

**DETERMINAÇÃO DE TAMANHO AMOSTRAL E APLICAÇÃO NA  
SUCESSÃO ECOLÓGICA DA COMUNIDADE BENTÔNICA DO  
ENTRE-MARÉS ROCHOSO NA COSTA NORTE DO RIO DE JANEIRO**

**DANIELLE COVRE BARBIERO**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE – UENF**

**CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ**

**JUNHO – 2009**

**DETERMINAÇÃO DE TAMANHO AMOSTRAL E APLICAÇÃO NA  
SUCESSÃO ECOLÓGICA DA COMUNIDADE BENTÔNICA DO  
ENTRE-MARÉS ROCHOSO NA COSTA NORTE DO RIO DE JANEIRO**

**DANIELLE COVRE BARBIERO**

“Dissertação apresentada ao Centro de  
Biotecnologia e Biociências da  
Universidade Estadual do Norte  
Fluminense, como parte das exigências  
para obtenção do título de Mestre em  
Ecologia e Recursos Naturais”.

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Ilana Rosental Zalmon

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

JUNHO – 2009

**DETERMINAÇÃO DE TAMANHO AMOSTRAL E APLICAÇÃO NA  
SUCESSÃO ECOLÓGICA DA COMUNIDADE BENTÔNICA DO  
ENTRE-MARÉS ROCHOSO NA COSTA NORTE DO RIO DE JANEIRO**

**DANIELLE COVRE BARBIERO**

“Dissertação apresentada ao Centro de  
Biodiversidade e Biotecnologia da  
Universidade Estadual do Norte  
Fluminense, como parte das exigências  
para obtenção do título de Mestre em  
Ecologia e Recursos Naturais”.

Aprovada em 25 de junho de 2009

Comissão Examinadora:

---

Prof. Dr. Ricardo Coutinho – IEAPM

---

Prof.ª Dr.ª Lucia Verçosa Carvalheira - UERJ

---

Prof.ª Dr.ª Ana Paula Madeira Di Benedetto - UENF

---

Prof.ª Dr.ª Ilana Rosental Zalmon - UENF

Orientadora

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

JUNHO – 2009

## **AGRADECIMENTOS**

À minha orientadora, Dr.<sup>a</sup> Ilana Rosental Zalmon, pela confiança, toda a paciência, compreensão e orientação dispensada ao longo desse trabalho.

Ao Dr. Jean Louis Valentin, que muito gentilmente me recebeu em sua sala e me ajudou na compreensão das análises estatísticas, principalmente quanto às fórmulas utilizadas no primeiro capítulo.

Ao Dr. Jean-Christophe Joyeux também pelo imenso auxílio nas análises estatísticas. Muito obrigada por me “socorrer” sempre que solicitei e por ter me ajudado a solucionar problemas encontrados ao longo do estudo.

Ao Prof. Dr. Bernardo Antonio Perez da Gama por me aceitar como aluna em Bioestatística e esclarecer dúvidas quanto às análises estatísticas.

Ao Prof. Dr. Ricardo Coutinho pela análise crítica do projeto e incentivo à realização do segundo capítulo. Agradeço também por seus ensinamentos valiosos.

Ao Dr. Roberto Campos Villaça pelas sugestões importantes quanto ao trabalho e disponibilização de artigos científicos.

À Dr.<sup>a</sup> Andréia de Oliveira Ribeiro Junqueira pela atenção e pelas sugestões quanto ao trabalho.

À doutoranda Mércia Barcellos da Costa, minha sempre professora, pelo incentivo em todos os momentos, pela cessão do Laboratório de Malacologia da UFES e pela ajuda na identificação de material biológico. Seus ensinamentos foram muito valiosos à minha formação.

Ao mestrando Danilo Camargo Santos pela identificação da diatomácea bentônica.

Aos amigos de “bentos de costão”, Bruno e Isabela, que me ajudaram tanto no campo, nas análises dos dados e com críticas ao trabalho. Sem vocês eu não teria conseguido. Isa, obrigada pela paciência.

À MSc. Gabriela Carvalho Zamprogno, minha irmã de coração, pela paciência, pelo apoio e por nunca me dizer não. Esse Mestrado eu devo muito a você.

Aos amigos que fiz no Mestrado, Vanessa, Roberta, Bia, Tigrão, Maurício, Rita, Danilo, Fred, Eduardo, Anandra, Marcelly, Catarina, Alexandre e tantos outros pelo companheirismo e pelos momentos divertidos.

A todos os alunos da UENF, motoristas e, em especial ao técnico Ivanilton, que me ajudaram nas coletas, principalmente na raspagem dos *quadrats* para o estudo da sucessão na praia do Farol de São Tomé.

Ao meu cunhado Thiago por todo o apoio logístico quanto à informática.

A todas as amigas de república, em especial minha irmã Mirele, Aline, Day, Bárbara, Suh, Lu, Késsia, Marisa, Allana e Vanessa pela compreensão nos momentos de estresse ao longo desses dois anos e pelos momentos de descontração. Obrigada por me ouvirem sempre.

À minha irmã Letícia, Marja, Laila e Amanda pelo acolhimento em Niterói e por terem feito eu me sentir em “casa”.

À minha família por compreender meus momentos de ausência, pelo amor e incentivo de sempre.

Ao meu noivo, Ari, companheiro de todas as horas e ajudante de campo, mas acima de tudo, incentivador, por seu apoio constante.

À CAPES pela bolsa que possibilitou minha dedicação nos dois anos de Mestrado.

## **SUMÁRIO**

<b>Resumo</b>	<b>VIII</b>
<b>Abstract</b>	<b>X</b>
<b>Introdução Geral</b>	<b>1</b>
<b>Referências Bibliográficas</b>	<b>6</b>

### **Capítulo 1 – Determinação de tamanho amostral para estudo da comunidade bentônica do entre-marés rochoso na costa norte do Rio de Janeiro**

<b>Resumo</b>	<b>11</b>
<b>Abstract</b>	<b>12</b>
<b>Introdução</b>	<b>13</b>
<b>Objetivo Geral</b>	<b>15</b>
<b>Material e Métodos</b>	<b>16</b>
<b>Resultados</b>	<b>22</b>
<b>Discussão</b>	<b>63</b>
<b>Referências Bibliográficas</b>	<b>71</b>

### **Capítulo 2 - Avaliação da sucessão ecológica da comunidade bentônica do entre-marés em um molhe na costa norte do Rio de Janeiro**

<b>Resumo</b>	<b>77</b>
<b>Abstract</b>	<b>78</b>
<b>Introdução</b>	<b>79</b>
<b>Objetivo Geral</b>	<b>81</b>
<b>Material e Métodos</b>	<b>81</b>
<b>Resultados</b>	<b>87</b>
<b>Discussão</b>	<b>100</b>
<b>Referências Bibliográficas</b>	<b>106</b>

### **Considerações finais**

**114**

**ANEXO I** - Número de perfis para as espécies mais representativas de cada altura do substrato rochoso de acordo com a precisão desejada para a fórmula  $[DP/p \cdot x]^2$

**ANEXO II** - Número de perfis para as espécies mais representativas de cada altura do substrato rochoso de acordo com o erro permitido para um limite de confiança de 95% para a fórmula  $4s^2/L^2$

**ANEXO III** - Foto das diferentes etapas do controle (T2 = 02 meses; T4 = 04 meses; T6 = 06 meses) na zona Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m), Praia do Farol de São Tomé, costa norte do Estado do Rio de Janeiro.

**ANEXO IV** - Foto das diferentes etapas da remoção (T2 = 02 meses; T4 = 04 meses; T6 = 06 meses) na zona Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m), Praia do Farol de São Tomé, costa norte do Estado do Rio de Janeiro.

**ANEXO V** - Foto das diferentes etapas do controle (T2 = 02 meses; T4 = 04 meses; T6 = 06 meses) na zona Eulitoral Superior (1,4 a 2,2 m), Praia do Farol de São Tomé, costa norte do Estado do Rio de Janeiro.

**ANEXO VI** - Foto das diferentes etapas da remoção (T2 = 02 meses; T4 = 04 meses; T6 = 06 meses) na zona Eulitoral Superior (1,4 a 2,2 m), Praia do Farol de São Tomé, costa norte do Estado do Rio de Janeiro.

## RESUMO

O presente estudo teve como objetivo determinar a área de *quadrat*, o número de perfis e o número de pontos no *quadrat* para estudos de estrutura da comunidade e/ou das espécies mais representativas nas diferentes alturas do entre-marés rochoso e, a partir dos tamanhos amostrais mínimos determinados, avaliar a sucessão ecológica da referida comunidade na praia do Farol de São Tomé, norte do Rio de Janeiro. As condições ambientais diversas ao longo de cada altura do entre-marés local revelam a necessidade de diferentes tamanhos amostrais. Indicadores de estrutura de comunidade sugerem como área mínima 800 cm<sup>2</sup> nas alturas 1 (0,2 a 0,6 m) e 6 (2,2 a 2,6 m), 400 cm<sup>2</sup> na altura 3 (1,0 a 1,4 m), 200 cm<sup>2</sup> nas alturas 2 (0,6 a 1,0 m) e 4 (1,4 a 1,8 m) e 100 cm<sup>2</sup> na altura 5 (1,8 a 2,2 m). O número mínimo de perfis correspondeu a 08 perfis, a exceção das alturas 1 e 6 que necessitaram de 04 e 02 perfis, respectivamente. O número mínimo de pontos no *quadrat* correspondeu a 80 pontos nas alturas 1, 3 e 6 e nas demais a 20-40 pontos. Indicadores de abundância das espécies mais representativas sugerem 100 cm<sup>2</sup> para *Hypnea musciformis*, 400 cm<sup>2</sup> para *Ulva fasciata*, *Phragmatopoma lapidosa*, *Gymnogongrus griffithsiae* e 800 cm<sup>2</sup> para *Chthamalus* spp nas alturas 1 a 3, 200 cm<sup>2</sup> para *Chthamalus* spp nas alturas 4 e 5, 800 cm<sup>2</sup> para *Littorina ziczac* na altura 6. O número de perfis indicado para todas as espécies analisadas correspondeu a 07-08 perfis e o número de pontos correspondeu a 10-20 pontos, a exceção de *G. griffithsiae* e *L. ziczac* que necessitaram de 40 e 80 pontos, respectivamente. A sucessão ecológica foi avaliada nas alturas 2 e 3 (Eulitoral Inferior) utilizando-se 400 cm<sup>2</sup>, 8 perfis e 80 pontos e nas alturas 4 e 5 (Eulitoral Superior) com 200 cm<sup>2</sup>, 8 perfis e 40 pontos. Os *quadrats* foram raspados em dezembro/2007 e analisados em fevereiro, abril e junho/2008. No Eulitoral Inferior, nas amostras do controle e da remoção, *U. fasciata* foi a espécie mais abundante até 4 meses (>38%), sendo substituída por *P. lapidosa* no sexto mês (>29%). A diferença mais acentuada entre os tratamentos referiu-se a escassez de *Perna perna* na remoção (<1%), um dos mais abundantes no controle (>15%). Todas as espécies observadas antes da raspagem foram registradas com 6 meses. No Eulitoral Superior, no controle, *Chthamalus* spp foi dominante em todos os meses (>55%) e o espaço vazio representou cerca de 32%. Na remoção, o vazio foi superior a 75% em todos os períodos. *Collisella subrugosa* (>6%) e *Chthamalus* spp (0,9%) colonizaram com 2 meses. A partir de 4 meses registrou-se a presença de *Littorina ziczac* (>0,3%).

*Brachidontes solisianus*, registrado antes da raspagem não ocorreu na remoção. Na zona Eulitoral Inferior, onde as condições ambientais são menos estressantes, a seqüência de colonização e de substituição de espécies foi mais dinâmica. No Eulitoral Superior, onde o tempo de emersão é maior, observou-se menor velocidade no processo sucessional.

## ABSTRACT

The objective of this study was to determine the *quadrat* area, the number of profiles and number of points in the *quadrat* for community structure studies and/or the most representative species at different heights in the intertidal rocky zone and, from the minimum sample sizes determined, evaluate ecological succession in the community on the beach of Farol de São Tomé, north of Rio de Janeiro. Different environmental conditions at each height during each tidal cycle on the rocky site revealed a need for different sample sizes. Community structure indicators suggested a minimum area of 800 cm<sup>2</sup> at heights 1 (0.2 to 0.6 m) and 6 (2.2 to 2.6 m), 400 cm<sup>2</sup> at height 3 (1.0 to 1.4 m), 200 cm<sup>2</sup> at heights 2 (0.6 to 1.0 m) and 4 (1.4 to 1.8 m) and 100 cm<sup>2</sup> at height 5 (1.8 to 2.2 m). The minimum number of profiles was 08, except for heights 1 and 6 that required only 04 and 02 profiles, respectively. The minimum number of points in *quadrats* at heights 1, 3 and 6 was 80 and for the others was 20-40 points. Indicators of abundance for the most representative species suggest 100 cm<sup>2</sup> for *Hypnea musciformis*, 400 cm<sup>2</sup> for *Ulva fasciata*, *Phragmatopoma lapidosa*, *Gymnogongrus griffithsiae* and 800 cm<sup>2</sup> for *Chthamalus* spp at heights from 1 to 3, 200 cm<sup>2</sup> for *Chthamalus* spp at heights 4 and 5, 800 cm<sup>2</sup> for *Littorina ziczac* at height 6. The number of profiles for all species examined was 07-08 and 10-20 points, the only exceptions being *G. griffithsiae* and *L. ziczac* that required 40 and 80 points, respectively. The ecological succession was evaluated at heights 2 and 3 (Lower Eulittoral) using a 400 cm<sup>2</sup>, 08 profiles and 80 points at heights 4 and 5 (Upper Eulittoral) with 200 cm<sup>2</sup>, 08 profiles and 40 points. The *quadrats* were scraped on December/2007 and analyzed in February, April and June/2008. In the Lower Eulittoral, in samples of control and removal treatments, *U. fasciata* was the most abundant species up to 4 months (>38%), being replaced by *P. lapidosa* in the 6<sup>th</sup> month (>29%). The most marked difference between the treatments referred to the scarcity of *Perna perna* in the removal treatment (<1%), one of the most abundant in control (>15%). All species observed before scraping the *quadrats* were recorded at 6 months. In the Upper Eulittoral, in the control, *Chthamalus* spp was dominant in all months (>55%) and empty space was about 32%. In removal treatment, the empty space was greater than 75% in all periods. *Collisella subrugosa* (>6%) and *Chthamalus* spp (0.9%) colonized within 2 months. After 4 months the presence of *Littorina ziczac* (>0.3%) was recorded. *Brachidontes solisianus*, recorded before the

scraping did not occur in the removal treatment. In the Lower Eulittoral zone where environmental conditions are less stressful, the sequence of colonization and replacement of species was more dynamic. In the Upper Eulittoral, where the time of emergence is increased, a slower rate in the process of succession was observed.

