto das mais diversas atividades antropogênicas, dentre as quais, os aportes de rejeitos industriais são muito significativos e os aportes de resíduos domésticos vem sendo incrementados (Wasserman 2005).

A população na região (cerca de 140.000 habitantes) é essencialmente urbana, em decorrência do abandono das atividades agrícolas tradicionais e substituição por atividades industriais (siderurgia e mineração) e empreendimentos imobiliários (Carreira et al. 2009).

As informações sobre o número de indústrias instaladas no entorno da Baía de Sepetiba são escassas. Estima-se algo em torno de 400 indústrias (Costa 2010, Molisani et al. 2004), distribuídas entre indústrias metalúrgicas, químicas, petroquímicas, têxteis, de bebidas, de beneficiamento de minerais não metálicos, além do Porto de Sepetiba (atualmente, Porto de Itaguaí) que carrega e descarrega minério de ferro, do Porto de

Mangaratiba, de estaleiros, e muitas outras atividades industriais de pequeno porte que de forma mais ou menos intensa tem alguma influência sobre a baía.

Um dos grandes problemas ambientais existentes na Baía de Sepetiba é a alta concentração de metais e sua consequência negativa para a saúde dos seus ecossistemas (Pfeiffer et al. 1985, Amado-Filho & Pfeiffer 1998, Lima Junior et al. 2002, Amado-Filho 2003, Gomes et al. 2009). Apesar deste tipo de contaminação na água, sedimento e biota ter sido amplamente estudada na Baía de Sepetiba (Karez et al. 1994, Amado-Filho et al. 1997, Kehrig et al. 1998, Lima Junior et al. 2002, Amado-Filho et al. 2004, Molisani et al. 2004, Gomes et al. 2009, Ferreira et al. 2010, Wasserman et al. 2013), os estudos sobre a contaminação orgânica são incipientes (Carreira et al. 2009). Vale ressaltar que a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – 2008 não aponta nenhuma rede de tratamento de esgoto para o município de Mangaratiba (IBGE 2014).

Na Baía de Sepetiba, a flora ficológica foi extensivamente estudada por Pedrini (1980 - dados não publicados) que em 79 localidades com diferentes habitats, citou 171 espécies de macroalgas (34 Chlorophyta, 26 Ochrophyta e 111 Rhodophyta). Outras citações de macroalgas para a Baía de Sepetiba foram feitas por Reis & Yoneshigue-Valentin (1998), Széchy & Paula (2000) e Amado Filho et al. (2003). Amado Filho et al. (2003) caracterizaram a estrutura de comunidades fitobentônicas da região sublitorânea de 5 praias desta baía, listando 92 espécies (18 Chlorophyta, 14 Ochrophyta e 60 Rhodophyta), sendo 16 novas citações para a área. Os dados existentes apontam para uma rica flora ficológica na Baía de Sepetiba (Amado Filho & Marins 2004). O estudo de Széchy et al. (2005) relata que das 96 espécies identificadas (20 Chlorophyta, 16 Ochrophyta, 60 Rhodophyta), 12 não haviam sido citadas anteriormente para a área de estudo.

## Os sítios de estudo

O estudo foi realizado em dois sítios amostrais no município de Mangaratiba, RJ: na praia do Kutuca, Ilha da Marambaia (43°59'35" W e 23°04'00" S) e na Praia de Ibicuí, também conhecida como Praia Vermelha (44°01'33.6" W 22°57'45.6" S). Estes locais foram escolhidos por existirem dados pretéritos sobre suas assembleias fitobentônicas, e por, num passado recente, apresentarem alta diversidade e abundância (Pedrini 1980, Reis & Yonehigue-Valentin 1998, Amado Filho et al. 2003, Reis 2009).

A Praia do Kutuca está localizada na Ponta da Ilha da Marambaia, no principal canal de circulação da Baía de Sepetiba, de frente à Ponta dos Castelhanos na Ilha Grande. Pelo canal onde se encontra esta praia passam navios de grande porte rumo ao Porto de Itaguaí (observação pessoal). O estudo foi realizado no costão esquerdo da praia, onde antes havia grande área de matacões no infralitoral que davam continuidade ao costão exposto e mesmo local de coleta de Reis (2009). Durante este estudo a área dos matacões submersos apresentou-se recoberta por um banco de areia, restando apenas pequena área com pedras. As influências antrópicas desta praia são provenientes das poucas famílias quilombolas que habitam a ilha, da sua atividade de pesca artesanal, das atividades da Organização Militar Centro de Adestramento da Ilha da Marambaia (CADIM) e provavelmente do deslocamento de sedimento por ocasião das dragagens para aprofundamento do canal para a passagem de navios.

Reis (2009) realizou amostragens do tipo destrutivas, seguindo a metodologia proposta por De Wreede (1985), na Praia do Kutuca, entre 2003 e 2005 e constatou uma diminuição da riqueza e menor abundância das espécies ao comparar seus resultados com os das amostragens realizadas no mesmo local em 1999 por Amado Filho *et al.* (2003).

A Praia de Ibicuí é continental, situa-se nas proximidades da ilha Guaíba, em frente ao canal principal de circulação da Baía de Sepetiba. Também apresenta matacões no infralitoral. É cercada por construções, recebe efluentes domésticos sem tratamento (observação pessoal), e possui atividade turística intensa principalmente no verão.



Figura 2. Sítios de coleta: A- Praia do Kutuca, Ilha da Marambaia, vista do local de coleta. B- Praia de Ibicuí, Mangaratiba. Fotos: Juliana Magalhães e Joel C. De Paula, respectivamente.

Reis & Yoneshigue-Valentin (1998) comentam que a fisionomia da Praia de Ibicuí composta por algas de maior porte, como *Sargassum* sp., *Hypnea* sp., *Codium* sp. e *Dictyota* sp. foi modificada por distúrbios naturais, quando passou a ocorrer maior percentual de filamentosas e algas corticadas com tamanho reduzido. As autoras relatam que a assembleia de macroalgas desta praia também pode ter sofrido interferência das obras de dragagens para ampliação do Porto de Itaguaí, iniciadas em meados de abril/1995, que conseqüentemente, devem ter aumentado a turbidez de água e acarretado a remobilização de elementos químicos, modificando a qualidade da água da baía. As coletas foram realizadas no mesmo trecho do costão utilizado por Reis & Yoneshigue-Valentin (1998).

A compreensão dos efeitos das mudanças ambientais sobre as comunidades biológicas é fundamental para embasar planos de manejo visando à conservação de ecossistemas. Sendo assim, avaliar distúrbios em comunidades fitobentônicas pode ajudar, ainda, a esclarecer desequilíbrios em outros níveis da cadeia, e assim criar subsídios para a previsão de cenários futuros e para a geração de estratégias para a conservação e fornecer informações para a elaboração do Plano de Desenvolvimento Sustentável da Baía de Sepetiba – PDS-Sepetiba, que faz parte do Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro - PNGC, instituído pela Lei Federal nº 7.661, de 16 de maio de 1988, fundamentado na Política Nacional de Meio Ambiente (INEA 2012).

### **Hipótese e objetivo**

Diante das informações sobre a saúde ambiental da Baía de Sepetiba, do aumento da população e das indústrias, do aumento da capacidade dos portos da região, das alterações na estrutura das assembleias fitobentônicas, e da constante e crescente pressão antropogênica que sofre esta área, a hipótese da diminuição dos táxons mais representativos e da biomassa de macroalgas do infralitoral em diferentes locais da Baía de Sepetiba foi investigada. O objetivo deste estudo foi caracterizar a estrutura das assembleias de macroalgas bentônicas em duas praias, verificar a variação na abundância e diversidade destas assembleias nas estações secas e chuvosas e comparar os resultados com dados pretéritos.

## Referências bibliográficas

- ALERJ. 2014. Assembleia Legislativa do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em:  
<http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/constest.nsf/045b885516d32f5403256536004c7e14/906280f2d77475330325667a00637334?OpenDocument>. Acesso em Agosto de 2014
- Amado Filho, G. M. & Marins, B. V. 2004. Fitobentos. Cap. 6, pp. 37-45. In: M.C. Villac; F.C. Fernandes; S. Jablonski; A.C. Leal Neto & B.H. Coutinho (eds.). A biota da área sob influência do Porto de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil: levantamento de dados pretéritos. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Amado Filho, G. M., Karez, C. S., Andrade, L. R., Yoneshigue-Valentin, Y., & Pfeiffer, W. C. 1997. Effects on growth and accumulation of zinc in six seaweed species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 37(3), 223–8.
- Amado-Filho, G. M., Barreto, M. B. B. B., Marins, B. V, & Felix, C. 2003. Estrutura das comunidades fitobentônicas do infralitoral da Baía de Sepetiba, RJ , Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 26(3), 329–342.
- Amado-Filho, G. M., Creed, J. C., Andrade, L. R., & Pfeiffer, W. C. 2004. Metal accumulation by *Halodule wrightii* populations. *Aquatic Botany*, 80(4), 241–251.
- Amado-Filho, G. M. & Pfeiffer, W. C. 1998. Utilização de macrófitas marinhas no monitoramento da contaminação por metais pesados: o caso da Baía de Sepetiba, RJ. *Acta Botanica Brasilica*. 12(3): 411-419.

- Arenas, F., Sánchez, I., Hawkins, S. J., & Jenkins, S. R. 2006. The invasibility of marine algal assemblages : role of functional diversity and identity. *Ecology*, 87(11), 2851–2861.
- Arévalo, R., Pinedo, S., & Ballesteros, E. 2007. Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6), 104–13.
- 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., & de 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(1-6), 172–80.
- Barcellos, C. 1995. Geodinâmica de Cádmio e Zinco na Baía de Sepetiba. Tese de Doutorado em Geoquímica Ambiental. Universidade Federal Fluminense. 148p.
- Benedetti-Cecchi, L. 2001. Beyond Baci : Optimization of environmental sampling designs through monitoring and simulation. *Ecological Applications*, 11(3), 783–799.
- Berchez, F.A.S & Oliveira, E.C. 1992. Temporal changes in benthic marine flora of the Baía de Santos, SP, Brazil, over the last four decades. *In: CORDEIRO-MARINO, M. et al.* (eds). *Algae and environment: a general approach*. Sociedade Brasileira de Ficologia/Cetesb, São Paulo. 120-131.
- Borowitzka, M. A. 1972. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. *Australian Journal of Marine & Freshwater Research*. 23, 73–84.

- Carreira, R. S.; Ribeiro, P. V.; Silva, C. E. M.; Farias, C. O. 2009. Hydrocarbons and sterols as indicators of source and fate of organic matter in sediments from Sepetiba Bay, Rio de Janeiro. *Química Nova*. vol.32 no.7. 1805-1811.
- Chapman, D.V. 1989. Concepts and strategies for biological monitoring. London, GEMS/Monitoring and assessment Research Center, 25 p.
- Chow, F. 2014. Biodiversidade fisiológica e química de macroalgas ecológica e economicamente importantes. Disponível em: <http://www.bv.fapesp.br/pt/auxilios/84826/biodiversidade-fisiologica-e-quimica-de-macroalgas-ecologica-e-economicamente-importantes/>. Acesso em 08 de Agosto de 2014.
- Costa, L. C. 2010. Aplicação do sistema de projeção de poluição industrial (Modelo IPPS): estudo de caso - bacia hidrográfica da Baía de Sepetiba. Dissertação de Mestrado. Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca. Área. 97p.
- De Wreede, R.E. 1985. Destructive (harvest) sampling. *In*: Littler, M.M. & Littler, D.S. (eds.) *Handbook of Phycological Methods Ecological Field Methods: Macroalgae*. Cambridge University Press, New York. 147-160.
- Dencheva, K. H. 2008. Influence of the anthropogenic stress on macrophytobenthic communities. *Phytologia Balcanica*, 14(3), 315–321.
- Díez, I., Santolaria, A, Muguerza, N., & Gorostiaga, J. M. 2013. Measuring restoration in intertidal macrophyte assemblages following sewage treatment upgrade. *Marine Environmental Research*, 84, 31–42.
- Díez, I; Bustamante, M.; Santolaria, A.; Tajadura, J.; Muguerza, N.; Borja, A.; Muxika, J.; Saiz-Salinas, J.I. & Gorostiaga, J.M. 2012. Development of a tool for assessing



the ecological quality status in intertidal coastal rocky assemblages, within the Atlantic Iberian coasts. *Ecological Indicators*, 12: 58-71.

Ferreira, A. P., Horta, M. A. P., & Cunha, C. D. L. D. N. 2010. Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, na água e nos órgãos de *Nycticorax nycticorax* (Garça-da-noite) na baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Revista Gestão Costeira Integrada*, 10(2), 229–241.

Fujii, M. T. & Soares, L. P. 2011. Uso dos tipos morfofuncionais na caracterização da comunidade de macroalgas epífitas da praia de Boa Viagem, Recife - PE, Brasil. X Congresso de Ecologia do Brasil, 16 a 22 de Setembro de 2011, São Lourenço – MG.

Gaspar, R., Pereira, L., & Neto, J. M. 2012. Ecological reference conditions and quality states of marine macroalgae sensu Water Framework Directive: An example from the intertidal rocky shores of the Portuguese coastal waters. *Ecological Indicators*, 19, 24–38.

Gomes, F. C., Godoy, J. M., Godoy, M. L. D. P., Carvalho, Z. L., Lopes, R. T., Sanchez-Cabeza, J. A., Lacerda, L. D., Wasserman, J. C. 2009. Metal concentrations, fluxes, inventories and chronologies in sediments from Sepetiba and Ribeira Bays: a comparative study. *Marine Pollution Bulletin*, 59(4-7), 123–133

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.

- Harley, C. D. G., Anderson, K. M., Demes, K. W., Jorve, J. P., Kordas, R. L., Coyle, T. a., & Graham, M. H. 2012. Effects of climate change on global seaweed communities. *Journal of Phycology*, 48(5), 1064–1078.
- Horta, P. A. 2000. Macroalgas do infralitoral do sul e sudeste do Brasil: taxonomia e biogeografia. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo. São Paulo, 301p.
- Horta, P. A., Salles, J. P., Bouzon, J. L., Scherner, F., Cabral, Q., & Bouzon, Z. L. 2008. Composição e estrutura do fitobentos do infralitoral da reserva biológica marinha do Arvoredo, Santa Catarina, Brasil – implicações para a conservação. *Oecologia Brasiliensis*, 12(2), 243–257.
- Horta, P. A., Vieira-pinto, T., Martins, C. D. L., Sissini, M. N., Ramlov, F., Lhullier, C., Scherner, F.; Sanches, P. F.; Farias, J. N.; Bastos, E.; Bouzon, J. L.; Munoz, P.; Valduga, E.; Arantes, N. P.; Batista, M. B.; Riul, P.; Almeida, R. S.; Paes, E.; Fonseca, A.; Schenkel, E. P.; Rorig, L.; Bouzon, Z.; Barufi J. B.; Colepicolo, P.; Yokoya, N.; Copertino, M. S.; Oliveira, E. C. 2012. Evaluation of impacts of climate change and local stressors on the biotechnological potential of marine macroalgae - a brief theoretical discussion of likely scenarios. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 22(4), 768–774.
- IBGE. 2014. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=330260>. Acesso em 12 de Outubro de 2014.
- INEA. 2012. Instituto Estadual do Ambiente. Governo do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/fma/gerenciamento-costeiro.asp#n03>. Acesso em: 15/agosto/2012

- Jara, V., Miyamoto, J., Gama, B., Molis, M., Wahl, M., & Pereira, R. 2006. Limited evidence of interactive disturbance and nutrient effects on the diversity of macrobenthic assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 308, 37–48.
- 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(4), 351–359.
- Junshum, P., Choonluchanon, S., & Traichaiyaporn, S. 2008. Biological indices for classification of water quality around Mae Moh power plant, Thailand. *Maejo International Journal of Science and Technology*, 2(01), 24–36.
- Karez, C. S., Magalhaes, V. F., Pfeiffer, W. C., & Amado Filho, G. M. 1994. Trace metal accumulation by algae in Sepetiba Bay, Brazil. *Environmental Pollution*, 83, 351–356.
- Kehrig, H. A., Malm, O., & Moreira, I. 1998. Mercury in a widely consumed fish *Micropogonias furnieri* (Demarest, 1823) from four main Brazilian estuaries. *The Science of the Total Environment*, 213, 263–271.
- Laquila, V. D. E. 2006. Estrutura de comunidades de algas marinhas bentônicas no Canal de São Sebastião, SP e presença dos hidrocarbonetos de petróleo. Dissertação de mestrado. Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo. 148p.
- Levin, S. A. & Paine, R. T. 1974. Disturbance, patch formation, and community structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 71(7), 2744–2747.
- Lima Junior, R. G. de S.; Araújo, F. G.; Maia, M. F.; Pinto, A. S. S. B. 2002. Evaluation of heavy metals in fish of the Sepetiba and Ilha Grande bays, Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Research*, 89(2), 171–179.

- Lima, A.L.C. 2013. Identificação e caracterização da flora algal e avaliação do estado ecológico de praias do conselho de Peniche. Dissertação de mestrado. Departamento de ciências da vida. Faculdade de ciências e tecnologia- Universidade de Coimbra. Portugal. 148p.
- Littler, M. M., Littler, D. S., & Brooks, B. L. 2010. Marine macroalgal diversity assessment of Saba Bank, Netherlands Antilles. *PloS One*, 5(5), e10677.
- Littler, M. M.; Littler, D. S. 1984. Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 74: 13-34.
- Loureiro, R R. 2007. Caracterização das assembleias de macroalgas da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico. 61p.
- Magurran, A. E., 2013. Medindo a diversidade biológica. Tradução Dana Moiana Vianna. Curitiba: Ed. Da UFPR. 261p
- Mannino, A. M. 2010. Temporal and spatial variation of the algal community in a southern Mediterranean shallow system. *Cryptogamie, Algologie*. 31 (2): 255-272
- 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. 255-274.