## INTRODUÇÃO GERAL

Os habitats costeiros bentônicos estão entre os ambientes marinhos mais produtivos do planeta. Dentre os ecossistemas presentes na região entre-marés, os costões rochosos são considerados um dos mais importantes por suportarem uma ampla variedade de organismos de importância econômica e ecológica (Coutinho e Zalmon, 2009). Diversos fatores físicos (variação do nível da maré, grau de exposição às ondas, inclinação, heterogeneidade do substrato e temperatura) e biológicos (predação, herbivoria e competição) resultam em variações em pequena escala espacial, vertical e horizontal e afetam diretamente a distribuição dos organismos na zona entre-marés dos substratos rochosos (Little e Kitching, 1996; Raffaelli e Hawkins, 1999; Coutinho e Zalmon, 2009; Araújo *et al.*, 2005; Murray *et al.*, 2006).

Os estudos sobre as populações de costões rochosos na costa sul e sudeste do Brasil se intensificaram principalmente a partir do final dos anos 70, com grande crescimento nos anos 80 (*sensu* Paula, 1987). Grande parte desses estudos foi influenciada pelos trabalhos clássicos de Stephenson e Stephenson (1949, 1972) e Lewis (1964), onde se procurava estabelecer padrões de distribuição vertical dos organismos bentônicos associados a fatores físicos tais como níveis da maré, exposição às ondas e salinidade.

Nos últimos anos, a necessidade de se obter informações mais detalhadas a respeito das populações de costões rochosos vem sendo cada vez maior na medida em que aumentam a procura por respostas a problemas concretos como impactos ambientais de diferentes origens, aproveitamento econômico de certos organismos e fatores determinantes da distribuição dessas populações (Villaça, 1990).

Vários tipos de metodologia vêm sendo utilizadas para a amostragem da estrutura da comunidade de substrato consolidado, destacando-se os métodos de estimativa visual (Sabino e Villaça, 1999; Moysés *et al.*, 2007), pontos de interseção (Sutherland, 1974; Sabino e Villaça, 1999; Moysés *et al.*, 2007; Masi *et al.*, 2009b) e raspagem total do substrato (Sabino e Villaça, 1999; Breves-Ramos *et al.*, 2005). Alguns estudos comparam os diferentes métodos para avaliar criticamente a eficácia relativa de cada metodologia sob reais condições de campo e na sua maioria fazem comparações dos métodos com amostragens *in situ* e por fotografia. Sabino e Villaça (1999) compararam os métodos de estimativa visual, pontos de interseção e

raspagem total do substrato. Foster *et al.* (1991) examinaram os métodos de pontos de interseção com o de fotografia dos *quadrats* amostrados. Meese e Tomich (1992) analisaram cinco métodos de estimativa de recobrimento: estimativa visual, pontos de interseção randômicos, pontos de interseção com distribuição regular, pontos de interseção estratificados randomicamente e fotografia. Dethier *et al.* (1993), por sua vez, avaliaram os métodos de estimativa visual e pontos de interseção com amostras no campo e simulações no computador.

O método por foto tem como principais vantagens a rápida estimativa de abundância, a possibilidade de comparação entre os observadores e o registro permanente da comunidade (Macedo *et al.*, 2006). No entanto, segundo os referidos autores, a fotografia digital, quando comparada com o método fotográfico antigo, apresenta maior agilidade na captura de imagens (as quais podem ser visualizadas e refeitas ainda em campo), redução nos custos do filme e de revelação e alta resolução das fotografias em programas de edição de imagem, permitindo que os organismos alcancem tamanhos maiores do que nas observações de campo e possibilitando uma análise mais cuidadosa na sua identificação.

Levando-se em conta que na zona entre-marés os estudos são usualmente restritos no tempo e no espaço, devido ao limitado tempo de exposição durante a maré baixa, pequena extensão da maré (geralmente menor do que 1,2 metros) e condições estressantes (aumentando o tempo de amostragem requerido) (Moysés *et al.*, 2007), a fotografia passou a ser considerada uma ferramenta importante por ser uma técnica ágil, permitindo uma maior amostragem e ao mesmo tempo, mantendo a precisão, rapidez e acurácia.

Apesar de os métodos disponíveis para a amostragem serem muitos e variados, todos estão sujeitos a problemas de inexatidão e imprecisão provenientes da aplicação dos métodos amostrais (Andrew e Mapstone, 1997). Sabino e Villaça (1999) afirmam que a adequação dos métodos de amostragem aos objetivos do trabalho a ser desenvolvido é imprescindível para uma maior representatividade da comunidade.

O problema da representatividade é básico em qualquer estudo ecológico (Ballesteros, 1986; Rosso, 1995). Uma amostra representativa deve considerar a comunidade sobre os aspectos específico e estrutural (Ballesteros, 1986) e deve ser suficientemente grande levando-se em conta as dimensões das unidades amostrais

e o seu número. Segundo Omena *et al.* (1995), um número mínimo deve ser determinado de forma a compatibilizar o esforço amostral com as exigências estatísticas.

A determinação do tamanho mínimo amostral a ser utilizado se tornou um tema bastante discutido no mundo, originando uma vasta bibliografia sobre o assunto (Hopkins, 1957; Weinberg, 1978; Boudouresque e Belsher, 1979; Connor e McCoy, 1979; Bros e Cowell, 1987; Andrew e Mapstone, 1987; Snedecor e Cochran, 1989; Omena *et al.*, 1995; Rosso, 1995; Cao *et al.*, 1997; Kingsford e Battershill, 1998 *apud* Murray *et al.*, 2006; Pringle, 2003; Murray *et al.*, 2006).

A maioria dos trabalhos, principalmente no início da discussão sobre o assunto, se dedicou na determinação da chamada área mínima (Hopkins, 1957; Weinberg, 1978; Boudouresque e Belsher, 1979). Weinberg (1978) definiu-a como uma área suficientemente grande para dar uma idéia bastante precisa dos dados qualitativos e quantitativos da composição faunística e florística da comunidade. Posteriormente e concomitantemente aos estudos para a determinação da área mínima, foi dada atenção para o número mínimo de amostras (Bros e Cowell, 1987; Omena *et al.*, 1995; Rosso, 1995; Cao *et al.*, 1997; Pringle, 2003).

Para a determinação do tamanho mínimo amostral quali/quantitativo da comunidade bentônica utilizou-se, geralmente, curvas espécie/área (Weinberg, 1978; Boudouresque e Belsher, 1979; Ballesteros, 1986), diversidade/área (Fuentes e Niell, 1981; Ballesteros, 1986; Vives e Salicrú, 2005) e similaridade/área (Weinberg, 1978; Ballesteros, 1986), sendo a estabilização das referidas curvas o critério para fixar a área amostral adequada. No entanto, esse critério é considerado subjetivo (Ballesteros, 1986). Uma forma menos subjetiva, segundo Rosso (1995) é aquela onde se fixa uma determinada relação custo/benefício, como no caso do chamado ponto Molinier (Molinier, 1963 *apud* Boudouresque e Belsher, 1979). De acordo com Boudouresque e Belsher (1979) o ponto Molinier  $x/y$  é aquele que corresponde ao ponto da curva espécie/área onde o incremento de  $x\%$  em relação à área corresponde ao incremento de  $y\%$  quanto ao número de espécies.

A partir da década de 80, os trabalhos começaram a focar não só a comunidade como um todo, mas também a representatividade das espécies que constituem essa comunidade. Para a determinação do tamanho mínimo amostral para essas espécies foi proposto o uso de fórmulas que consideram o erro padrão

da abundância média da espécie desejada (Bros e Cowell, 1987; Andrew e Mapstone, 1987; Kingsford e Battershill, 1998 *apud* Murray *et al.*, 2006) e/ou o desvio padrão e o nível de precisão desejado como uma proporção da abundância média da espécie (Andrew e Mapstone, 1987; Murray *et al.*, 2006) ou ainda o erro permitido, considerando os limites de confiança (Snedecor e Cochran, 1989; Murray *et al.*, 2006).

No Brasil, uma abordagem teórica sobre a questão foi apresentada por Rosso (1995), na qual o autor propõe a determinação do tamanho da amostra pela aplicação de modelos estatísticos. O número ideal de amostras para o estudo da comunidade incrustante na Baía da Guanabara, Rio de Janeiro, foi determinado utilizando-se painéis imersos (Omena *et al.*, 1995). Estudos experimentais sobre o dimensionamento amostral para comunidades bentônicas de substratos rochosos não foram encontradas na literatura consultada.

Os trabalhos experimentais realizados em substratos consolidados na costa brasileira referem-se em geral a estudos de zonação (Oliveira-Filho e Mayal, 1976; Magalhães e Coutinho, 1995; Masi *et al.*, 2009a), sucessão (Tanaka e Magalhães, 2002; Tanaka, 2005; Breves-Ramos *et al.*, 2005; Moysés, 2005), recrutamento (Rocha, 2002; Skinner e Coutinho, 2002; Skinner e Coutinho, 2005), competição (Sauer Machado *et al.*, 1996), predação (Calil, 2007), herbivoria (Ferreira *et al.*, 1998; Apolinário *et al.*, 1999), fitossociologia (Villaça *et al.*, 2008), comparação de diversos tipos de metodologia (Sabino e Villaça, 1999; Macedo *et al.*, 2006; Moysés *et al.*, 2007), mas sem determinar o tamanho amostral.

Na costa norte do Estado do Rio de Janeiro ocorre escassez de substrato rochoso natural, destacando-se apenas blocos graníticos na Praia da Barra do Furado e do Farol de São Tomé (22°02'S, 41°03'W), além de rochas ferruginosas em algumas praias de São Francisco do Itabapoana (21°18'S, 40°57'W). Os estudos nessa região referem-se em geral a comparações metodológicas (Macedo *et al.*, 2006), zonação (Masi *et al.*, 2009a), variação espacial (Masi e Zalmon, 2008) e temporal da comunidade bentônica local (Masi *et al.*, 2009b). Em relação ao desenho experimental para o estudo da comunidade bentônica do entre-marés rochoso na região, este é um projeto pioneiro de caráter experimental.

Sendo assim, a presente dissertação foi dividida em dois capítulos. No capítulo 1 pretendeu-se determinar o tamanho mínimo amostral necessário em cada

desenho experimental (área de *quadrat*, número de perfis e número de pontos no *quadrat*) para estudos da estrutura da comunidade e das espécies mais representativas no entre-marés em um molhe na praia do Farol de São Tomé, costa norte do Estado do Rio de Janeiro, conciliando viabilidade logística e robustez numérica. No capítulo 2, acompanhou-se o processo de colonização e a substituição de espécies que compõem a comunidade bentônica em duas faixas verticais do entre-marés no referido molhe aplicando-se os resultados obtidos previamente no capítulo 1.

A presente dissertação pretende complementar a base de estudos ecológicos neste tipo de substrato rochoso na costa norte do Rio de Janeiro, onde ocorre escassez de substrato consolidado natural e, conseqüentemente de investigações afins.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Apolinário, M., Coutinho, R., Baeta-Neves, M.H. (1999). Periwinkle (Gastropoda: Littorinidae) habitat selection and its impact upon microalgal populations. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(2): 211-218.
- Andrew, N.L., Mapstone, B.D. (1987). Sampling and description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanography and Marine Biology: an annual review*, 25: 39-90.
- Araújo, R., Bárbara, I., Souza-Pinto, I., Quintino, V. (2005). Spatial variability of intertidal rocky shore assemblages in the northwest coast of Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64: 658-670.
- Ballesteros, E. (1986). Métodos de análisis estructural em comunidades naturales, em particular del fitobentos. *Oecologia Aquática*, 8: 117-133.
- Boudouresque, C.F., Belsher, T. (1979). Le peuplement du Port-Vendres: recherches sur l'aire minimale qualitative. *Cahiers de Biologie Marine. Tome XX*: 259-269.
- Breves-Ramos, A., Lavrado, H.P., Junqueira, A.O.R., Silva, S.H.G. (2005). Succession in rocky intertidal benthic communities in areas with different pollution levels at Guanabara Bay (RJ-Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48: 951-965.
- Bros, W. E., Cowell, B. C. (1987). A technique for optimizing sample size (replication). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 114: 63-71.
- Calil, P. (2007). *Tolerância fisiológica ao estresse ambiental de predadores e presas e sua relação com a ocupação de um costão rochoso da zona entremarés*. Tese (Doutorado em Ciências), Curitiba, PR, Universidade Federal do Paraná, 119p.
- Cao, Y.; Williams, P. Bark, A.W. (1997). Effects of sample size (replicate number) on similarity measures in river benthic Aufwuchs community analysis. *Water Environment Research*, 69: 107-114.
- Connor, E.F., McCoy, E.D. (1979). The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist*, 113: 791-832.
- Coutinho, R.; Zalmon, I.R. (2009). O Bentos de Costões Rochosos. In: Pereira, R.C., Soares-Gomes, A. (org), *Biologia Marinha*. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 281–297.