- Menezes, L. F. T. & Araujo, D. S. D. De. 2000. Variação da biomassa aérea de *Allagoptera arenaria* (Gomes) O. Kuntze (Arecaceae) em uma comunidade arbustiva de Palmae na Restinga de Marambaia, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*, 60(1): 147-157.
- Molisani, M. M.; Marins, R. V.; Machado, W.; Paraquetti, H. H. M.; Bidone, E. D., Lacerda, L. D. 2004. Environmental changes in Sepetiba Bay, SE Brazil. *Regional Environmental Change*, 4(1), 17–27.
- 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: A Journal of the Human Environment* 32: 403-405.
- Oliveira, E.C., Horta P.A., Amancio C.E. & Sant-Anna, C.L. 2002. Algas e angiospermas marinhas bêmicas do litoral brasileiro: diversidade, exploração e conservação. *In: Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeiras e marinhas*. (Ministério do Meio Ambiente, ed.). Brasília. Disponível em: [http://www.anp.gov.br/brasilrounds/round6/guias/PERFURACAO/PERFURACAO\\_R6/refere/plantas\\_marinhas.pdf](http://www.anp.gov.br/brasilrounds/round6/guias/PERFURACAO/PERFURACAO_R6/refere/plantas_marinhas.pdf). Acesso em Julho de 2014.
- Orfanidis, S., & Panayotidis, P. 2011. Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. *Mediterranean Marine Science*, 12(1), 199–231.
- 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; Papathanasiou, V. & Gounaris, S. 2007. Body size descriptor of *Cymodocea nodosa* indicates anthropogenic stress in coastal ecosystems. *Transitional Waters Bulletin* 2:1- 7.
- Pagliosa, P. R., Cantor, M., Scherner, F., Beatriz, M., Otegui, P., Lemes-silva, A. L., Martins, C. D. L., Alves, G. F., Fonseca, A., Horta Junior, P. A. 2012. Influence of piers on functional groups of benthic primary producers and consumers in the channel of a subtropical coastal lagoon. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(1), 65–73.
- Pedrini, A.G. 1980, dados não publicados. Algas marinhas bentônicas da Baía de Sepetiba e arredores (Rio de Janeiro). Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Pfeiffer, W. C., Lacerda, L. D., Fiszman, M., Lima, N. R. W. 1985. Metais pesados em itens de pescado da Baía de Sepetiba. *Ciência Cultura* 37, 297-302.
- Pinedo, S., García, M., Satta, M. P., de Torres, M., & Ballesteros, E. 2007. Rocky-shore communities as indicators of water quality: a case study in the Northwestern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6), 126–35.
- Pinedo, S., Zabala, M., & Ballesteros, E. 2013. Long-term changes in sublittoral macroalgal assemblages related to water quality improvement. *Botanica Marina*, 56(5-6), 461–469.
- Reis, R. P. 2009. Caracterização da assembleia fitobentônica da praia do Kutuca, ilha da Marambaia, baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 23(2), 297–304.

- Reis, R. P., & Yoneshigue-Valentin, Y. 1998. Variação espaço-temporal de populações de *Hypnea musciformis* (Rhodophyta, Gigartinales) na baía de Sepetiba e Armação dos Búzios, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 12(3), 465–483.
- Reis, R. P., Caldeira, A. Q., Miranda, A. P. D. S., & Barros-Barreto, M. B. 2006. Potencial para maricultura da carragenófita *Hypnea musciformis* (Wulfen) J.V. Lamour. (Gigartinales-Rhodophyta) na Ilha da Marambaia, Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 20(4), 763-769.
- 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(9), 1356-1362.
- SEMADS. 2001. Bacias Hidrográficas e Recursos Hídricos da Macrorregião Ambiental 2 - Bacia da Baía de Sepetiba. Rio de Janeiro: Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Estado do Rio de Janeiro, v.4.79 p.
- Steneck, R. S., & Dethier, M. N. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos*, 69(3), 476–498.
- Széchy, M. T. M. D. E., & Paula, E. J. 2000. Padrões estruturais quantitativos de bancos de Sargassum (Phaeophyta, Fucales) do litoral dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 23(2), 121–132.
- Széchy, M. T. M., Amado-Filho, G. M., Cassano, V., De Paula, J. C., Barros-Barreto, M. B., Reis, R. P., Marins-Rosa, B. V., Moreira, F. M. 2005. Levantamento florístico das macroalgas da baía de Sepetiba e adjacências, RJ: ponto de partida para o Programa GloBallast no Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 19(3), 587–596.

- Taouil, A., & Yoneshigue-valentin, Y. 2002. Alterações na composição florística das algas da Praia de Boa Viagem (Niterói, RJ). *Revista Brasileira de Botânica*, 25(4), 405–412.
- Teixeira, V.L., Pereira, R.C., Marques Junior, A.N., Leitão Filho, C.M. & Silva, C.A.R. 1987. Seasonal variations in infralittoral seaweed communities under a pollution gradient in baía de Guanabara, Rio de Janeiro (Brazil). *Ciência & Cultura* 39:423-428.
- Terlizzi, A.; Frascchetti, S.; Guidetti, P. & Boero, F. 2002. The effects of sewage discharge on shallow hard substrate sessile assemblages. *Marine Pollution Bulletin* 44:544-550.
- Vasconcelos, B. M. F. & Gonçalves, A. A. 2013. Macroalgas e seus usos – alternativas para as indústrias brasileiras. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*. v. 8, n. 5, p. 125 - 140.
- Walker, D. I., & Kendrick, G. 1998. Threats to Macroalgal Diversity: Marine Habitat Destruction and Fragmentation, Pollution and Introduced Species. *Botanica Marina*, 41(1-6), 105–112.
- Wasserman, J. C. 2005. O impacto da mobilização química de metais durante um serviço de dragagem na Baía de Sepetiba para o Terminal marítimo da CSA. Mobilidade de metais em Sepetiba. Disponível na Internet via [http://www.uff.br/remadsuff/BibVirtual/Relatdragagem\\_CSA%20-Sepetiba%20Monitoramentos.pdf](http://www.uff.br/remadsuff/BibVirtual/Relatdragagem_CSA%20-Sepetiba%20Monitoramentos.pdf) . Acesso em 08/Abril/2012.



- Wasserman, J. C., Barros, S. R., & Lima, G. B. A. 2013. Planning dredging services in contaminated sediments for balanced environmental and investment costs. *Journal of Environmental Management*, 121, 48–56.
- 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(1-6), 151–61.
- White, L. F., & Shurin, J. B. 2011. Density dependent effects of an exotic marine macroalga on native community diversity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 405(1-2), 111–119.
- 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.

**Mudanças na estrutura das assembleias de macroalgas em uma baía da região  
temperada quente após mais de uma década**

Aline Queiroz Caldeira<sup>1</sup>, Joel Campos De Paula<sup>1</sup>, Renata Perpetuo Reis<sup>2</sup> & Rodolfo  
Gutterres Giordano<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Avenida Pasteur, 458, laboratório  
409, 22290-255, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

<sup>2</sup>Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rua Pacheco Leão, 915,  
22460-030, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

Palavras-chave: Baía de Sepetiba, biodiversidade, grupos funcionais, macroalgas, status  
ecológico.

Biodiversidade

Autor para correspondência: Prof. Dr. Joel Campos De Paula

E-mail: depaula.joelc@gmail.com

**Abstract** - (Changes in the phytobenthic assemblages structure on two beaches in the Sepetiba Bay, southeast coast of Brazil.) Macroalgal assemblages are widely used to characterize and monitor aquatic ecosystems through changes in the composition and abundance. The Sepetiba Bay is an estuary that undergoes constant and growing anthropogenic pressure. The objective of this study was to characterize the structure of benthic macroalgae in assemblages of two beaches, checking the variation in abundance and functional diversity and compare the results with past tenses data. The destructive sampling used six random plots (25x25 cm) in each of two 20-meter long lines horizontal to the rocky shore. The seaweeds were preserved in 4% formalin, identified, washed, dried at 60°C and weighed. For the analysis of the data was used PERMANOVA. The decrease in total biomass for both beaches was found as well as changing the physiognomy profile meetings. There was a predominance of corticated algae, but the taxa that constituted this group were classified as Ecological Status Group II, which indicates that the studied sites are in the degradation process.

## Introdução

A maioria das baías brasileiras está situada em áreas de intenso impacto antrópico devido à tendência global pela litoralização das populações humanas. A Baía de Sepetiba é um estuário semi-aberto localizada na região metropolitana do estado do Rio de Janeiro (SEMA 1998). Por estar na segunda maior região metropolitana brasileira com mais de doze milhões de habitantes (IBGE 2014) e em seu entorno um dos maiores portos brasileiros, além de empresas mineradoras, siderúrgicas, petroquímicas, entre outras (INEA 2014), esta baía vem passando por danos ambientais, como o despejo de efluentes e as altas concentrações de metais (Pfeiffer et al. 1985, Lima Junior et al. 2002, Amado-Filho 2003, Gomes et al. 2009). Outro distúrbio antrópico são as constantes dragagens para manutenção do canal de navegação de acesso aos portos desta baía que causam o assoreamento das margens próximas ao canal e a suspensão de sedimentos contaminados por metais (Pfiffer 1998, Wasserman 2005).

As alterações na composição e na diversidade das assembleias de macroalgas e análise dos grupos morfofuncionais têm sido uma ferramenta útil na determinação de impactos em ecossistemas aquáticos (Steneck & Dethier 1994, Orfanidis et al. 2001, 2011, Guinda et al. 2008, Juanes et al. 2008, Junshum et al. 2008, Reis 2009, Wong et al. 2010, Veiga et al. 2013, Becherucci et al. 2014). O monitoramento de comunidades marinhas em especial com o uso de macroalgas, como organismos chave na determinação do status de qualidade ecológica de águas, vem sendo utilizado na conservação e no gerenciamento e subsidia as políticas públicas tanto na Europa - *European Water Framework*-, quanto nos Estados Unidos da América - *National Environmental Policy Act* (Orfanidis et al. 2001, 2011, Ballesteros et al. 2007, Pinedo et al. 2007, 2013, Wells et al. 2007, Guinda et al. 2008, Gaspar et al. 2012, Veiga et al. 2013, Foley et al. 2013).