- Dethier, M.N.; Graham, E.S.; Cohen, S.; Tear, L.M. (1993). Visual versus random-point percent cover estimations: 'objective' is not always better. *Marine Ecology Progress Series*, 96: 93-100.
- Ferreira, C.E.L., Gonçalves, J.E.A., Coutinho, R., Peret, A.C. (1998). Herbivory by the Dusky Damselfish *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) in a tropical rocky shore: effects on the benthic community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 229: 241-264.
- Foster, M.S., Harrold, C., Hardin, D.D. (1991). Point vs photo quadrat estimates of the cover of sessile marine organisms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 146: 193-203.
- Fuentes, M., Niell, F.X. (1981). Spatial structure of a mid level intertidal community (some comments on sampling). *Botanica Marina*, 24: 135-138.
- Hopkins, B. (1957). The concept of minimal area. *Journal of Ecology*, 45: 441-449.
- Lewis, J.R. (1964). The ecology of rocky shores. English university press. London. 300p.
- Little, C., Kitching, J.A. (1996). *The Biology of Rocky Shores*. Oxford, Oxford University Press. 240p.
- Macedo, I.M., Masi, B.P., Zalmon, I.R. (2006). Comparison of rocky intertidal community sampling methods at the northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54(2/3): 147-154.
- Magalhães, C., Coutinho, R. (1995). Distribution and zonation of three species of predatory gastropods: patterns and adaptations to wave impact in the rocky shore. *Publicação esp. Inst. Oceanog.*, 11: 123-131.
- Masi, B.P.; Zalmon, I.R. (2008). Zonação de comunidade bêntica do entremarés em molhes sob diferente hidrodinamismo na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(40): 662-673.
- Masi, B.P., Macedo, I.M., Zalmon, I.R. (2009a). Benthic community zonation in a breakwater on northern Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52(3): 637-646.
- Masi, B.P., Macedo, I.M., Zalmon, I.R. (2009b). Annual and spatial variation of intertidal benthic community zonation in a breakwater off Rio de Janeiro coast,

- southeastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(2): 225-234.
- Meese, R.J., Tomich, P.A. (1992). Dots on the rocks: a comparison of percent cover estimation methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 165(1): 59-73.
- Moysés, D.N. (2005). *Influência da heterogeneidade do substrato no recrutamento de invertebrados bentônicos e sucessão ecológica do médiolitoral do costão rochoso da Ilha do Brandão, Angra dos Reis, RJ*. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Rio de Janeiro, RJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 105 p.
- Moysés, D.N., Junqueira, A.O.R., Lavrado, H.P., Silva, S.H.G.S. (2007). Method for monitoring intertidal communities in a steep rocky shore: a combination of digital image technology and field operational strategy. *Brazilian Journal of Oceanography*, 55: 19-27.
- Murray, N.S., Ambrose, R.F., Dethier, M.N. (2006). *Monitoring rocky shores*. 1.ed. London, England: University of California Press, 220p.
- Oliveira-Filho, R.C., Mayal, E.M. (1976). Seasonal distribution of intertidal organisms at Ubatuba, São Paulo (Brazil). *Revista Brasileira de Biologia*, 36: 305-316.
- Omena, E.P., Barreto, C.C., Brasil, A.C.S., Zalmon I.R. (1995). Número ideal de amostras para o estudo da comunidade de incrustante da região da Urca, Baía de Guanabara, RJ. *Acta Biologica Leopoldinensia*, 17: 35-46.
- Paula, E.J. (1987). Zonação dos costões rochosos: região entre-marés. *Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: síntese dos conhecimentos*. Cananéia, 1: 266-288.
- Pringle, J.D. (1984). Efficiency estimates for various quadrat sizes used in benthic sampling. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences*, 41: 1485-1489.
- Raffaelli, D., Hawkins, S. (1999). *Intertidal ecology*. Kluwer Academic Publishers. ed. 2. 356 p.
- Rocha, F.M. (2002). *Recrutamento e sucessão de uma comunidade bentônica de mesolitoral dominada pela espécie invasora Isognomon bicolor (Bivalvia: Isognomonidae) C. B. Adams, 1748 em dois costões rochosos submetidos a*

- diferentes condições de batimento de ondas*. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Rio de Janeiro, RJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 87 p.
- Rosso, R. (1995). Dimensionamento amostral em estudos descritivos de comunidades de organismos bênticos sésseis e semi-sésseis. *Oecologia brasiliensis*, 1: 193-223.
- Sabino, C.M., Villaça, R. (1999). Estudo comparativo de métodos de amostragem de costão. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(3): 407-419.
- Sauer Machado, K.R.S.; Chapman, A.R.O.; Coutinho, R. (1996). Consumer species have limited and variable roles in community organization on a tropical intertidal shore. *Marine Ecology Progress Series*, 134: 73-83.
- Skinner, L.F.; Coutinho, R. (2002). Preliminary results on settlement of the barnacles *Tetraclita stalactifera* and *Chthamalus bisinuatus* on a Brazilian tropical rocky shore under upwelling conditions. *Invertebrate Reproduction and Development*, 41(1-3): 151-156
- Skinner, L.F., Coutinho, R. (2005). Effect of microhabitat distribution and substrate roughness on barnacle *Tetraclita stalactifera* (Lamarck, 1818) settlement. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1): 109-113.
- Snedecor, G.W., Cochran, W.G. (1989). *Statistical Methods*. 8.ed. Ames: Iowa State University Press, 503p.
- Stephenson, T.A.; Stephenson, A. (1949). The universal feature of zonation between tide-marks on rocky coasts. *Journal of Ecology*, 37: 289-305.
- Stephenson, T.A.; Stephenson, A. (1972). Life between tidemarks on rocky shores. Freeman, São Francisco.
- Sutherland, J.P. (1974). Multiple stable points in natural communities. *The American Naturalist*, 108(964): 859-873.
- Tanaka, M.O., Magalhães, C.A. (2002). Edge effects and succession dynamics in *Brachidontes* mussel beds. *Marine Ecology Progress Series*, 237: 151-158.
- Tanaka, M.O. (2005). Recolonization of experimental gaps by the mussels *Brachidontes darwinianus* and *B. solisianus* in a subtropical rocky shore. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1): 115-119.

- Villaça, R. (1990). Metodologia de amostragem em costões rochosos. Abordagem fitossociológica. *Anais II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira*, 1: 1-13.
- Villaça, R., Yoneshegue-Valentin, Y., Boudoresque, C.F. (2008). Estrutura da comunidade de macroalgas do infralitoral do lado exposto da Ilha de Cabo Frio (Arraial do Cabo, RJ). *Oecologia Brasiliensis*, 12(2): 206-221.
- Vives, S., Salicrú, M. (2005). Accuracy in the estimation of quantitative minimal area from the diversity/area curve. *Mathematical Biosciences*, 195: 65-75.
- Weinberg, S. (1978). The minimal area problem in invertebrate communities of Mediterranean rocky substrata. *Marine Biology*, 49: 33-40.

## DETERMINAÇÃO DE TAMANHO AMOSTRAL PARA ESTUDO DA COMUNIDADE BENTÔNICA DO ENTRE-MARÉS ROCHOSO NA COSTA NORTE DO RIO DE JANEIRO

### RESUMO

Em face dos diferentes agrupamentos bentônicos associados à estreita faixa que constitui a zona entre-marés é hipotetizado que o tamanho amostral para estudos de estrutura da respectiva comunidade e/ou das espécies mais representativas deve variar nesta escala de espaço. O presente estudo teve como objetivo determinar a área de *quadrat*, o número de perfis e o número de pontos no *quadrat* nas diferentes alturas do entre-marés rochoso na costa norte do Rio de Janeiro. Em oito perfis verticais, foram analisados em cada altura 100, 200, 400, 800 e 1600 cm<sup>2</sup> com 100 pontos-interseção pelo método de foto-*quadrat*. A partir da obtenção da área mínima, analisou-se 01, 02, 04 e 08 perfis, com 100 pontos-interseção em cada *quadrat*. O número mínimo de pontos foi determinado a partir da área e do número de perfis pré-determinados. Para tal, analisou-se 10, 20, 40 e 80 pontos no *quadrat*. Indicadores de estrutura de comunidade sugerem como área mínima 800 cm<sup>2</sup> nas alturas 1 (0,2 a 0,6 m) e 6 (2,2 a 2,6 m), 400 cm<sup>2</sup> na altura 3 (1,0 a 1,4 m), 200 cm<sup>2</sup> nas alturas 2 (0,6 a 1,0 m) e 4 (1,4 a 1,8 m) e 100 cm<sup>2</sup> na altura 5 (1,8 a 2,2 m). O número mínimo de perfis correspondeu a 08 perfis, a exceção das alturas 1 e 6 que necessitaram de 04 e 02 perfis, respectivamente. O número mínimo de pontos correspondeu a 80 pontos nas alturas 1, 3 e 6 e nas demais a 20-40 pontos. Indicadores de abundância das espécies mais representativas sugerem 100 cm<sup>2</sup> para *Hypnea musciformis*, 400 cm<sup>2</sup> para *Ulva fasciata*, *Phragmatopoma lapidosa*, *Gymnogongrus griffithsiae* e 800 cm<sup>2</sup> para *Chthamalus* spp nas alturas 1 a 3, 200 cm<sup>2</sup> para *Chthamalus* spp nas alturas 4 e 5, 800 cm<sup>2</sup> para *Littorina ziczac* na altura 6. O número de perfis indicado para todas as espécies analisadas correspondeu a 07-08 perfis e o número de pontos correspondeu a 10-20 pontos, a exceção de *G. griffithsiae* e *L. ziczac* que necessitaram de 40 e 80 pontos, respectivamente. A abundância e a distribuição de cada espécie apresentaram uma relação direta com o tamanho amostral necessário. Diferentes tamanhos foram necessários para a amostragem da comunidade e das espécies mais representativas em cada altura do entre-marés rochoso local em face das condições ambientais diferentes ao longo das mesmas. A escolha do método bem como a determinação do tamanho amostral

deve estar diretamente relacionada ao objetivo do estudo. A disponibilidade de tempo também deve ser considerada, sem interferir na acurácia e precisão necessárias para a credibilidade dos resultados.

## ABSTRACT

In view of the various benthic groups closely associated with the band which characterizes the intertidal zone we hypothesized that the sample size for community structure studies and/or the most representative species should vary in spatial scale. The objective of this study was to determine the area of the *quadrat*, the number of profiles and number of points in *quadrats* at different heights of the intertidal rocky zone on the north coast of Rio de Janeiro. In eight vertical profiles at each height we analyzed areas of 100, 200, 400, 800 and 1600 cm<sup>2</sup> with 100 points, using the photo-*quadrat* method. Upon obtaining the minimum area, 01, 02, 04 and 08 profiles were analyzed with 100 points in each *quadrat*. The minimum number of points was determined from the area and the number of pre-determined profiles. For this, 10, 20, 40 and 80 points were analyzed in the *quadrat*. Community structure indicators suggested a minimum area of 800 cm<sup>2</sup> at heights 1 (0.2 to 0.6 m) and 6 (2.2 to 2.6 m), 400 cm<sup>2</sup> at height 3 (1.0 to 1.4 m), 200 cm<sup>2</sup> at heights 2 (0.6 to 1.0 m) and 4 (1.4 to 1.8 m) and 100 cm<sup>2</sup> at height 5 (1.8 to 2.2 m). The minimum number of profiles was 08, except for heights 1 and 6 that required only 04 and 02 profiles, respectively. The minimum number of points corresponded to 80 at heights 1, 3 and 6, and for the others corresponded to 20-40 points. Indicators of abundance of the most representative species suggest 100 cm<sup>2</sup> for *Hypnea musciformis*, 400 cm<sup>2</sup> for *Ulva fasciata*, *Phragmatopoma lapidosa*, *Gymnogongrus griffithsiae* and 800 cm<sup>2</sup> for *Chthamalus* spp at heights from 1 to 3, 200 cm<sup>2</sup> for *Chthamalus* spp at heights 4 and 5, 800 cm<sup>2</sup> for *Littorina ziczac* at height 6. The number of profiles for all species examined was 07-08 and 10-20 points, the only exceptions being *G. griffithsiae* and *L. ziczac* that required 40 and 80 points, respectively. The abundance and distribution of each species showed a direct relationship with the sample size needed. Different sizes were needed for the sampling of the community and the most representative species at each height during each tidal cycle on the rocky site due to their different environmental conditions. The choice of method and determining the sample size should be directly related to the objective of the study. The availability of

time should also be considered, without interfering in the accuracy and precision necessary for the credibility of the results.

## INTRODUÇÃO

Os costões rochosos são considerados um dos mais importantes ecossistemas costeiros e abrigam um grande número de espécies de importância econômica e ecológica. Apresentam uma elevada produção primária de microfítobentos e de macroalgas, sendo considerados locais de alimentação, crescimento e reprodução de espécies. Além disso, a sua complexidade física e biológica resulta em alta riqueza e diversidade de espécies em pequena escala espacial, vertical e horizontal (Murray *et al.*, 2006; Coutinho e Zalmon, 2009).

A necessidade de se obter informações mais detalhadas a respeito das populações de costões rochosos vem sendo cada vez maior na medida em que aumentam a procura por respostas a problemas concretos como impactos ambientais de diferentes origens, aproveitamento econômico de certos organismos e fatores determinantes da sua distribuição. Essas respostas só podem ser dadas a partir de um conhecimento dinâmico das populações dos costões dando subsídios para uma modelagem desse ecossistema (Villaça, 1990).

Na tentativa de entender os padrões de distribuição e abundância das comunidades bentônicas marinhas de costões rochosos, assume-se que os métodos utilizados forneçam uma estimativa precisa e consistente do número de organismos realmente presentes (Meese e Tomich, 1992).

Um dos principais problemas em estudos de comunidades bentônicas marinhas é a representatividade das amostras. Esta premissa é o ponto básico em qualquer estudo ecológico e tem levado a debates dos padrões metodológicos empregados, demonstrando que cada vez mais há necessidade de sua otimização (Green, 1979; Greig-Smith, 1983; Macedo *et al.*, 2006). Uma amostra representativa deve considerar a comunidade sob dois aspectos fundamentais: específico e estrutural (Ballesteros, 1986). A amostra deve ser suficientemente grande levando-se em conta as dimensões das unidades amostrais e o seu número. No entanto, a disponibilidade de tempo e recursos também deve ser considerada. De acordo com Omena *et al.* (1995), um número mínimo deve ser determinado de forma a compatibilizar o esforço amostral com as exigências estatísticas.

Estudos em relação a essa questão procuram por um método para se determinar o tamanho amostral mínimo quali e quantitativo através de curvas espécie/área (Weinberg, 1978; Boudouresque e Belsher, 1979; Ballesteros, 1986), diversidade/área (Fuentes e Niell, 1981; Ballesteros, 1986; Vives e Salicrú, 2005) e similaridade/área (Weinberg, 1978; Ballesteros, 1986), sendo a estabilização das referidas curvas o critério para fixar a área amostral adequada. Ballesteros (1986) afirma que o critério para se definir área mínima é sempre subjetivo e segundo Hawkins e Hartnoll (1980), a melhor solução é aquela em que cada pesquisador fixa a sua própria. Boudouresque e Belsher (1979) propõem o ponto Molinier  $x/y$  para determinação da área mínima, que corresponde ao ponto da curva espécie/área onde o incremento de  $x\%$  em relação à área corresponde ao incremento de  $y\%$  quanto ao número de espécies.

O tamanho amostral mínimo também pode ser determinado para estudos que levam em conta cada espécie da comunidade separadamente. Para tal, foi proposto o uso de fórmulas que consideram o erro padrão da abundância média da espécie desejada (Bros e Cowell, 1987; Andrew e Mapstone, 1987; Kingsford e Battershill, 1998 *apud* Murray *et al.*, 2006) e/ou o desvio padrão e o nível de precisão desejado como uma proporção da abundância média da espécie (Andrew e Mapstone, 1987; Murray *et al.*, 2006) ou ainda o erro permitido, considerando os limites de confiança (Snedecor e Cochran, 1989; Murray *et al.*, 2006).

Vários autores no mundo têm se preocupado com o problema do tamanho mínimo amostral a ser utilizado (Hopkins, 1957; Weinberg, 1978; Boudouresque e Belsher, 1979; Connor e McCoy, 1979; Bros e Cowell, 1987; Andrew e Mapstone, 1987; Cao *et al.*, 1997; Pringle, 2003; Murray *et al.*, 2006; Parravicini *et al.*, 2009). No Brasil, Rosso (1995) apresentou uma abordagem teórica sobre a questão, propondo a determinação do tamanho da amostra pela aplicação de modelos estatísticos. Omena *et al.* (1995) determinaram o número ideal de amostras para o estudo da comunidade incrustante na Baía da Guanabara, Rio de Janeiro, utilizando painéis imersos. Os trabalhos experimentais realizados em substratos consolidados na costa brasileira referem-se em geral a estudos de zonação (Oliveira-Filho e Mayal, 1976; Magalhães e Coutinho, 1995; Masi *et al.*, 2009a), sucessão (Tanaka e Magalhães, 2002; Tanaka, 2005; Breves-Ramos *et al.*, 2005; Moysés, 2005), recrutamento (Rocha, 2002; Skinner e Coutinho, 2002; Skinner e Coutinho, 2005), competição (Sauer Machado *et al.*, 1996), predação (Calil, 2007), herbivoria

(Ferreira *et al.*, 1998; Apolinário *et al.*, 1999), fitossociologia (Villaça *et al.*, 2008) e comparação de diversos tipos de metodologia (Sabino e Villaça, 1999; Macedo *et al.*, 2006; Moysés *et al.*, 2007), mas sem determinar o tamanho amostral.

Na costa norte do Estado do Rio de Janeiro ocorre escassez de substrato rochoso natural, destacando-se apenas blocos graníticos na Praia da Barra do Furado e do Farol de São Tomé (22°02'S, 41°03'W), além de rochas ferruginosas em algumas praias de São Francisco do Itabapoana (21°18'S, 40°57'W). Em 2004, iniciou-se nos molhes da praia do Farol de São Tomé um estudo piloto objetivando avaliar diferentes métodos de investigação de organismos bentônicos na região entre-marés, sendo a amostragem por fotografia digital o método considerado mais eficiente, acurado e vantajoso desde que haja o conhecimento prévio dos organismos que compõem a comunidade local (Macedo *et al.*, 2006). Masi *et al.* (2009a) caracterizaram a comunidade bentônica na praia supracitada de modo a identificar o padrão de zonação vertical no entre-marés do substrato rochoso. Concomitantemente, a variabilidade espacial na zonação das comunidades dos substratos rochosos nas praias do Farol de São Tomé e da Barra do Furado, caracterizados por diferentes graus de exposição às ondas, também foi investigada (Masi e Zalmon, 2008). Além disso, estudo relativo à distribuição vertical dos organismos bentônicos em diferentes períodos do ano relacionado a parâmetros ambientais como maré, temperatura do ar, altura e períodos das ondas foi realizado (Masi *et al.*, 2009b). Em relação ao desenho experimental para o estudo da comunidade bentônica do entre-marés rochoso na região, este é um projeto pioneiro de caráter experimental.

Em face da complexidade topográfica e irregular do substrato estudado e da importância de um planejamento criterioso para desenvolvimento de estudos experimentais em ecologia pretende-se neste estudo responder a principal questão: qual o tamanho amostral mínimo necessário em cada desenho experimental (área de *quadrat*, número de perfis e número de pontos no *quadrat*) para amostrar a comunidade bentônica do entre-marés rochoso na Praia do Farol de São Tomé, conciliando viabilidade logística e robustez do ponto de vista matemático/estatístico?

## **OBJETIVO GERAL**

Determinar o tamanho amostral mínimo necessário (área de *quadrat*, número de perfis e número de pontos amostrais no *quadrat*) para estudos da comunidade

bentônica do entre-marés em um substrato rochoso na costa norte do Estado do Rio de Janeiro.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado em um substrato rochoso constituído de blocos graníticos superpostos na praia do Farol de São Tomé ( $22^{\circ}04'55''\text{S}$ ,  $41^{\circ}07'00''\text{W}$ ), município de Campos de Goytacazes, costa norte do Estado do Rio de Janeiro. Esses blocos formam um molhe ou quebra-mar que foi construído por volta de 1980 para a instalação de um porto de pesca, mas que posteriormente teve sua construção interrompida (Figura 1).

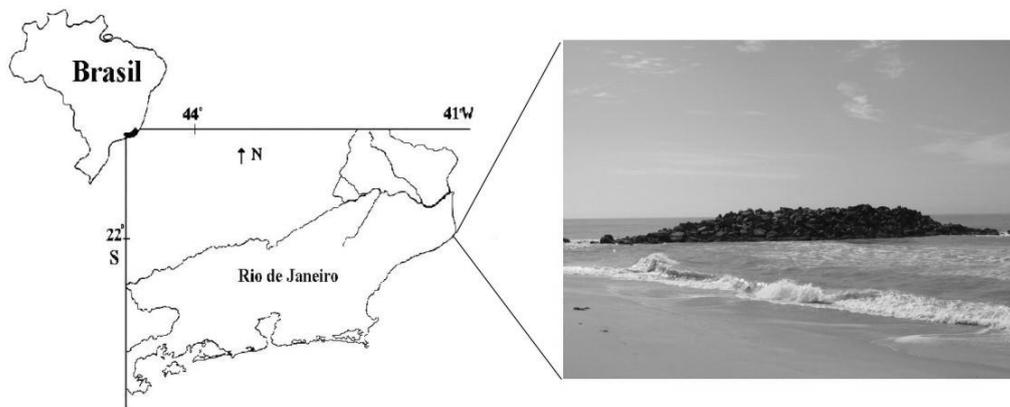


Figura 1. Localização da área de estudo na Praia do Farol de São Tomé, norte do Estado do Rio de Janeiro.

O substrato dista 10 m da linha de costa, possui comprimento total aproximado de 30 m de comprimento e apresenta inclinação total de  $50^{\circ}$ . O vento nordeste é predominante na região ao longo do ano e ventos do quadrante sudoeste ocorrem principalmente durante a passagem de frentes frias.

Na área de estudo a maré é semidiurna, com variação anual média de 1,4 m. A tábua de marés utilizada para se definir o período de realização das amostragens refere-se ao Terminal Marítimo de Imbetiba, Macaé, fornecida pela Marinha do Brasil (<http://www.mar.mil.br/dhn/chm/tabuas/index.htm>).

As amostragens foram conduzidas na superfície rochosa oeste, onde a ação das ondas é menos intensa devido à orientação da rocha em relação à ondulação (Figura 2).



Figura 2. Amostragem por foto digital com *quadrat* de 1600 cm<sup>2</sup> no substrato rochoso na Praia do Farol de São Tomé, norte do Rio de Janeiro.

### Desenho Experimental

As amostragens de campo foram realizadas entre abril e junho de 2007 durante os períodos de baixamar, em superfícies relativamente perpendiculares e voltadas para o mar a fim de controlar os fatores físicos como luminosidade e grau de exposição às ondas. Devido à descontinuidade do substrato, a determinação da extensão vertical de cada perfil foi executada por blocos, utilizando-se o método adaptado de Gevertz (1995) (Figura 3) e, desta forma, cada bloco correspondeu a uma altura.

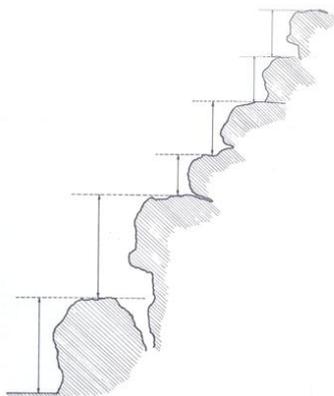


Figura 3. Esquema do perfil de um substrato rochoso segundo Gevertz (1995) (esquerda) e fotografia da área de estudo (direita).

A caracterização da comunidade bentônica na área de estudo, realizada por Masi *et al.*, (2009a), indicou a existência de grupos de organismos sésseis ou sedentários, distribuídos em quatro faixas horizontais na zona entre-marés: 1) Franja do Infralitoral dominada por *Hypnea musciformis* (Wulfen) J. V. Lamouroux 1813,

*Ulva fasciata* Delile, 1813 e *Phragmatopoma lapidosa* Kinberg, (1867); 2) Eulitoral inferior caracterizada por *Chthamalus* spp, *P. lapidosa*, *U. fasciata* e *Centroceras clavulatum* (Agardh) Montagne; 3) Eulitoral Superior caracterizada principalmente pelos cirrípedes *Chthamalus bisinuatus* Pilsbry, 1916 e *Chthamalus proteus* Dando e Southward, 1980; 4) Franja do Supralitoral dominada por *Littorina ziczac* (Gmelin, 1791).

Oito perfis verticais eqüidistantes dois metros, cada qual representando uma unidade amostral, foram traçados desde o nível 0,2 m da maré até o limite superior de *L. ziczac* para se determinar a área mínima do *quadrat*, o número mínimo de perfis amostrais e o número mínimo de pontos amostrais no *quadrat*. Um total de seis alturas compõe a região entre-marés do substrato rochoso investigado: altura 1 (0,2 a 0,6 m do nível da maré); altura 2 (0,6 a 1,0 m); altura 3 (1,0 a 1,4 m); altura 4 (1,4 a 1,8 m); altura 5 (1,8 a 2,2 m); altura 6 (2,2 a 2,6 m).

### **Análise das fotografias**

A amostragem foi realizada por meio de foto-*quadrat* (Foster *et al.*, 1991; Preskitt *et al.*, 2004; Macedo *et al.*, 2006, Moysés *et al.*, 2007; Parravicini *et al.*, 2009). Todos os *quadrats* dispostos ao longo de cada perfil amostral e em cada altura foram fotografados utilizando-se câmera digital Sony Cyber-shot 4.1 Mega pixels junto a uma estrutura (*frame*) de policloreto de vinila (PVC) com 1600 cm<sup>2</sup>. A imagem de cada *quadrat* com uma grade sobreposta foi visualizada no computador (Figura 4), registrando-se a abundância relativa de cada espécie pelo método não-destrutivo de pontos de interseção proposto por Sutherland (1974). A distinção entre a cobertura do estrato primário e secundário não foi considerada e, assim como em Boaventura *et al.* (2002), organismos vágeis não foram quantificados.

Os dados foram analisados a partir do programa CPCe (Coral Point Count with Excel extensions) versão 3.4 (Kohler e Gill, 2006), que oferece uma ferramenta para determinar a porcentagem de cobertura de organismos usando as imagens digitais. O programa gera um número de pontos aleatórios ou em grade e os organismos estabelecidos abaixo daqueles pontos são identificados.



Figura 4. Fotografia digital de *quadrat* de 400 cm<sup>2</sup> de dimensão com 100 pontos amostrados no *quadrat*, visualizada no computador por meio do programa CPCe.

### Análise dos desenhos amostrais

Os tamanhos amostrais comparados em cada desenho amostral (área de *quadrat*, número de perfis e de pontos amostrais no *quadrat*) foram determinados de modo a se obter um aumento constante de 100% do tamanho investigado.

A área mínima de *quadrat* foi avaliada nos oito perfis amostrais analisando-se *quadrats* de 100 cm<sup>2</sup>, 200 cm<sup>2</sup>, 400 cm<sup>2</sup>, 800 cm<sup>2</sup> e 1600 cm<sup>2</sup>. Em cada altura e em cada perfil do substrato rochoso analisou-se um *quadrat* de cada tamanho amostral, sendo este sorteado em uma área de 1600 cm<sup>2</sup> (Figura 5). O termo *quadrat* representa tanto os quadrados como os retângulos amostrados no estudo. Um total de 100 pontos de interseção em cada *quadrat* foi determinado para estimar a porcentagem de cobertura dos organismos, totalizando 100% de cobertura (Boaventura *et al.*, 2002).

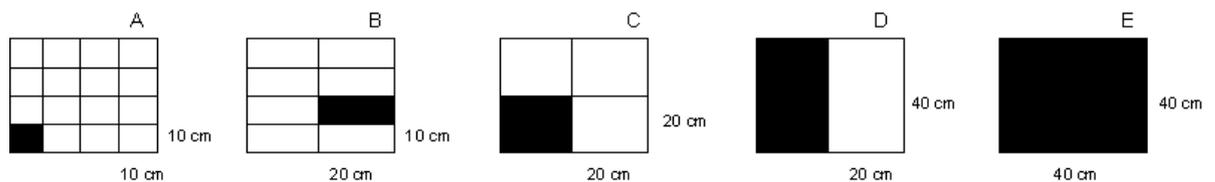


Figura 5. Representação das áreas de *quadrats* escolhidas por meio de sorteio a partir do *quadrat* de 1600 cm<sup>2</sup> em cada perfil e em cada altura do substrato rochoso. A = 100 cm<sup>2</sup>; B = 200 cm<sup>2</sup>; C = 400 cm<sup>2</sup>; D = 800 cm<sup>2</sup>; E = 1600 cm<sup>2</sup>. Os *quadrats* assinalados em preto foram amostrados.

A partir da obtenção da área mínima do *quadrat*, foram sorteados e analisados 01, 02, 04 e 08 perfis, considerando também 100 pontos de interseção em cada *quadrat*.

O número mínimo de pontos amostrais no *quadrat* foi determinado a partir da obtenção da área mínima e do número mínimo de perfis pré-determinados. Para tal, analisou-se 10, 20, 40 e 80 pontos marcados aleatoriamente em uma grade de 100 pontos, sendo cada um dos quatro tamanhos amostrados correspondente a 100% de porcentagem de cobertura.

### **Tratamento e Análise dos Dados**

A composição taxonômica foi analisada em cada tamanho amostral para área de *quadrat*, número de perfis e número de pontos no *quadrat*. Os organismos registrados foram identificados ao nível taxonômico de espécie, sempre que possível. Os cirripédios *Chthamalus proteus* Dando e Southward, 1980 e *Chthamalus bisinuatus* Pilsbry, 1916 foram identificados como *Chthamalus* spp, devido à dificuldade de distingui-los por fotografia.

A riqueza de espécies foi obtida a partir do número médio e cumulativo de espécies presente nos *quadrats* dispostos nos perfis amostrais em cada altura do substrato rochoso para os diferentes tamanhos amostrais.

Conforme recomendado por Zar (1996), por se tratar de medidas numéricas relativas, a diversidade de espécies foi calculada utilizando o índice de Brillouin ( $H$ ,  $\log_e$ ) [ $H = (\log n! - \sum \log f_i!)/n$ , onde:  $H$  = diversidade de Brillouin;  $f$  = abundância média de cada espécie;  $n$  = número de espécies;  $i$  = espécie] em cada um dos tamanhos amostrais nas diferentes alturas do substrato.