Poucas avaliações das mudanças ambientais têm sido realizadas para subsidiar ações mitigadoras visando a conservação de ambientes marinhos e estuarinos no Brasil. Partindo da premissa que danos ambientais estão ocorrendo na Baía de Sepetiba, foram avaliadas as assembleias de macroalgas, em um sítio localizado no interior e outro próximo à saída desta baía, para comparação com resultados obtidos a cerca de duas décadas. Através das espécies dominantes classificadas em grupos funcionais (Steneck & Dethier 1994) e em grupos de status ecológicos – ESG (*Ecological Status Group*, Orfanidis et al. 2001) foi avaliada a qualidade ambiental desta baía.

O modelo desenvolvido por Steneck & Dethier (1994) considera que uma comunidade de macroalgas é uma assembleia de grupos funcionais que apresentam características anatômicas e morfológicas diretamente relacionadas ao ambiente. Deste modo, agrupando as espécies em sete grupos morfofuncionais, os autores constataram que a diversidade dos grupos funcionais diminui conforme a intensidade e a frequência do distúrbio aumenta.

A classificação dos grupos de status ecológicos (ESG) foi desenvolvida por Orfanidis et al. (2001) como parte do Índice de Avaliação Ecológica (EEI), criado para avaliar o estado ecológico de águas costeiras e de águas transicionais. O EEI tem sua origem na Europa, em decorrência da política sustentável da água enquadrada pela *European Water Framework Directive*, cujo objetivo é que todos os corpos de água europeus estejam, em bom estado ecológico até 2015.

Baseados em abundância e composição da estrutura das assembleias de macroalgas, diversos estudos testaram a eficiência da classificação e do índice desenvolvidos por Orfanidis et al. (2001). Dencheva (2001) avaliou através do EEI o status ecológico de zonas costeiras no Mar Negro, e comentou que os modelos para a estimativa das classes de estado ecológico com base nos grupos morfofuncionais são mais

confiáveis e sensíveis do que aqueles que usam características estruturais das comunidades. Panayotidis et al. (2004) comparou quatro índices diferentes e concluiu que EEI foi um dos melhores, indicando o padrão de perturbação da área de estudo. Neto et al. (2012) utilizaram a classificação de ESG junto com outros índices de avaliação ambiental para desenvolver o MAR-Mat (*Marine Macroalgae Assessment Tool*), que se mostrou uma ferramenta eficaz na avaliação de ambientes costeiros em Portugal. Gabriel et al. (2014) utilizou o EEI e mais dois índices europeus para avaliar a qualidade ambiental de águas costeiras de seis ilhas Açorianas, tendo identificado como “bom” e “excelente” o estado ecológico destas ilhas.

## Materiais e Métodos

A amostragem foi realizada em dois sítios no município de Mangaratiba, estado do Rio de Janeiro, Brasil (Figura 1): Praia do Kutuca (sítio 1), Ilha da Marambaia, (43°59'35" W e 23°04'00" S), e Praia de Ibicuí (sítio 2) (44°01'33.6" W 22°57'45.6" S).

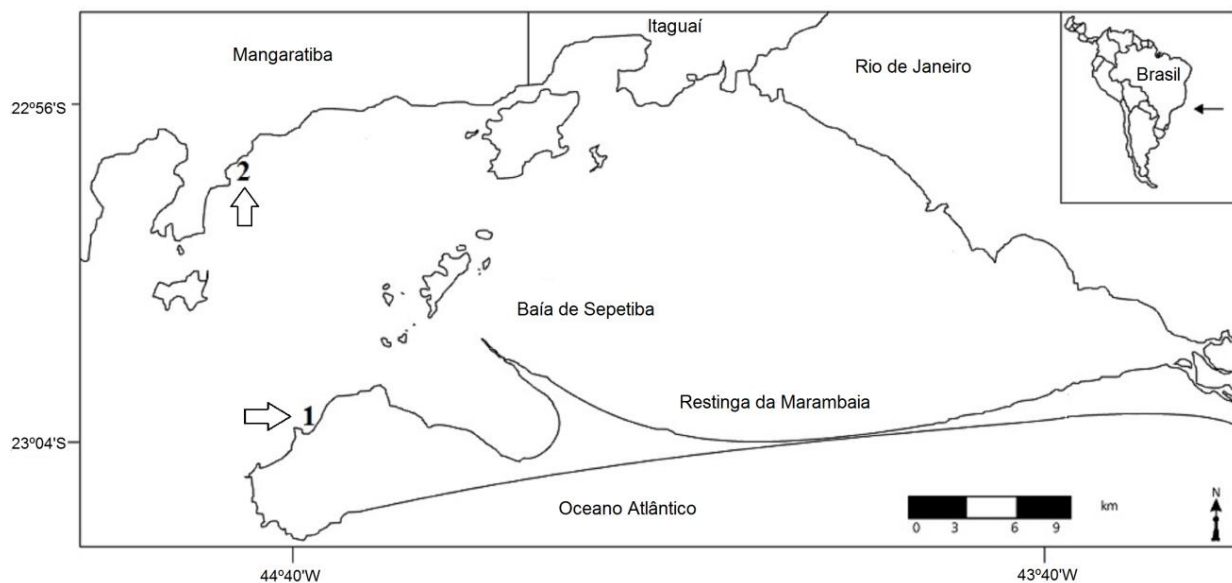


Figura 1. Mapa da Baía de Sepetiba e sua localização no litoral brasileiro. Sítio 1, Praia do Kutuca e sítio 2, Praia de Ibicuí. Mapa adaptado de Menezes & Araujo (2000).

Foi usada a amostragem do tipo destrutiva (De Wreede 1985, Reis & Yoneshigue-Valentin 1998), na qual seis quadrados (25 cm de lado) foram dispostos de maneira aleatória em uma linha de 20 metros colocada no costão rochoso, horizontal a linha da água e cerca de 1 metro abaixo da maré baixa (0.0). No sítio 1 as comparações foram feitas entre os anos 1999 (T1), 2003 (T2) e 2013 (T3), e no sítio 2 as comparações foram entre os anos 1994 (T1), 1995 (T2) e 2013 (T3). As amostras foram conservadas em solução de formaldeído a 4%, para posterior identificação e quantificação da massa seca obtida em estufa a 60°C em um período de aproximadamente 48 horas. As algas impregnadas com carbonato de cálcio foram descalcificadas com solução de HCl a 10%.

A abundância dos organismos foi quantificada pelo percentual de ocorrência de sua biomassa em relação à biomassa total dos organismos através da fórmula:  $PO (\%) = (\text{média da massa seca do organismo por quadrado} / \text{média da massa total dos organismos dos quadrados}) \times 100$  (Reis & Yoneshigue-Valentin 1998; Amado Filho *et al.* 2003, Reis 2009). As espécies com percentual de ocorrência abaixo de 5% foram consideradas como outras. As algas foram agrupadas segundo a classificação de grupos funcionais propostos por Steneck & Dethier (1994) e pelos grupos de status ecológicos, denominados como ESG (*Ecological Status Group*) propostos por Orfanidis *et al.* (2001, 2011). As algas classificadas como ESG I (estado sucessional tardio), e as classificadas como ESG II (oportunistas) foram divididas em subgrupos, a saber: ESG IA = talo grosso, perenes; ESG IB = talo grosso, com pelo menos a porção basal perene; ESG IC = calcária; ESG IIA = talo carnudo, oportunista, ESG IIB = filamentosa, foliácea, oportunista. A riqueza e a abundância das espécies foram comparadas com os dados pretéritos e com os citados por Reis & Yoneshigue-Valentin (1998), Amado-Filho *et al.* (2003) e Reis (2009).

A nomenclatura das algas foi verificada através Guiry & Guiry (2014). O material representativo foi depositado no Herbário da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (HUNI).

As diferenças entre as assembleias de macroalgas (biomassa  $\text{g.m}^{-2}$ ), nos dois sítios, nos três tempos amostrais e nos períodos seco e chuvoso foram analisadas através da Análise de Variância Permutacional Multivariada – PERMANOVA (Anderson 2005). PERMANOVA utiliza um procedimento de permutação para avaliar a significância, e assim não se baseia nas premissas de normalidade, que são frequentemente violadas por dados ecológicos (Tanner 2006). Os dados foram transformados para  $\text{Log}_{10}(x+1)$ , e as análises foram baseadas em dissimilaridade de Bray-Curtis. Os fatores foram tratados como fixos, e foram realizadas 4999 permutações. Foram realizados testes de pares *post-hoc*, também por 4999 permutações para detectar as diferenças entre os fatores. Os dados foram representados através de boxplots, agrupados por anos amostrais para facilitar a visualização.

Foi utilizado  $N=24$ , constituído por duas coletas no período seco e duas no período chuvoso para cada sítio. Quando necessário os dados pretéritos foram adequados para este número utilizando média.

Análise de similaridade e a Análise de Coordenadas Principais (PCO) foram calculados com as médias das biomassas secas ( $\text{g.m}^{-2}$ ) transformadas para  $\text{log}_{10}(x+1)$  e em seguida foi analisada a dissimilaridade de Bray-Curtis, expressa como 1-D. Através das análises de similaridade e o agrupamento, usando o método pela associação média (UPGMA), buscou-se verificar a formação de padrões com dados conjugados (sítio, período e ano amostral) e discriminar quais fatores influenciaram os agrupamentos formados. Para as análises de similaridade, PCO e dispersão multivariada (MVDISP) foi utilizado o programa Primer V.6 (Clarke & Gorley 2001).