A abundância relativa das espécies mais representativas de cada altura do substrato foi representada pela porcentagem de cobertura média nos oito perfis para cada um dos tamanhos amostrais nas diferentes alturas do substrato. No presente estudo, considerou-se como espécie mais representativa de cada altura, aquelas com cobertura média superior a 10%, à exceção da altura 6 (2,2 a 2,6 m), em que foi incluída a espécie *Littorina ziczac* mesmo com cobertura inferior, por ser considerada uma espécie representativa da Franja do Supralitoral no local em estudo *sensu* Masi *et al.* (2009a).

### **Análise comparativa dos tamanhos amostrais quanto à comunidade**

A determinação do tamanho amostral mínimo para área do *quadrat*, número de perfis e número de pontos no *quadrat* em cada altura investigada quanto aos indicadores de estrutura de comunidade envolveu os seguintes critérios: 1) determinação do ponto Molinier (Molinier, 1963 *apud* Boudouresque e Belsher, 1979), onde o incremento de 100% em cada tamanho amostral corresponde a um aumento máximo de 20% (ponto Molinier 100/20) no conteúdo da informação referente à riqueza média e diversidade média de espécies; 2) análise da riqueza acumulada de espécies em relação aos tamanhos amostrais investigados, considerando que pelo menos 90% das espécies estejam incluídas (segundo Murray *et al.*, 2006); 3) comparação da similaridade das amostras de tamanho contíguo (100 x 200 cm<sup>2</sup>, 200 x 400 cm<sup>2</sup>, 400 x 800 cm<sup>2</sup>, 800 x 1600 cm<sup>2</sup>; 1 x 2 perfis, 2 x 4 perfis, 4 x 8 perfis e 10 x 20 pontos, 20 x 40 pontos, 40 x 80 pontos) em cada altura do substrato, considerando o tamanho mínimo a partir da estabilização da curva de similaridade (segundo Murray *et al.*, 2006) e/ou quando esta não era alcançada, adotando-se o valor de 80% de similaridade dos agrupamentos bentônicos. Para tal utilizou-se o índice de similaridade de Bray-Curtis (Krebs, 1989), considerando a abundância média dos organismos presentes em cada altura do substrato.

### **Análise comparativa dos tamanhos amostrais quanto às espécies mais representativas**

A determinação do tamanho amostral mínimo para área do *quadrat*, número de perfis e número de pontos no *quadrat* em cada altura investigada quanto aos indicadores de abundância das espécies mais representativas envolveu os seguintes critérios: 1) determinação do ponto Molinier (Molinier, 1963 *apud* Boudouresque e Belsher, 1979) onde o incremento de 100% em cada tamanho amostral corresponde a um aumento máximo de 20% (ponto Molinier 100/20) no conteúdo da informação referente à abundância média das espécies mais representativas; 2) plotagem dos tamanhos amostrais para área de *quadrat*, número de perfis e número de pontos no *quadrat versus* EP/x, onde EP = erro padrão e x = abundância média da espécie mais representativa (Bros e Cowell, 1987; Andrew e Mapstone, 1987; Kingsford e Battershill, 1998 *apud* Murray *et al.*, 2006), sendo o critério para a determinação do tamanho amostral segundo os autores supracitados a queda na referida curva, de modo que ocorre uma redução no erro padrão em relação à abundância média em

tamanhos maiores e/ou a estabilização da mesma; 3) plotagem dos tamanhos amostrais para número de perfis *versus*  $[DP/p \cdot x]^2$ , onde DP = desvio padrão; p = precisão desejada como uma proporção da abundância média da espécie mais representativa e x = abundância média da espécie (Andrew e Mapstone, 1987; Murray *et al.*, 2006), sendo o critério dependente da precisão adotada pelo pesquisador; 4) plotagem dos tamanhos amostrais para número de perfis *versus*  $4s^2/L^2$ , onde  $s^2$  = variância na abundância média da espécie mais representativa; L = erro permitido para um limite de confiança de 95% (Snedecor e Cochran, 1989; Murray *et al.*, 2006), sendo o critério dependente do erro admitido pelo pesquisador.

### **Análise de variância**

Para a determinação de diferenças significativas na riqueza, na diversidade e na abundância das espécies mais representativas nas diferentes áreas e número de pontos amostrais em cada altura do substrato rochoso foi realizada uma análise de variância (ANOVA) uni-direcional ( $\alpha = 0,05$ ). A análise de variância para o número de perfis não foi realizada, pois de acordo com Underwood (1997), quando se compara um número desigual de réplicas, há diferença na precisão das médias amostrais e no poder do teste.

A normalidade dos dados e a homogeneidade das variâncias foram testadas *a priori* por W de Shapiro Wilk (Zar, 1996) e teste de Cochran (Underwood, 1997), respectivamente. Os dados de abundância relativa foram transformados *a priori* para arco seno (Underwood, 1997). Quando as premissas foram violadas, os dados foram transformados (log ou raiz quadrada) e testados novamente. A ANOVA e seu equivalente não paramétrico Kruskal-Wallis foram realizados para dados que mesmo assim, não atingiram a normalidade e/ou homogeneidade. Optou-se, assim, utilizar a análise paramétrica com os dados não transformados, pois o teste paramétrico e o não paramétrico apresentaram os mesmos resultados. *A posteriori* realizou-se análise de comparação múltipla das médias (Tukey – HSD) (Zar, 1996).

## **RESULTADOS**

### **Área de *quadrat* – Estrutura da Comunidade**

#### **Caracterização e Composição Taxonômica**

Foram identificadas 19 espécies bentônicas na zona entre-marés do substrato rochoso estudado, nas diferentes áreas amostrais de *quadrats* (Tabela 1). Dentre as

19 espécies observadas, 14 ocorreram em todos os tamanhos de *quadrat*. Como espécie exclusiva, destaca-se apenas *Bunodosoma* sp presente no *quadrat* de 800 cm<sup>2</sup>. Vale ressaltar que o maior número de espécies foi registrado no *quadrat* de menor tamanho (100 cm<sup>2</sup>).

Tabela 1. Lista de espécies registradas nas diferentes áreas amostrais de *quadrats* (cm<sup>2</sup>) nas seis alturas do substrato rochoso na região entre-marés em oito perfis amostrais e 100 pontos de interseção em cada *quadrat*.

Espécies
Heterokonthophyta
Naviculacea
Chlorophyta
<i>Chaetomorpha</i> sp
<i>Ulva fasciata</i> Delile, 1813
Rhodophyta
<i>Gracilaria domingensis</i> (Kutzing) Sonder ex Dickie
<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen in Jacqu.) Lamouroux
<i>Centroceras clavulatum</i> (Agardh) Montagne
<i>Gymnogongrus griffithsiae</i> (Turner) Martius
Cnidaria
<i>Plumularia</i> sp
<i>Bunodosoma</i> sp
Mollusca
<i>Collisella subrugosa</i> (Orbigny, 1846)
<i>Fissurella clenchi</i> Farfante, 1943
<i>Stramonita haemastoma</i> (Linnaeus, 1767)
<i>Littorina ziczac</i> (Gmelin, 1791)
<i>Littorina flava</i> King e Broderip, 1832
<i>Brachidontes solisianus</i> (Orbigny, 1846)
<i>Perna perna</i> (Linnaeus, 1758)
Annelida
<i>Phragmatopoma lapidosa</i> Kinberg, (1867)
Arthropoda
<i>Chthamalus</i> spp
<i>Tetraclita stalactifera</i> (Lamarck, 1818)

### **Ponto Molinier – Riqueza e Diversidade de Espécies**

Nas alturas 1, 2 e 3 (0,2 a 1,4 m) do substrato rochoso, o ponto Molinier 100/20, em que um aumento de 100% na área do *quadrat* corresponde a um incremento máximo de 20% no conteúdo de informação referente à riqueza e à diversidade de espécies, correspondeu a 800, 200 e 400 cm<sup>2</sup>, respectivamente, para ambos os descritores numéricos (Figura 6). Já nas alturas 4 a 6 (1,4 a 2,6 m), a área mínima revelada pelo ponto Molinier 100/20 considerando os referidos indicadores numéricos foi de 100 cm<sup>2</sup> (Figura 6).

A análise de variância entre as áreas amostrais, para ambos os descritores de estrutura de comunidade, revelou diferenças significativas apenas na altura 3 (1,0 a 1,4 m) e o teste de Tukey identificou-as entre os *quadrats* de 100 e 800 cm<sup>2</sup> e 100 e 1600 cm<sup>2</sup> (ANOVA F = 3,70,  $p = 0,01$  para riqueza e F = 5,40,  $p = 0,002$  para diversidade) (Tabela 2).

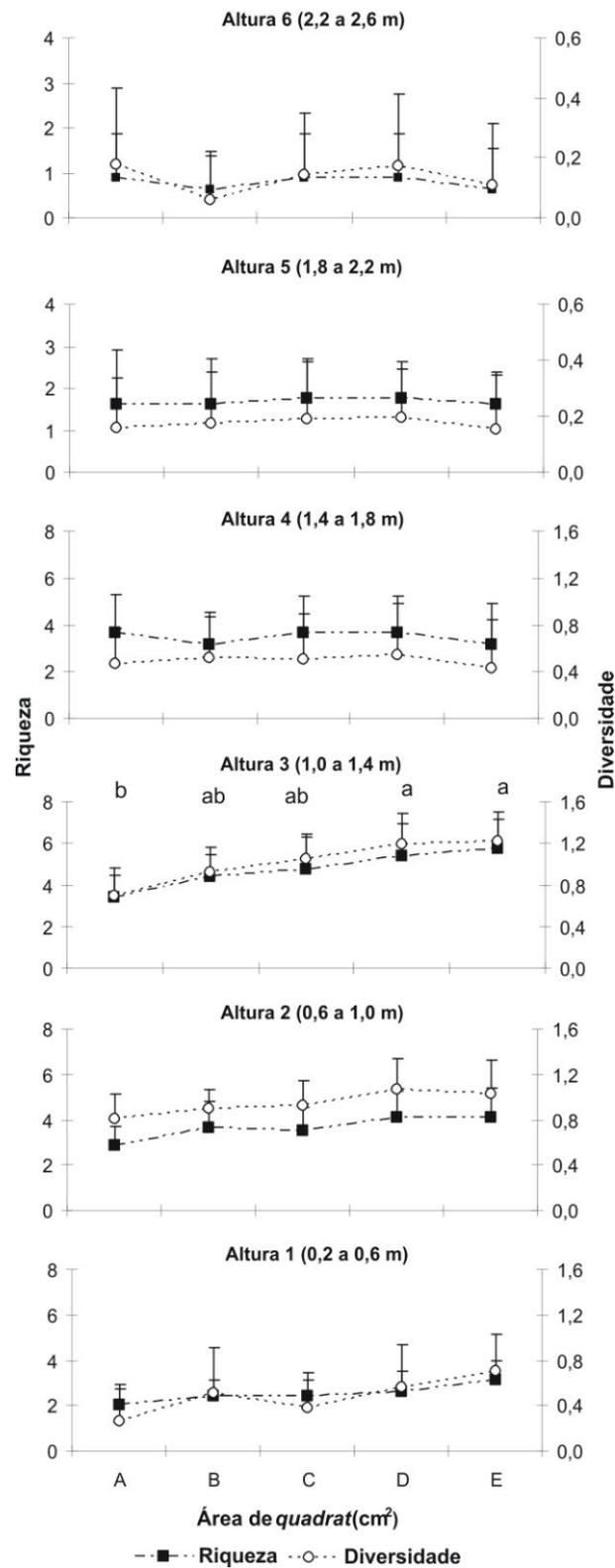


Figura 6. Valores médios (+ desvio padrão, N = 08 perfis) de riqueza (coluna da esquerda) e de diversidade (índice de Brillouin - H) (coluna da direita) nas diferentes áreas amostrais do *quadrat* (A = 100 cm<sup>2</sup>; B = 200 cm<sup>2</sup>; C = 400 cm<sup>2</sup>; D = 800 cm<sup>2</sup>; E = 1600 cm<sup>2</sup>) nas seis alturas do substrato rochoso. As diferenças significativas evidenciadas no teste de Tukey estão representadas por letras, com grupos homogêneos indicados por letras iguais. Ressalta-se a escala diferenciada dos eixos y nas alturas 5 e 6.

Tabela 2. Resultados da ANOVA com relação à riqueza e à diversidade de Brillouin entre as cinco áreas de *quadrat* e resultados do teste de Tukey em cada altura do substrato rochoso. G.L.: graus de liberdade; F: valor do teste;  $p$ : probabilidade associada ao valor do teste;  $\alpha = 0,05$ .

Variáveis	Alturas	G.L.	F	$p$	Tukey HSD
Riqueza	6 (2,2,a 2,6 m)	4	0,17	0,95	-
	5 (1,8 a 2,2 m)	4	0,05	0,99	-
	4 (1,4 a 1,8 m)	4	0,23	0,92	-
	3 (1,0 a 1,4 m)	4	3,70	0,01*	100 e 800 cm <sup>2</sup> , 100 e 1600 cm <sup>2</sup>
	2 (0,6 a 1,0 m)	4	1,77	1,16	-
	1 (0,2 a 0,6 m)	4	1,96	0,12	-
Diversidade	6 (2,2,a 2,6 m)	4	0,42	0,79	-
	5 (1,8 a 2,2 m)	4	0,07	0,99	-
	4 (1,4 a 1,8 m)	4	0,09	0,98	-
	3 (1,0 a 1,4 m)	4	5,40	<0,01*	100 e 800 cm <sup>2</sup> , 100 e 1600 cm <sup>2</sup>
	2 (0,6 a 1,0 m)	4	1,47	0,23	-
	1 (0,2 a 0,6 m)	4	1,93	0,13	-

### Riqueza Acumulada

A representação gráfica da riqueza acumulada nas cinco áreas do *quadrat* demonstrou a inclusão de 90% das espécies em 100 cm<sup>2</sup> nas alturas 1 (0,2 a 0,6 m), 5 e 6 (1,8 a 2,6 m), em 200 cm<sup>2</sup> nas alturas 2 (0,6 a 1,0 m) e 4 (1,4 a 1,8 m) e em 400 cm<sup>2</sup> na altura 3 (1,0 a 1,4 m) do substrato rochoso investigado (Figura 7).

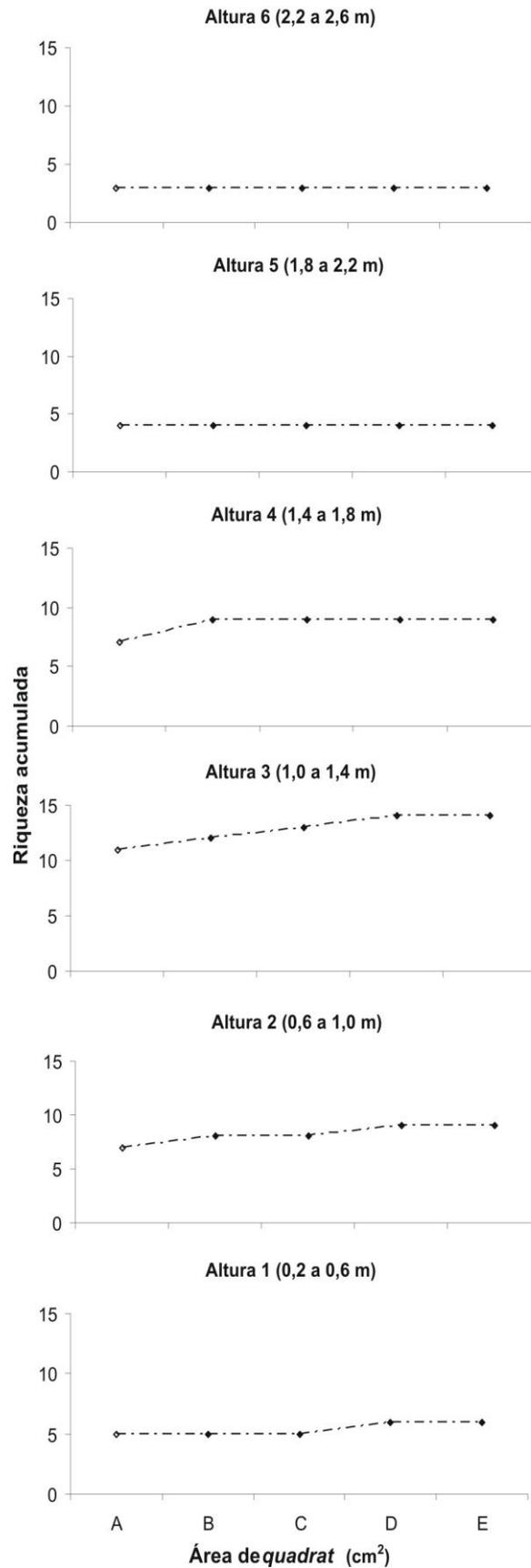


Figura 7. Riqueza acumulada de espécies nas cinco áreas amostrais do *quadrat* (A = 100 cm<sup>2</sup>; B = 200 cm<sup>2</sup>; C = 400 cm<sup>2</sup>; D = 800 cm<sup>2</sup>; E = 1600 cm<sup>2</sup>) nas seis alturas do substrato rochoso (N = 08 perfis).

**Similaridade**

Nas alturas 1 a 5 (0,6 a 2,2 m), registrou-se a ocorrência de valores de similaridade dos agrupamentos superiores a 80% entre as menores áreas investigadas. Na altura 6 (2,2 a 2,6 m), a não estabilização da curva aliada a valores de similaridade superiores a 80% apenas entre 800 e 1600 cm<sup>2</sup> de área, conforme adotado como critério de seleção de área amostral, caracterizou 800 cm<sup>2</sup> como área mínima (Figura 8).

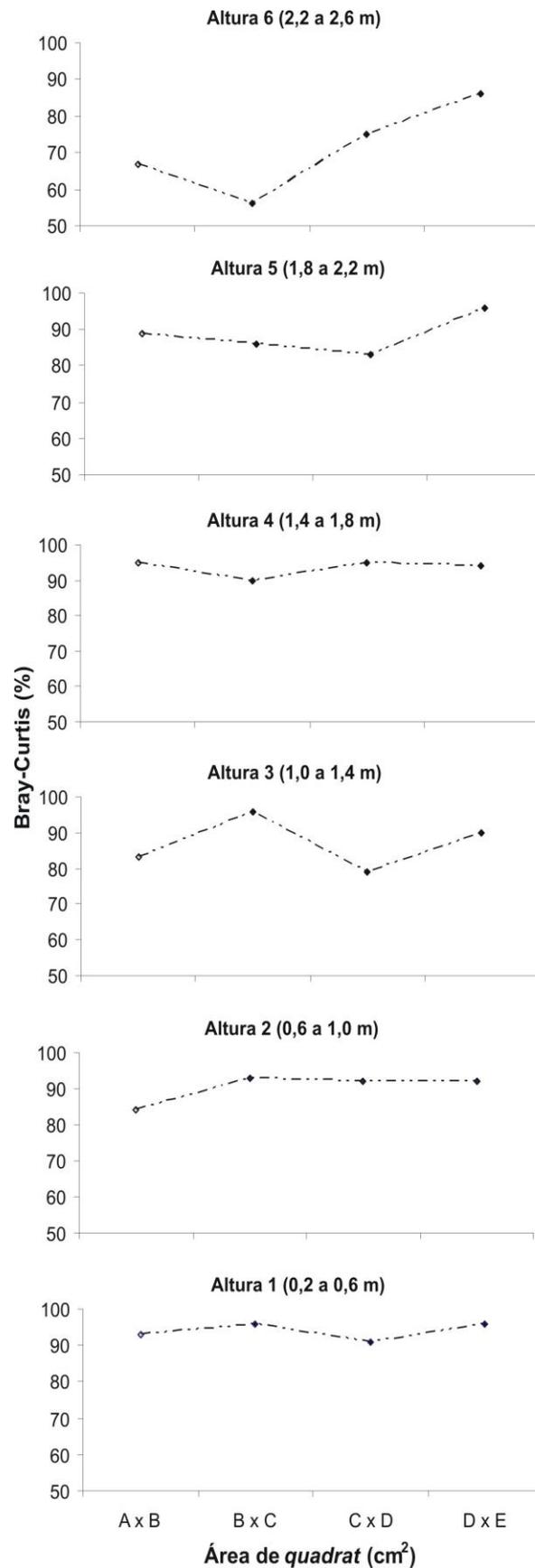


Figura 8. Valores de similaridade de Bray-Curtis entre os agrupamentos bentônicos das cinco áreas amostrais contíguas nas seis alturas do substrato rochoso (N = 08 perfis) (A = 100 cm<sup>2</sup>; B = 200 cm<sup>2</sup>; C = 400 cm<sup>2</sup>; D = 800 cm<sup>2</sup>; E = 1600 cm<sup>2</sup>).

Em síntese, baseado nos critérios para a determinação de área amostral mínima acima utilizados e adotando o maior tamanho dentre estes, obtêve-se: 800cm<sup>2</sup> na altura 1, 200 cm<sup>2</sup> na altura 2, 400 cm<sup>2</sup> na altura 3, 200 cm<sup>2</sup> na altura 4, 100 cm<sup>2</sup> na altura 5 e 800 cm<sup>2</sup> na altura 6 (Tabela 3). Conseqüentemente, estes foram utilizados para a determinação do número de perfis e de pontos nos *quadrats*.

Tabela 3. Área mínima de *quadrat* (cm<sup>2</sup>) para estudos da comunidade bentônica na região entre-marés do substrato rochoso considerando os critérios adotados para riqueza, diversidade de espécies, riqueza acumulada de espécies e similaridade dos agrupamentos bentônicos. Os tamanhos mínimos sugeridos estão destacados em negrito.

Alturas no substrato	Riqueza Ponto Molinier (100/20)	Diversidade Ponto Molinier (100/20)	Riq. acum. (90%)	Similaridade (80%)	<b>Tam. sugerido</b>
6 (2,2 - 2,6 m)	100	100	100	800	<b>800</b>
5 (1,8 - 2,2 m)	100	100	100	100	<b>100</b>
4 (1,4 - 1,8 m)	100	100	200	100	<b>200</b>
3 (1,0 - 1,4 m)	400	400	400	100	<b>400</b>
2 (0,6 - 1,0 m)	200	200	200	100	<b>200</b>
1 (0,2 - 0,6 m)	800	800	100	100	<b>800</b>

## Número de perfis amostrais – Estrutura da Comunidade

### Caracterização e Composição Taxonômica

Um total de 17 espécies bentônicas foi registrado nos diferentes números de perfis analisados na zona entre-marés do substrato rochoso (Tabela 4), sendo nove espécies comuns nos quatro números de perfis investigados. As espécies *Gracilaria domingensis*, *Centroceras clavulatum* e *Tetraclita stalactifera* ocorreram apenas com 08 perfis amostrais.

Tabela 4. Lista de espécies registradas nos diferentes números de perfis amostrais nas seis alturas do substrato rochoso.

Espécies
Heterokonthophyta
Naviculacea
Chlorophyta
<i>Chaetomorpha</i> sp
<i>Ulva fasciata</i>
Rhodophyta
<i>Gracilaria domingensis</i>
<i>Hypnea musciformis</i>
<i>Centroceras clavulatum</i>
<i>Gymnogongrus griffithsiae</i>
Cnidaria
<i>Plumularia</i> sp
Mollusca
<i>Collisella subrugosa</i>
<i>Fissurella clenchi</i>
<i>Stramonita haemastoma</i>
<i>Littorina ziczac</i>
<i>Brachidontes solisianus</i>
<i>Perna perna</i>
Arthropoda
<i>Chthamalus</i> spp
<i>Tetraclita stalactifera</i>
Annelida
<i>Phragmatopoma lapidosa</i>

### Ponto Molinier – Riqueza e Diversidade de Espécies

O ponto Molinier 100/20 para a riqueza e diversidade de espécies correspondeu a 01 perfil nas alturas 1 (0,2 a 0,6 m) e 3 (1,0 a 1,4 m) e a 02 perfis nas alturas 2 (0,6 a 1,0 m) e 6 (2,2 a 2,6 m). Nas alturas 4 e 5 (1,4 a 2,2 m) foi diferenciado de acordo com o indicador numérico, correspondendo respectivamente a 01 e 02 perfis para a riqueza e a 04 perfis para a diversidade em ambas as alturas (Figura 9).

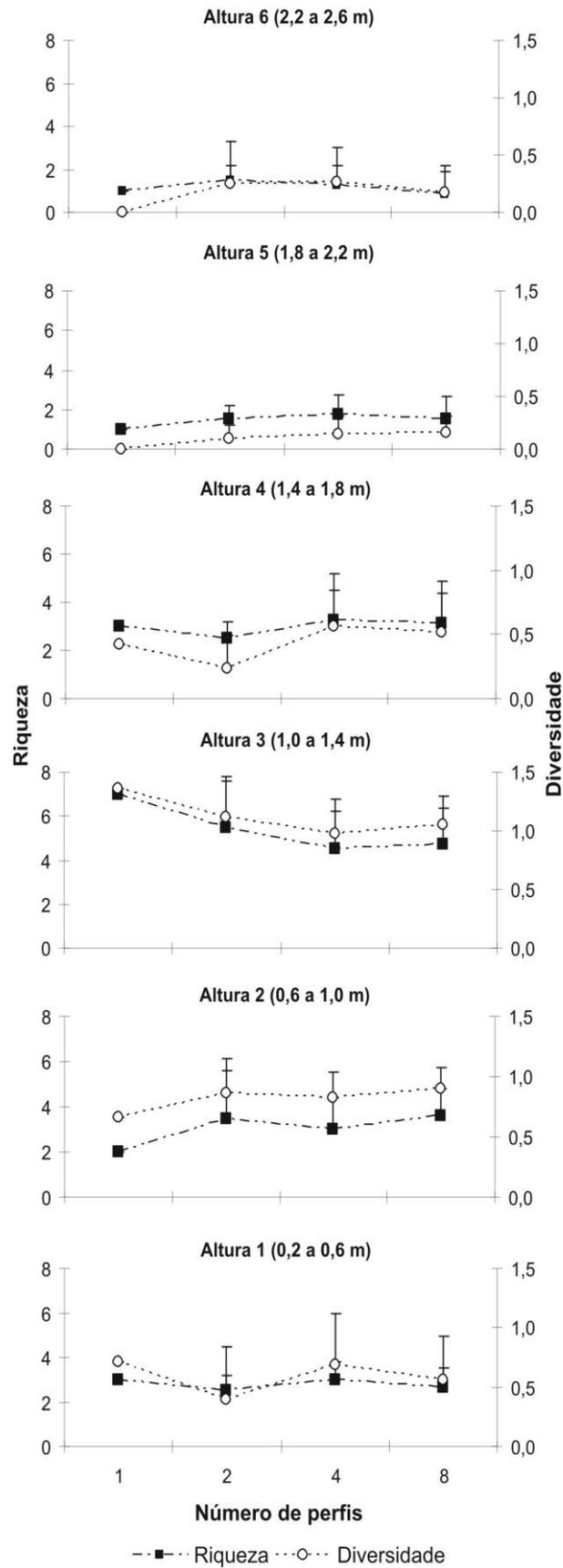


Figura 9. Valores médios (+ desvio padrão) de riqueza (coluna da esquerda) e de diversidade (índice de Brillouin - H) (coluna da direita) nos diferentes números de perfis amostrais nas seis alturas do substrato rochoso.

### **Riqueza Acumulada**

A plotagem dos diferentes números de perfis amostrais *versus* a riqueza acumulada de espécies demonstrou a inclusão de 90% das espécies com 04 perfis na altura 1 (0,2 a 0,6 m), 08 perfis nas alturas 2, 3, 4 e 5 ( 0,6 a 2,2 m) e 02 perfis amostrais na altura 6 (2,2 a 2,6 m) do substrato rochoso investigado (Figura 10).

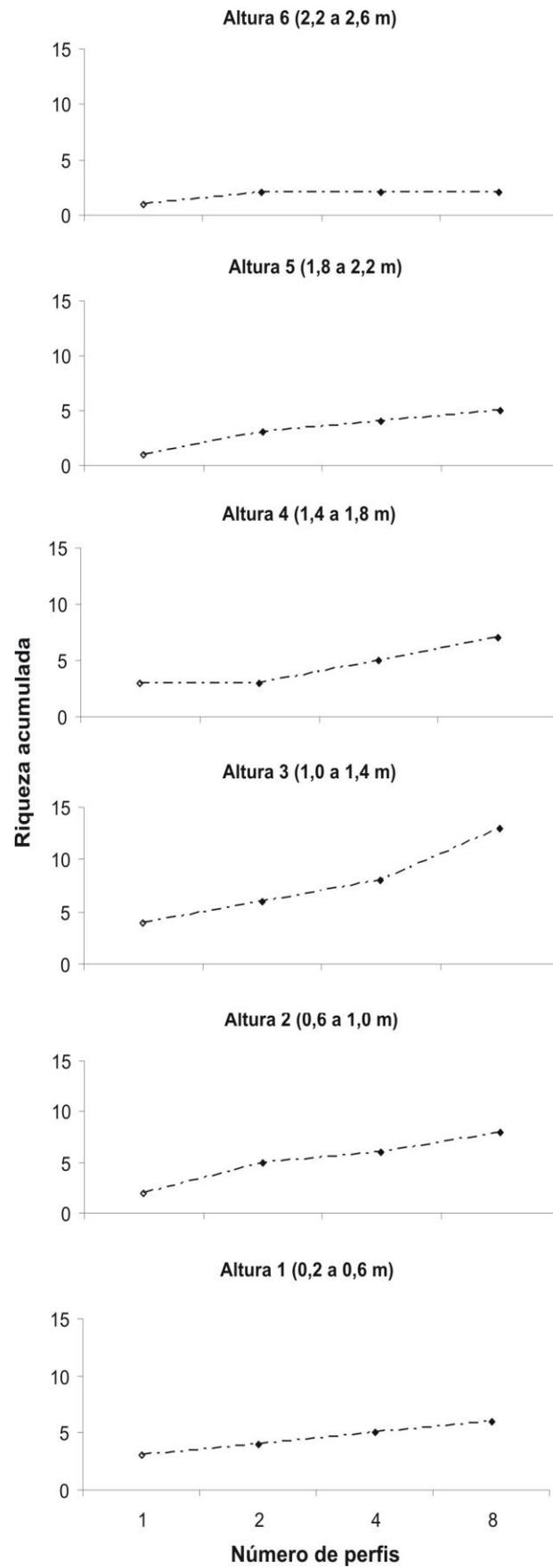


Figura 10. Riqueza acumulada de espécies nos diferentes números de perfis amostrais nas seis alturas do substrato rochoso.