## **Resultados**

As duas praias apresentaram juntas 11 táxons com mais de 5% de ocorrência. O maior número de táxons representativos foi observado no sítio 2 com seis espécies do filo Rhodophyta e três Chlorophyta. No sítio 1 foram registrados como mais representativos uma espécie Chlorophyta e uma Ochrophyta. Os táxons que obtiveram Percentual de Ocorrência acima de 5% nos sítios e tempos amostrais e sua classificação em grupos morfofuncionais e os grupos de status ecológico estão listados na Tabela 1. Segundo estas classificações, em relação à biomassa total dos grupos morfofuncionais, 54% são corticadas, 17% foliáceas, 13% filamentos e coriácea e calcária 8%. De acordo com os grupos de status ecológico (ESG), 50% das assembleias de macroalgas pertencem ao grupo IIA, 25% ao grupo IIB, 13% IB, 8% IC e apenas 4% pertencem ao grupo IA.

Tabela 1. Táxons com Percentual de Ocorrência acima de 5% em pelo menos um dos tempos amostrais nos sítios 1 e 2, classificados segundo os grupos morfofuncionais (GM), e os grupos de status ecológicos (ESG). C = corticada, CA = calcária articulada, CR = coriácea, F = foliácea e FT= filamentosa. Valores se referem à média da biomassa seca (g.m<sup>-2</sup>).

	GM	ESG	Praia do Kutuca			Praia de Ibicuí		
			(sítio 1)			(sítio 2)		
CHLOROPHYTA			T1	T2	T3	T1	T2	T3
<i>Caulerpa mexicana</i> Sonder ex Kützing	C	IIA	-	-	44,7	-	-	-
<i>Caulerpa sertularioides</i> (S.G.Gmelin) M.A.Howe	C	IIA	49,5	-	-	-	-	-
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J.Agardh	C	IIA	-	-	-	-	-	5,0
<i>Codium decortcatum</i> (Woodward) M.A.Howe	C	IIB	-	-	-	21,2	-	0,5
<i>Codium taylorii</i> P.C.Silva	C	IIB	26,6	-	-	-	-	-
<i>Ulva rigida</i> C.Agardh	F	IIB	-	-	-	4,0	-	0,3
RHODOPHYTA								
<i>Amphiroa spp.</i> J.V.Lamouroux	CA	IC	-	-	-	-	-	2,1
<i>Ceratodictyon spp.</i> Zanardini	C	IIA	-	-	-	-	2,9	3,1

<i>Galaxaura marginata</i> Kjellman	C	IA	17,2	-	-	-	-	-
<i>Gelidium pusillum</i> (Stackhouse) Le Jolis	C	IIA	-	-	-	17,4	1,6	0,1
<i>Gracilaria cervicornis</i> (Turner) J.Agardh	C	IIA	33,6	39,5	-	-	-	-
<i>Gracilaria domingensis</i> (Kützing) Sonder ex Dickie	C	IIA	-	-	-	-	-	1,0
<i>Hypnea spp.</i> J.V.Lamouroux	C	IIA	20,2	38,8	-	3,0	26,7	1,7
<i>Rhodymenia pseudopalmata</i> (J.V.Lamouroux) P.C.Silva	C	IIA	-	-	-	28,7	1,9	-
<i>Spyridia spp.</i> Harvey	FT	IIB	-	-	-	-	-	1,8
OCHROPHYTA								
<i>Dictyopteris delicatula</i> Lamouroux	F	IIA	46,9	-	-	-	47,1	-
<i>Padina gymnospora</i> (Kützing) Sonder	F	IB	28,7	-	-	1,4	13,2	-
<i>Sargassum spp.</i> C. Agardh	CR	IB	26,3	61,9	10,5	-	114,7	-
Outras	-	II	111,7	5,9	14,4	2,4	8,4	1,8

Considerando os dois sítios e os três tempos, observou-se uma diminuição da biomassa total de macroalgas da Baía de Sepetiba ( $p=0,0002$ ). Ao comparar os dois gráficos da Figura 2, observa-se que em todos os tempos as biomassas do sítio 1 foram maiores do que as do sítio 2 ( $p=0,0002$ ).

No sítio 1 a biomassa total diminuiu entre o T1 e o T3 ( $p=0,0002$ , Figura 2). Em 1999 (T1) a maior biomassa total registrada foi de  $626,85 \text{ g.m}^{-2}$ , enquanto em 2013 (T3) a maior biomassa foi de  $227,39 \text{ g.m}^{-2}$ . O número de espécies dominantes (percentual de ocorrência acima de 5%) passou de oito (T1) para duas (T3), quando *Caulerpa mexicana* dominou (60%) e foi observado o decréscimo acentuado de Rhodophyta no qual as espécies passaram a não representar mais de 5% de biomassa. Em T2 ocorreu um aumento de *Sargassum spp.* (42 %) e suas epífitas *Hypnea spp.* (26%), além de *Gracilaria cervicornis*, 27 % (Tabela 1). O Percentual de Ocorrência de algas corticadas aumentou de T1 para T3 (Figura 2), enquanto as coriáceas dominaram com as corticadas em T2.

De maneira semelhante, no sítio 2 (Figura 2) a biomassa diminuiu nos tempos avaliados ( $p=0,0002$ ). A maior biomassa registrada em 1994 (T1) foi de  $431,6 \text{ g.m}^{-2}$ , e em 2013 (T3) a maior biomassa foi de  $141,6 \text{ g.m}^{-2}$ . O número de espécies dominantes (Tabela 1) aumentou de seis (T1) para nove (T3). Entretanto, em T1 três espécies eram dominantes com mais de 20% de ocorrência (*Codium spp.*, *Gelidium pusillum* e *Rhodomenia pseudopalmata*), enquanto em T3, somente *Caulerpa racemosa* alcançou esse percentual. Em T1 as algas corticadas chegavam a 90% de ocorrência e este padrão não foi observado nos outros tempos, com ocorrência de outros grupos morfofuncionais.

Em relação às categorias dos ESG, em ambos os sítios ocorreu maior percentual de ESG II, com exceção no T2 no sítio 2, quando ESG I representou cerca de 60%, devido ao aumento da biomassa das espécies de *Sargassum*.

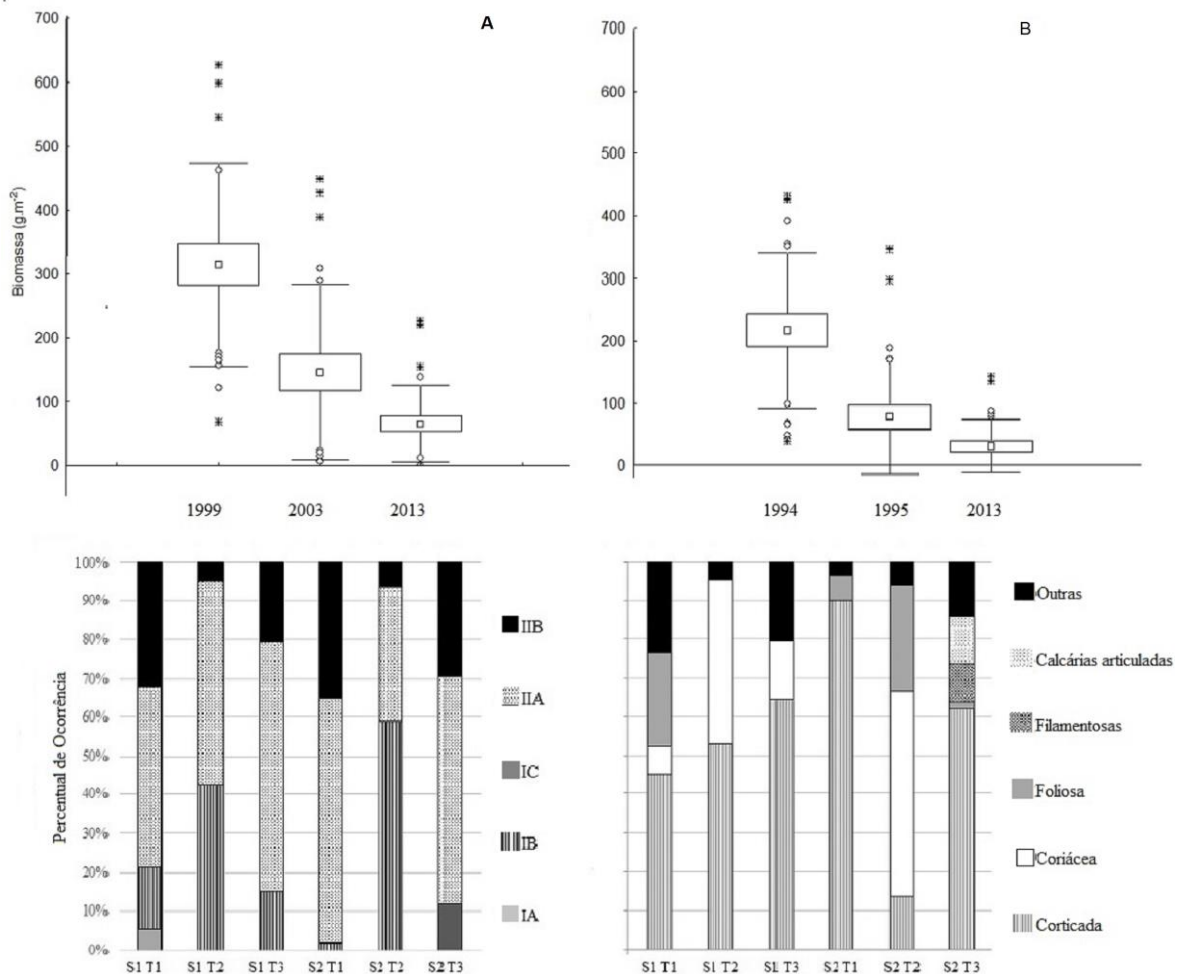


Figura 2. Biomassa ( $\text{g.m}^{-2}$ ) das assembleias de macroalgas da Baía de Sepetiba (A - sítio 1 e B - sítio 2) nos três tempos amostrais. Quadrado representa a média; retângulo o erro padrão, traços o desvio padrão, círculo o *outlier* e asteriscos os valores extremos. Dados transformados para  $\text{Log}_{10}(x+1)$ ,  $n = 12$ . Gráficos de barras representam a comparação entre o percentual de ocorrência da classificação morfofuncional e de status ecológico. Gráficos refletem o percentual das espécies representativas (<5%).

Não houve diferença significativa entre os períodos de seca e chuva nos dois sítios (sítio 1  $p = 0,243$ ; sítio 2  $p = 0,446$ ). Em geral o período chuvoso apresentou maior biomassa nos três tempos estudados. A interação dos períodos (seco e chuvoso) dentro do fator tempo não apresentou diferença significativa para os dois sítios (sítio 1  $p > 0,0516$ ; sítio 2  $p > 0,0712$ ).

A análise de agrupamento (Fig. 3A) mostrou que houve uma tendência geral na qual os sítios amostrais permaneceram juntos, independente do período seco ou chuvoso. Esta tendência foi mais forte para os dois primeiros anos analisados, quando os sítios permaneceram formando grupos isolados com mais de 50% de similaridade. Em T3 (2013) houve uma tendência à diferenciação das assembléias. As amostras se afastaram dos grupos formados por cada sítio nos outros tempos amostrais. Além disso, a análise apontou o início da homogeneização das assembléias verificado pela reunião das amostras do período seco do sítio 1 com as amostras do sítio 2 (Fig. 3B). A dispersão foi sempre maior entre as amostras do sítio 1 (MVDISP=1,131) do que entre as amostras do sítio 2 (MVDISP=0,869).

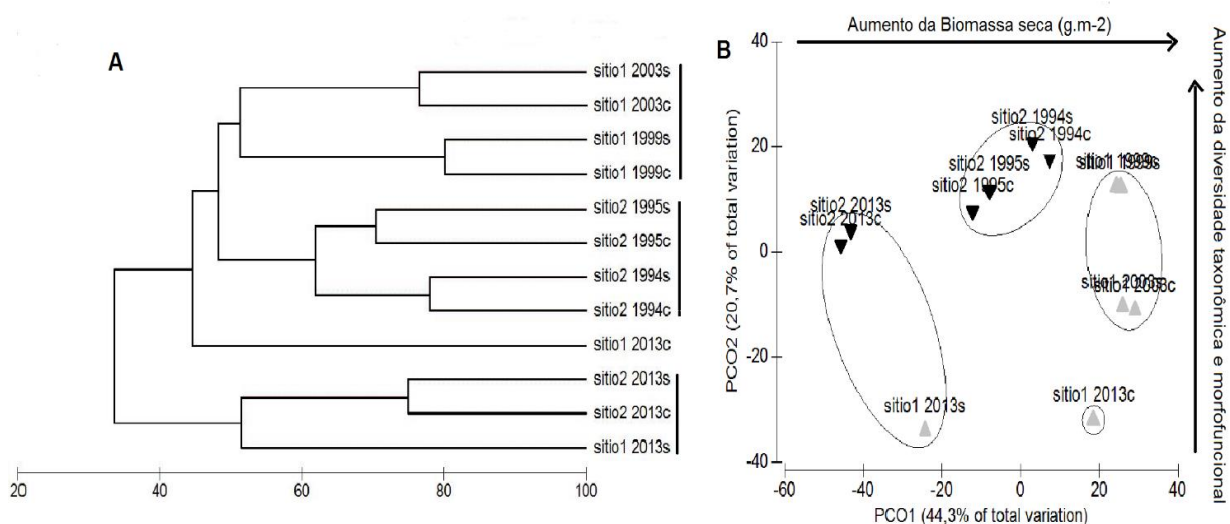


Figura 3: Similaridade (A) e PCO (B) baseado na similaridade de Bray-Curtis usando a média da biomassa ( $\text{g.m}^{-2}$ ) das macroalgas para as amostras da Baía de Sepetiba agrupando sítios, anos amostrais e períodos. Dados transformados para  $\text{Log}_{10}(x+1)$ . S=período seco; C=período chuvoso. Triângulo cinza representa o sítio 1, triângulo invertido escuro representa o sítio 2.

## Discussão

Este estudo mostrou mudanças na composição das espécies de macroalgas mais representativas em dois pontos da Baía de Sepetiba, com perda da biomassa total destes organismos ao longo dos últimos anos. Esta redução pode ser observada pela diferença registrada entre os valores do primeiro (T1) e o último ano de amostragem (T3), tanto no sítio insular (sítio 1), com maior influência de águas oceânicas, quanto no sítio continental (sítio 2).

No primeiro ano amostral do sítio 1 (1999) o táxon que apresentou maior biomassa foi *Caulerpa sertularioides*, passando para *Sargassum sp.* em T2 (2003) e por fim *Caulerpa mexicana* em T3 (2013). No sítio 2, *Rhodomenia pseudopalmata* foi a espécie mais representativa em T1 (1994). No ano seguinte, *Sargassum sp.* passou a ser o táxon com maior biomassa e no último ano amostral *Caulerpa racemosa* foi a alga mais abundante.

O número de espécies com percentual de ocorrência superior a 5% decresceu de oito para duas no sítio 1. As algas dominantes *Caulerpa sertularioides* e *Dictyopteris delicatula* foram substituídas por *Caulerpa mexicana* e *Sargassum sp.* Na literatura o gênero *Caulerpa* é conhecido por seu potencial invasor e também é citado o seu hábito oportunista (Walker & Kendrick 1998, Santos et al. 2011, White & Shurin 2011). O gênero *Sargassum* também é reconhecido como forte competidor por espaço e luz, e é pouco tolerante a distúrbios como hidrodinamismo alto e poluição orgânica (Falcão & Széchy 2005). Falcão e Széchy (2005) estudaram a influência de *Caulerpa scalpelliformis* (R. Brown ex Turner) C. Agardh em um banco de *Sargassum vulgare* C. Agardh em uma praia impactada na Baía da Ilha Grande, vizinha à Baía de Sepetiba, e observaram a superioridade competitiva de *C. scalpelliformis*. Observando as biomassas encontradas para as espécies de *Caulerpa* e *Sargassum* no último ano amostral do sítio 1, constata-se

a dominância da primeira alga. A diminuição do número de espécies representativas no sítio 1 vem sendo descrita há anos. Amado-Filho et al. (2003) indicaram este local como o de maior de maior riqueza e biomassa quando comparado com cinco sítios no interior desta baía. Após cerca de cinco anos deste estudo, Reis (2009), ao considerar espécies com mais de 5% de ocorrência, observou que a riqueza deste sítio foi reduzida a pouco mais da metade, e comentou sobre a probabilidade do início das dragagens para adequação do canal de acesso ao porto estar afetando os ambientes costeiros nesta baía.

No sítio 2, o número de algas com maior percentual de ocorrência passou de seis para nove espécies. Normalmente o que se espera de locais progressivamente impactados é a redução gradual tanto no número de espécies quanto nas suas abundâncias (Bates et al. 2009). Contudo, para este sítio, o que se observou foi um aumento de macroalgas com representatividade superior a 5%, embora a biomassa total tenha decaído entre o primeiro e o último ano amostral, tal como o padrão esperado. Em T1 as espécies dominantes eram *Codium decorticatum* e *Rhodymenia pseudopalmeta*, em T2 passou a ser *Sargassum sp.* e no último tempo amostral as espécies dominantes foram *Caulerpa racemosa* e *Ceratodictyon sp.* Novamente observa-se uma relação negativa entre *Sargassum sp.* e uma espécie de *Caulerpa*, assim como foi descrito por Falcão & Széchy (2005). Reis & Yoneshigue-Valentin (1998) comentam sobre a diminuição da biomassa nesta praia de 1994 para 1995 - 1996, com alteração da fisionomia das assembleias, que deixaram de ter *Sargassum spp.* como dominante e passaram a ter tufo compostos por algas de menor porte e filamentosas. As autoras declaram que o tamanho dos exemplares morfológicamente mais complexos coletados eram de poucos centímetros, o que também foi observado neste estudo, e associam a queda da biomassa total naquele período às influências antrópicas.