**Similaridade**

Nas alturas 1 (0,2 a 0,6 m) e 3 (1,0 a 1,4 m), a não estabilização das curvas de similaridade aliada a valores superiores a 80%, conforme adotado como critério de seleção de tamanho amostral, apenas entre 04 e 08 perfis, caracterizou 04 perfis como número mínimo. Nas demais alturas do substrato, tal similaridade foi obtida com 01 perfil nas alturas 2 (0,6 a 1,0 m) e 4 (1,4 a 1,8 m) e com 02 perfis amostrais nas alturas 5 e 6 (1,8 a 2,6 m) (Figura 11).

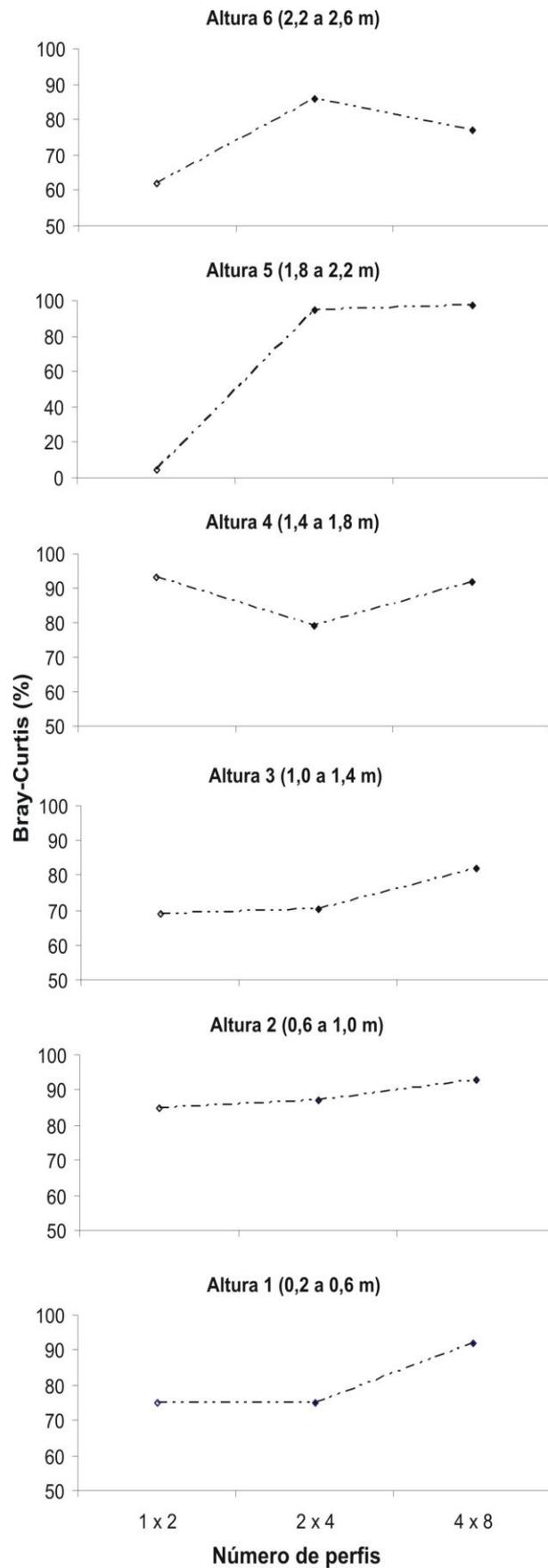


Figura 11. Valores de similaridade de Bray-Curtis dos agrupamentos bentônicos entre número contíguos de perfis amostrais nas seis alturas do substrato rochoso. Ressalta-se a escala diferenciada do eixo y na altura 5.

Baseado nos critérios acima utilizados e adotando o maior tamanho dentre estes para a determinação do número mínimo de perfis, obtêve-se como maior tamanho amostral: 04 perfis na altura 1, 08 perfis nas alturas 2, 3, 4 e 5 e 02 perfis na altura 6 (Tabela 5). Consequentemente, estes foram adotados para a determinação do número de pontos amostrais nos *quadrats*.

Tabela 5. Número mínimo de perfis amostrais para estudos da comunidade bentônica na região entre-marés do substrato rochoso considerando os critérios adotados para riqueza média, a diversidade média de espécies, a riqueza acumulada e a similaridade dos agrupamentos bentônicos. Os tamanhos mínimos sugeridos estão destacados em negrito.

Alturas no substrato	Riqueza Ponto Molinier (100/20)	Diversidade Ponto Molinier (100/20)	Riq. acum. (90%)	Similaridade (80%)	<b>Tam. sugerido</b>
6 (2,2 - 2,6 m)	02	02	02	02	<b>02</b>
5 (1,8 - 2,2 m)	02	04	08	02	<b>08</b>
4 (1,4 - 1,8 m)	01	04	08	01	<b>08</b>
3 (1,0 - 1,4 m)	01	01	08	04	<b>08</b>
2 (0,6 - 1,0 m)	02	02	08	01	<b>08</b>
1 (0,2 - 0,6 m)	01	01	04	04	<b>04</b>

### Número de pontos amostrais no *quadrat* – Estrutura da Comunidade

#### Caracterização e Composição Taxonômica

Um total de 16 espécies bentônicas foi registrado nos quatro número de pontos amostrados no *quadrat* (Tabela 6). Dentre as 16 espécies, 12 ocorreram em todos os tamanhos amostrais e três espécies foram exclusivas com 80 pontos, a saber: *Chaetomorpha* sp, *Fissurella clenchi* e *Tetraclita stalactifera*. Ressalta-se que com 80 pontos, registrou-se 100% das espécies amostradas.

Tabela 6. Lista de espécies registradas nos quatro números de pontos amostrados no *quadrat* nas seis alturas do substrato rochoso.

Espécies
Heterokonthophyta
Naviculacea
Chlorophyta
<i>Chaetomorpha</i> sp
<i>Ulva fasciata</i>
Rhodophyta
<i>Hypnea musciformis</i>
<i>Centroceras clavulatum</i>
<i>Gymnogongrus griffithsiae</i>
Cnidaria
<i>Plumularia</i> sp
Mollusca
<i>Collisella subrugosa</i>
<i>Fissurella clenchi</i>
<i>Stramonita haemastoma</i>
<i>Littorina ziczac</i>
<i>Brachidontes solisianus</i>
<i>Perna perna</i>
Arthropoda
<i>Chthamalus</i> spp
<i>Tetraclita stalactifera</i>
Annelida
<i>Phragmatopoma lapidosa</i>

### Ponto Molinier– Riqueza e Diversidade de Espécies

O ponto Molinier 100/20 para a riqueza e para a diversidade de espécies nas alturas 1 (0,2 a 0,6 m), 5 e 6 (1,8 a 2,6 m) do substrato rochoso correspondeu a 40, 10 e 80 pontos, respectivamente, para ambos os descritores. Nas alturas 2 (0,6 a 1,0 m) e 4 (1,4 a 1,8 m) o ponto Molinier 100/20 para a riqueza correspondeu a 20 e para a diversidade a 10 pontos amostrais. Na altura 3 (1,0 a 1,4 m), o resultado obtido foi de 40 pontos para a riqueza e 20 pontos para a diversidade de espécies (Figura 12).

A análise de variância entre os pontos amostrais para os descritores de estrutura de comunidade revelou diferenças significativas apenas na altura 3 (1,0 a

1,4 m) para riqueza de espécies (ANOVA  $F = 4,35$ ,  $p = 0,01$ ) e o teste de Tukey identificou-as entre 10 e 80 pontos amostrais (Tabela 7).

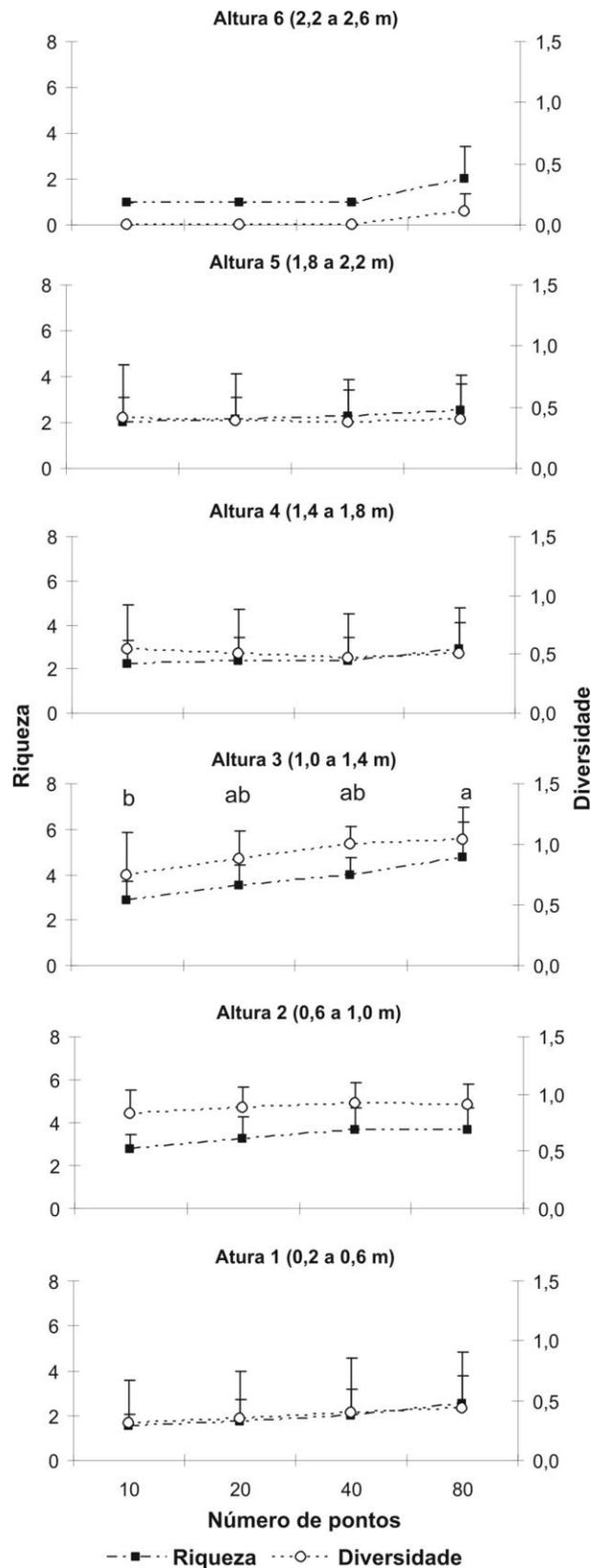


Figura 12. Valores médios (+ DP) de riqueza (coluna da esquerda) e de diversidade (índice de Brillouin - H) (coluna da direita) nos quatro números de pontos amostrais nas seis alturas do substrato rochoso (N = 04 na altura 1; N = 08 nas alturas 2 a 5; N = 02 na altura 6, conforme resultados obtidos para número de perfis). As diferenças evidenciadas no teste de Tukey estão representadas por letras, com grupos homogêneos indicados por letras iguais.

Tabela 7. Resultados da ANOVA com relação à riqueza e à diversidade de Brillouin entre os quatro números de pontos amostrais e resultados do teste de Tukey em cada altura do substrato rochoso. G.L.: graus de liberdade; F: valor do teste;  $p$ : probabilidade associada ao valor do teste;  $\alpha = 0,05$ .

Variáveis	Alturas	G.L.	F	$p$	Tukey HSD
Riqueza	6 (2,2,a 2,6 m)	3	1,00	0,48	-
	5 (1,8 a 2,2 m)	3	0,29	0,83	-
	4 (1,4 a 1,8 m)	3	0,50	0,68	-
	3 (1,0 a 1,4 m)	3	4,35	0,01*	10 e 80 pontos
	2 (0,6 a 1,0 m)	3	1,44	0,25	-
	1 (0,2 a 0,6 m)	3	0,68	0,58	-
Diversidade	6 (2,2,a 2,6 m)	3	1,00	0,48	-
	5 (1,8 a 2,2 m)	3	0,01	0,99	-
	4 (1,4 a 1,8 m)	3	0,05	0,98	-
	3 (1,0 a 1,4 m)	3	2,14	0,12	-
	2 (0,6 a 1,0 m)	3	0,35	0,79	-
	1 (0,2 a 0,6 m)	3	0,07	0,97	-

### Riqueza Acumulada

A curva da riqueza acumulada de espécies em relação aos diferentes números de pontos no *quadrat* demonstrou a inclusão de 90% das espécies em 10 pontos nas alturas 2 (0,6 a 1,0 m) e 4 (1,4 a 1,8 m), em 40 pontos na altura 5 (1,8 a 2,2 m) e em 80 pontos nas alturas 1 (0,2 a 0,6 m), 3 (1,0 a 1,4) e 6 (2,2 a 2,6 m) (Figura 13).