No último ano amostral do sítio 2 as algas do filo Ochrophyta foram praticamente ausentes. Este fato pode estar associado à presença de compostos orgânicos proveniente do esgoto, que altera o ciclo de vida das algas pardas (Taouil & Yoneshigue-Valentim 2002) e favorece o aumento da biomassa de algas oportunistas em detrimento de algas com o ciclo de vida longo (Oliveira et al. 2002). A influência da eutrofização foi vista para a Baía de Guanabara (Taouil & Yoneshigue-Valentim 2001, Teixeira et al. 1987), e para baías tanto na América do Norte quanto na Europa (Worm & Lotze 2006), com consequências negativas para as assembleias de macroalgas estruturadoras do ambiente e de ciclo de vida longo. Neste estudo foi observado que o sítio 2 tem como características marcantes o aumento da urbanização, a ausência de rede de tratamento de efluentes (IBGE 2014) e a presença de pontos de despejo de esgoto doméstico diretamente no costão (observação pessoal). Tais fatores podem ter influenciado os resultados obtidos para a assembleia deste sítio.

Ao postularem suas hipóteses Steneck & Detier (1994) e Orfanidis et al. (2001) previram que distúrbios naturais ou a degradação ambiental levaria a mudanças das características morfofuncionais e ecofisiológicas encontradas em uma assembleia. O modelo de Steneck & Dethier (1994) sugere que quanto maior a complexidade anatômica e morfológica da alga, menos impactado é o ambiente. Estes autores sugerem este modelo sobre o impacto da herbivoria, e constata que a frequência e a intensidade do impacto influenciam as características morfofuncionais encontradas no ambiente. Já Orfanidis et al. (2001) desenvolve o modelo de ESG sobre impactos antrópicos, e propõe que espécies do tipo ESG I possuem características de algas perenes, estruturadoras de comunidade, sugerindo um ambiente não impactado, enquanto as do tipo ESG II possuem características de algas oportunistas de ciclo de vida curto, sugerindo um ambiente impactado.

No sítio 1 os táxons dominantes correspondiam ao tipo morfofuncional corticada (*C. sertularioides*) e foliácea (*D. delicatula*) e pertenciam ao grupo ESG II, e foram substituídas pelos tipos morfofuncionais corticada (*C. mexicana*) e coriácea (*Sargassum* sp.), dos grupos ESG II e I respectivamente. Embora as espécies de *Caulerpa* sejam classificadas como corticadas por Steneck & Dethier (1994), Phillips et al. (1997) comentaram que estas possuem morfologia cenocítica, portanto, diferente das demais algas, e assim deveriam formar um grupo distinto dos até então propostos. Segundo Orfanidis et al. (2011) *Caulerpa* sp. se enquadra no grupo das espécies tipo ESGII A, pelo seu crescimento rápido e hábito oportunista.

As espécies de *Sargassum* estão classificadas como ESGI B, grupo formado por algas com pelo menos uma parte do talo perene e de estado sucessional tardio. Através do gráfico de percentual de ocorrência dos grupos de status ecológicos, observou-se que o sítio 1 perdeu 5% dos táxons que compunham o grupo ESG I. Em se tratando de números de atributos funcionais, houve perda de um atributo entre o primeiro e o último ano amostral tanto para o modelo de características morfofuncionais quanto para o modelo de ESG.

No sítio 2 ocorreu um aumento no número de espécies representativas, porém as espécies que constituíram este elenco no último tempo amostral estavam inseridas no grupo ecológico ESG II, ou seja, em sua maioria eram espécies oportunistas, de crescimento rápido e ciclo de vida curto que estão se adaptando aos diversos micro-habitats. Ao se avaliar as características morfofuncionais, observa-se o predomínio das algas do tipo corticadas. Nesse caso, as espécies pertenciam aos gêneros *Caulerpa* e *Codium*, que apresentam talo cenocítico, entrando assim na mesma questão encontrada para o sítio 1, reforçando a sugestão de que estes táxons necessitam de um grupo morfofuncional diferenciado, devido ao hábito e ciclo de vida que apresentam.

De uma maneira geral, as abundâncias, tipos morfofuncionais e grupos ecológicos indicam que a baía de Sepetiba está passando por processo de degradação. Nas duas praias estudadas prevaleceu o grupo ecológico tipo ESG II, indicativo de decréscimo da qualidade ambiental. Este estudo sugere uma homogeneização da fisionomia das assembleias de macroalgas dos dois sítios estudados, uma vez que os gêneros dominantes nos dois costões passaram a ser similares, assim como as classificações dentro dos modelos de diversidade funcional utilizados.

Os grupos de status ecológicos foram desenvolvidos a partir de informações sobre os atributos morfológicos, ecofisiológicos das espécies, e sobre seus hábitos e ciclos de vida. A partir desta classificação, desenvolve-se o EEI (*Ecological Evaluation Index*), o qual pesquisadores europeus têm utilizado para avaliar a qualidade ambiental de ecossistemas costeiros, a fim de se enquadrar os ambientes na *Water Framework Directive* (Ballesteros et al. 2007, Pinedo et al. 2007, 2013, Guinda et al. 2008). Para o caso da Baía de Sepetiba, foi utilizada somente a classificação em ESG I e ESG II, o que já apontou para uma condição de degradação dos ambientes estudados. As características morfofuncionais ou o modelo dos grupos de status ecológicos devem ser utilizados juntamente a avaliação das espécies que compõe os locais estudados para que se perceba com mais clareza a condição do ambiente, pois a diversidade funcional utilizada isoladamente pode apresentar perda ou generalização de informações (Phillips et al. 1997, Scrosati et al. 2011).

As duas principais influências ambientais que devem ter participado desta degradação foi a diferença na profundidade da área de coleta do sítio 1 (observação pessoal) que pode ter sido ocasionada por assoreamento, e o aumento da urbanização no entorno do sítio 2, observado pelo aumento populacional (IBGE 2014). Reis (2009) assinalou a importância de monitoramento ambiental permanente nesta baía após o início

das dragagens para a ampliação do Porto de Sepetiba, em 1995, que causou mudanças na turbidez da água e remobilização de metais depositados no sedimento. Leal Neto (2000) afirma que para manter o canal de acesso e o porto (áreas de atracação e bacias de evolução) na profundidade correta, é necessário dragar o canal de navegação e que o uso de cada tipo de equipamento empregado na dragagem está associado a diferentes impactos ambientais. Dentre estes impactos, Leal Neto (2000) cita os efeitos da disposição dos rejeitos na área de bota-fora e os impactos na biota marinha, que é afetada pela remobilização dos sedimentos e consequentemente pelo aumento de partículas em suspensão que podem causar sombreamento e até mesmo soterramento das comunidades bentônicas. Wasserman (2005) relatou que o material da dragagem não foi corretamente descartado. Neste sentido, torna-se relevante estudos sobre o assoreamento das áreas costeiras da Baía de Sepetiba.

No sítio 2 foi observado o despejo de esgoto *in natura* no costão, proveniente das residências situadas a cima deste, assim como a falta de cuidado dos banhistas e comerciantes da praia com os resíduos sólidos (observação pessoal).

Assim, conclui-se que a biomassa de macroalgas bentônicas da Baía de Sepetiba está diminuindo progressivamente, e a fisionomia das assembleias está sendo dominada por macroalgas com tipos morfológicos mais simples, com desaparecimento gradual das espécies corticadas e coriáceas. Esta mudança na paisagem marinha foi igual e eficientemente registrada pelo modelo dos grupos de status ecológico. Deste modo, recomenda-se o monitoramento ambiental permanente nesta baía, assim como ações mitigadoras, a fim de se acompanhar a evolução dos impactos ambientais e orientar ações de remediação. Para tal, sugere-se a avaliação das assembleias através dos grupos de status ecológicos, que fornecem um bom perfil do ambiente a partir da distribuição e abundância de macroalgas, e que acrescido da utilização do índice de avaliação ecológica

(EEI) poderá fornecer um modelo de gestão satisfatório que contribuirá com o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro.

### **Referências Bibliográficas**

Amado Filho, G. M.; Barreto, M. B. B.; Marins, B. B. V.; Felix, C. & Reis, R. P. 2003.

Estrutura da comunidade fitobentônica do infralitoral da Baía de Sepetiba, RJ, Brasil.

Revista Brasileira de Botânica 26(3): 329-342

Anderson, M.J. 2005. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for

permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University

of Auckland, New Zealand.

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.

Bates, C. R., Saunders, G. W., & Chopin, T. 2009. Historical versus contemporary

measures of seaweed biodiversity in the Bay of Fundy. Botany, 87(11), 1066–1076.

Becherucci M. E., Benavides, H., Vallarino, E. A. 2014. Effect of taxonomic aggregation

in macroalgae assemblages in a rocky shore of Mar del Plata, Argentina, Southwest

Atlantic Ocean. Thalassas. 30(1): 9-20

Clarke, K. R., & Gorley, R. N. 2001. PRIMER v6 PRIMER-E Ltd. *Plymouth, UK*.

Costa, L. C. 2010. Aplicação do sistema de projeção de poluição industrial (Modelo

IPPS): Estudo de caso – Bacia hidrográfica da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. Rio

de Janeiro. Dissertação (Mestrado) – Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio

Arouca. 97p.

- De Wreede, R.E. 1985. Destructive (harvest) sampling. *In*: Littler, M.M. & Littler, D.S. (eds.) *Handbook of Phycological Methods Ecological Field Methods: Macroalgae*. Cambridge University Press, New York. 147-160.
- Falcão, C., & Széchy, M. T. M. 2005. Changes in shallow phytobenthic assemblages in southeastern Brazil, following the replacement of *Sargassum vulgare* (Phaeophyta) by *Caulerpa scalpelliformis* (Chlorophyta). *Botanica Marina*, 48(3), 208–217.
- Foley, M. M., Armsby, M. H., Prahler, E. E., Caldwell, M. R., Erickson, A. L., Kittinger, J. N., Crowder, L. B, Levin, P. S. (2013). Improving Ocean Management through the use of Ecological Principles and Integrated Ecosystem Assessments. *BioScience*, 63(8), 619–631.
- Gabriel, D., Micael, J., Parente, M. I., & Costa, A. C. 2014. Adaptation of macroalgal indexes to evaluate the ecological quality of coastal waters in oceanic islands with subtropical influence: the Azores (Portugal). *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 14(2), 175–184.
- Gaspar, R., Pereira, L., & Neto, J. M. 2012. Ecological reference conditions and quality states of marine macroalgae sensu Water Framework Directive: An example from the intertidal rocky shores of the Portuguese coastal waters. *Ecological Indicators*, 19, 24–38.
- Gomes, F. C., Godoy, J. M., Godoy, M. L. D. P., Carvalho, Z. L, Lopes, R. T., Sanchez-Cabeza, J. A., Lacerda, L. D. and Wasserman, J. C. 2009. Metal concentrations, fluxes, inventories and chronologies in sediments from Sepetiba and Ribeira Bays: A comparative study. *Marine Pollution Bulletin* 59. 123–133.
- 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. & Guiry, G.M. 2014. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 09 November 2014.
- IBGE. 2014. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=330260>. Acesso em 12 de Outubro de 2014.
- INEA. 2014. Instituto Estadual do Ambiente. Governo do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/Portal/MegaDropDown/Regionais/BaiadeSepetiba/index.htm&lang=PT-BR>. Acesso em: 15 de Setembro de 2014.
- 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.
- Junshum, P., Choonluchanon, S., & Traichaiyaporn, S. 2008. Biological indices for classification of water quality around Mae Moh power plant, Thailand. *Maejo International Journal of Science and Technology*, 2(01), 24–36.
- Leal Neto, A. D. C. 2000. Expansão do terminal de contêineres de Sepetiba: uma aplicação da dinâmica de sistemas e considerações ambientais. Tese - Universidade Federal do Rio de Janeiro. COPPE/UFRJ. 150 p.
- Lima Junior, R. G. de S. L., Araujo, F. G., Maia M. F. and Pinto A. S. S. B. 2002. Evaluation of heavy metals in fish of the Sepetiba and Ilha Grande Bays, Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Research Section A* 89, 171-179
- Menezes, L. F. T. & Araujo, D. S. D. 2000. Variação da biomassa aérea de *Allagoptera arenaria* (Gomes) O. Kuntze (Arecaceae) em uma comunidade arbustiva de Palmae na Restinga de Marambaia, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*, 60(1): 147-157

- Oliveira, E. C., Horta, P. A., Amancio, C. E., Célia, L., & Anna, S. 2002. Algas e angiospermas marinhas bênticas do litoral brasileiro: diversidade, exploração e conservação, *In: Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeira e marinha*. (Ministério do Meio Ambiente). 1–60.
- Orfanidis, S.; Panayotidis, P. & Stamatis, N. 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science* 2: 45-65.
- Orfanidis, S; Panayotidis, P. & Ugland, K.I. 2011. Ecological Evaluation Index (EEI) application: a step forward in functional groups, formula and reference conditions value. *Mediterranean Marine Science* 12:199-231.
- Pedrini, A. G., 1980, dados não publicados. Algas marinhas bentônicas da Baía de Sepetiba e arredores (Rio de Janeiro). Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Pfeiffer, W. C., Lacerda, L. D., Fiszman, M., & Lima, N. R. W. 1985. Metais pesados em itens de pescado da Baía a de Sepetiba. *Ciência Cultura* 37, 297-302.
- Phillips, J. C., Kendrick, G. A., & Lavery, P. S. 1997. Test of a functional group approach to detecting shifts in macroalgal communities along a disturbance gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 153, 125–138.
- Pinedo, S., Zabala, M., & Ballesteros, E. 2013. Long-term changes in sublittoral macroalgal assemblages related to water quality improvement. *Botanica Marina*, 56(5-6), 461–469.



- Pinedo, S.; García, M.; Satta, M.P.; de Torres, M. & Ballesteros, E. 2007. Rocky-shore communities as indicators of water quality: a case study in the Northwestern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 55:126–135.
- Reis, R. P. & Yoneshigue-Valentin, Y. 1998. Variação espaço-temporal de populações de *Hypnea musciformis* (Rhodophyta, Gigartinales) na Baía de Sepetiba e Armação dos Búzios, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 12(3): 465-483.
- Reis, R. P. 2009. Caracterização da assembleia fitobentônica da praia do Kutuca, Ilha da Marambaia, Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Acta bot. bras.* 23(2): 297-304.
- Reis, R. P., Caldeira, A. Q., Miranda, A. P. D. S., & Barros-Barreto, M. B. 2006. Potencial para maricultura da carragenófito *Hypnea musciformis* (Wulfen) J.V. Lamour (Gigartinales-Rhodophyta) na Ilha da Marambaia, Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 20(4), 763-769.
- Santos, R. G., Martins, A. S., Farias, J. D. N., Horta, P. A., Pinheiro, H. T., Torezani, E., Baptistotte, C., Seminoff, J. A., Balazs, G. H., Work, T. M. 2011. Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 62(6), 1297–302.
- Scrosati, R. A., Van Genne, B., Heaven, C. S., & Watt, C. A. 2011. Species richness and diversity in different functional groups across environmental stress gradients: a model for marine rocky shores. *Ecography*, 34(1), 151–161.
- SEMA. 1998. Macroplano de gestão e saneamento ambiental da bacia da Baía de Sepetiba, Vol I, Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

- Steneck, R.S. & Dethier, M.N. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69: 476-498.
- Széchy, M. T. M. & Paula, E. J. 2000. Padrões estruturais quantitativos de bancos de *Sargassum* (Phaeophyta, Fucales) do litoral dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil. *Revta brasil. Bot.*, São Paulo, V.23, n.2, p.121-132.
- Széchy, M.T.M.; Amado Filho, G.M.; Cassano, V.; Paula, J.C.; Barros-Barreto, M.B.; Reis, R.P.; Marins-Rosa, B.V. & Moreira, F.M. 2005. Levantamento florístico das macroalgas da baía de Sepetiba e adjacências, RJ: ponto de partida para o Programa GloBallast no Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19: 587-596.
- Tanner, J. E. 2006. Landscape ecology of interactions between seagrass and mobile epifauna: The matrix matters, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68. 404-412.
- Taouil, A., & Yoneshigue-valentin, Y. 2002. Alterações na composição florística das algas da Praia de Boa Viagem (Niterói , RJ). *Revista Brasileira de Botânica*, 25(4), 405–412.
- Teixeira V.L., Pereira R.C., Marques Júnior A.N., Leitão Filho C.M.& Silva C.A.R. 1987. Seasonal variations in infralittoral seaweed communities under a pollution gradient in Baía de Guanabara, Rio de Janeiro (Brazil). *Ciência e Cultura* 39(4): 423-428.
- Veiga, P., Rubal, M., Vieira, R., Arenas, F., Sousa-Pinto, I. 2013. Spatial variability in intertidal macroalgal assemblages on the North Portuguese coast: consistence between species and functional group approaches. *Helgoland Marine Research* 67:191–201
- Walker, D. I., & Kendrick, G. A. 1998. Threats to Macroalgal Diversity: Marine Habitat Destruction and Fragmentation, Pollution and Introduced Species. *Botanica Marina*, 41(1-6), 105–112.

- Wasserman, J. C. 2005. O impacto da mobilização química de metais durante um serviço de dragagem na Baía de Sepetiba para o Terminal marítimo da CSA. Mobilidade de metais em Sepetiba. Disponível na Internet via [http://www.uff.br/remadsuff/BibVirtual/Relatdragagem\\_CSA%20-Sepetiba%20Monitoramentos.pdf](http://www.uff.br/remadsuff/BibVirtual/Relatdragagem_CSA%20-Sepetiba%20Monitoramentos.pdf) . Acesso em 08/Abril/2012.
- 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
- Gaspar *et al.* 2012,
- White, L. F., & Shurin, J. B. 2011. Density dependent effects of an exotic marine macroalga on native community diversity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 405(1-2), 111–119.
- Wong, S. C., Harah, Z. M., Sidik, B. J. 2010. Changes in macroalgae species composition, assemblages and coverage at an inter-tidal rocky shore. *Coastal Marine Science*. 34(1). 113-116.
- Worm, B., & Lotze, H. 2006. Effects of eutrophication, grazing, and algal blooms on rocky shores. *Limnology and Oceanography*, 51, 569-579.

## **Conclusões Gerais**

As assembleias de macroalgas da Baía de Sepetiba estão apresentando decréscimo na biomassa e mudanças na composição taxonômica quando comparado aos dados pretéritos, o que pode ser um indicativo de distúrbios que levam a degradação ambiental.

Os grupos morfofuncionais e de Estado Ecológico (ESG) parecem sensíveis o suficiente para registrar as mudanças nas assembleias da Baía de Sepetiba. Contudo o uso desta abordagem não deve prescindir uma avaliação taxonômica e das características das espécies dominantes.

Ratifica-se o uso de macroalgas como boas descritoras da saúde ambiental dos ecossistemas costeiros.