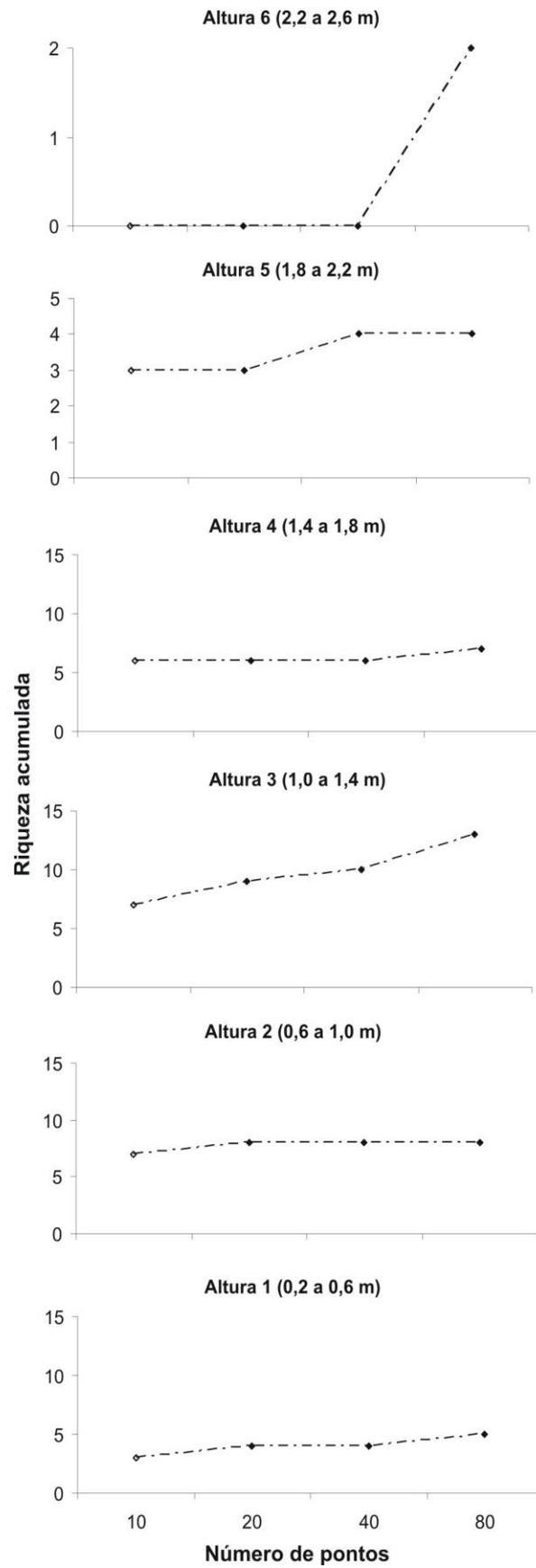


Figura 13. Riqueza acumulada de espécies nos diferentes números de pontos amostrais nas seis alturas do substrato rochoso (N = 04 na altura 1; N = 08 nas alturas 2 a 5; N = 02 na altura 6).

**Similaridade**

A similaridade dos agrupamentos bentônicos comparada entre os pontos amostrais contíguos (10 x 20 pontos, 20 x 40 pontos, 40 x 80 pontos) apresentou-se superior a 90% já entre os menores números testados em todas as alturas do substrato aliada a uma estabilidade contínua nas referidas curvas (Figura 14).

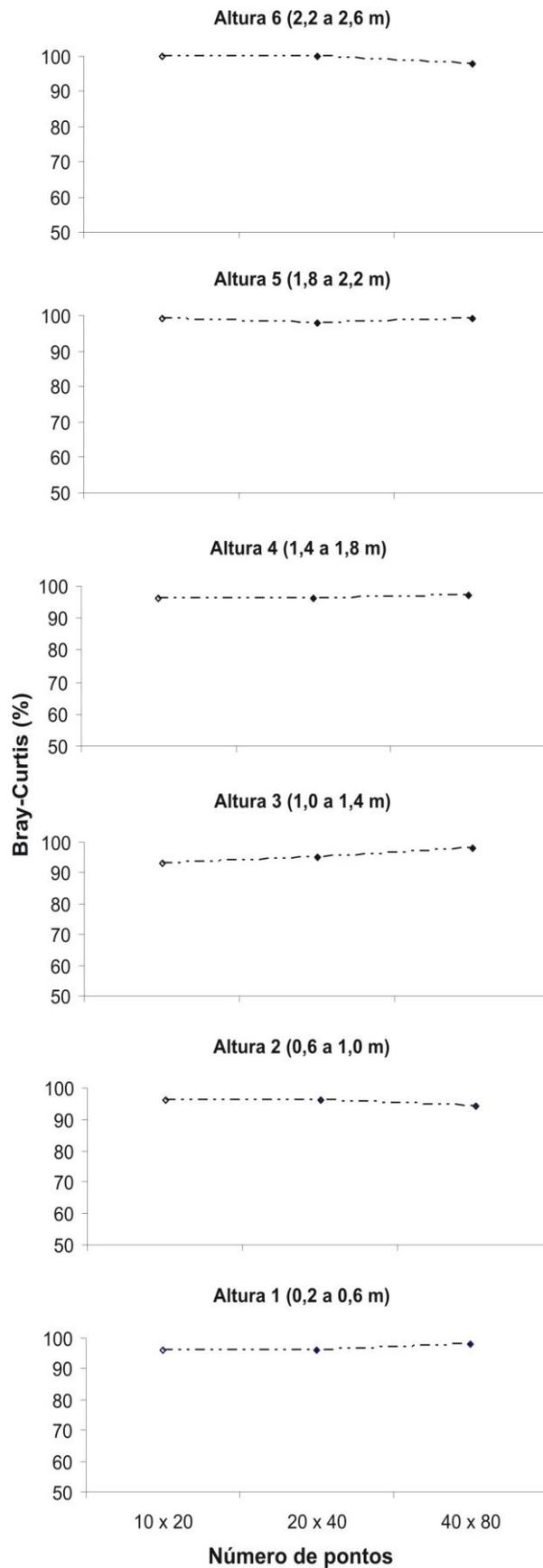


Figura 14. Valores de similaridade de Bray-Curtis dos agrupamentos bentônicos entre número de pontos amostrais contíguos nas seis alturas do substrato rochoso (N = 04 na altura 1; N = 08 nas alturas 2 a 5; N = 02 na altura 6).

Em síntese, baseado nos critérios acima utilizados e adotando o maior tamanho dentre estes para a determinação de número mínimo de pontos no *quadrat*, obtêve-se como maior tamanho: 80 pontos na alturas 1, 20 pontos na altura 2, 80 pontos na altura 3, 20 pontos na altura 4, 40 pontos na altura 5 e 80 pontos na altura 6 (Tabela 8).

Tabela 8. Número mínimo de pontos amostrais para estudos da comunidade bentônica na região entre-marés do substrato rochoso considerando os critérios adotados para a riqueza, diversidade de espécies, riqueza acumulada de espécies e similaridade dos agrupamentos bentônicos. Os tamanhos mínimos sugeridos estão destacados em negrito.

Alturas no substrato	Riqueza Ponto Molinier (100/20)	Diversidade Ponto Molinier (100/20)	Riq. acum. (90%)	Similaridade (80%)	<b>Tam. sugerido</b>
6 (2,2 - 2,6 m)	80	80	80	10	<b>80</b>
5 (1,8 - 2,2 m)	10	10	40	10	<b>40</b>
4 (1,4 - 1,8 m)	20	10	10	10	<b>20</b>
3 (1,0 - 1,4 m)	40	20	80	10	<b>80</b>
2 (0,6 - 1,0 m)	20	10	10	10	<b>20</b>
1 (0,2 - 0,6 m)	40	40	80	10	<b>80</b>

### Área de *quadrat* – Espécies mais representativas

#### Ponto Molinier – Abundância das Espécies

O ponto Molinier 100/20 para a abundância das espécies mais representativas nas diferentes áreas amostrais na altura 1 (0,2 a 0,6 m) correspondeu a 100 cm<sup>2</sup> para *Hypnea musciformis* e a 400 cm<sup>2</sup> para *Ulva fasciata*; na altura 2 (0,6 a 1,0 m) a 100 cm<sup>2</sup> para *Phragmatopoma lapidosa* e a 200 cm<sup>2</sup> para *U. fasciata*; na altura 3 (1,0 a 1,4 m), correspondeu a 100 cm<sup>2</sup> para *P. lapidosa*, 200 cm<sup>2</sup> para *Gymnogongrus griffithsiae* e 800 cm<sup>2</sup> para *Chthamalus* spp e nas alturas 4, 5 e 6 (1,4 a 2,6 m), o ponto Molinier foi atingido no *quadrat* de menor dimensão, 100 cm<sup>2</sup>, para *Chthamalus* spp e *Littorina ziczac* (Figura 15).

A análise de variância entre áreas amostrais para a abundância relativa das espécies mais representativas em cada altura revelou diferenças significativas somente para *P. lapidosa* na altura 2 (0,6 a 1,0 m) (ANOVA F = 4,09, p = 0,01) e o teste de Tukey identificou-as entre os *quadrats* de 100 e 1600 cm<sup>2</sup> (Tabela 9).

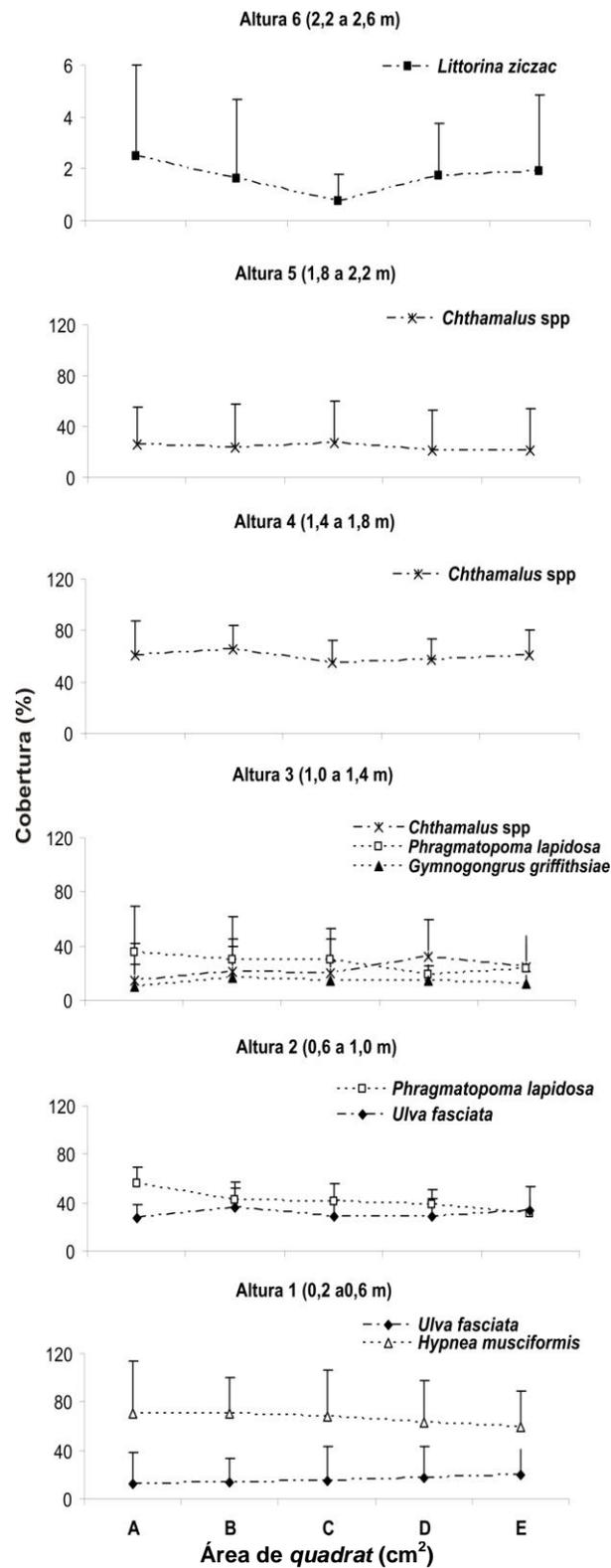


Figura 15. Valores médios da porcentagem de cobertura (+ desvio padrão, N = 08 perfis) das espécies mais representativas nas cinco áreas do *quadrat* (A = 100 cm<sup>2</sup>; B = 200 cm<sup>2</sup>; C = 400 cm<sup>2</sup>; D = 800 cm<sup>2</sup>; E = 1600 cm<sup>2</sup>) nas seis alturas do substrato rochoso. As diferenças significativas evidenciadas no teste de Tukey estão representadas por letras, com grupos homogêneos indicados por letras iguais. Ressalta-se a escala diferenciada no eixo y nas alturas 3 e 6.

Tabela 9. Resultados da ANOVA utilizando a porcentagem de cobertura das espécies mais representativas entre as áreas de *quadrat* e resultados do teste de Tukey em cada altura do substrato rochoso. G.L.: graus de liberdade; F: valor do teste; *p*: probabilidade associada ao valor do teste;  $\alpha = 0,05$ .

Alturas	Espécies	G.L.	F	<i>p</i>	Tukey HSD
6 (2,2 a 2,6 m)	<i>Littorina ziczac</i>	4	0,23	0,92	-
5 (1,8 a 2,2 m)	<i>Chthamalus</i> spp	4	0,04	0,99	-
4 (1,4 a 1,8 m)	<i>Chthamalus</i> spp	4	0,38	0,82	-
3 (1,0 a 1,4 m)	<i>Chthamalus</i> spp	4	0,61	0,65	-
	<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	4	0,25	0,90	-
	<i>Gymnogongrus griffithsiae</i>	4	0,45	0,77	-
2 (0,6 a 1,0 m)	<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	4	4,09	0,01*	100 e 1600 cm <sup>2</sup>
	<i>Ulva fasciata</i>	4	0,25	0,90	-
1 (0,2 a 0,6 m)	<i>Hypnea musciformis</i>	4	0,20	0,94	-
	<i>Ulva fasciata</i>	4	0,25	0,90	-

### Fórmula Erro Padrão/Abundância Média

A plotagem do erro padrão como uma proporção da abundância média *versus* área amostral crescente revelou para as espécies mais representativas de cada altura do substrato uma função em geral declinante ou uma tendência à estabilidade (Figura 16), correspondendo ao critério de seleção de área amostral. De acordo com tal critério, a representação gráfica indicou na altura 1 (0,2 a 0,6 m) uma área apropriada de 100 cm<sup>2</sup> para *Hypnea musciformis* e de 200 cm<sup>2</sup> para *Ulva fasciata*; na altura 2 (0,6 a 1,0 m) de 400 cm<sup>2</sup> para *Phragmatopoma lapidosa* e *U. fasciata*; na altura 3 (1,0 a 1,4 m), *quadrats* de 400 cm<sup>2</sup> para *P. lapidosa* e *Gymnogongrus griffithsiae* e de 800 cm<sup>2</sup> para *Chthamalus* spp; nas alturas 4 e 5 (1,4 a 2,2 m), de 200 cm<sup>2</sup> para *Chthamalus* spp e na altura 6 (2,2 a 2,6 m), a queda na curva do erro padrão em relação à abundância média de *Littorina ziczac* ocorreu no *quadrat* de 800 cm<sup>2</sup> (Figura 16).

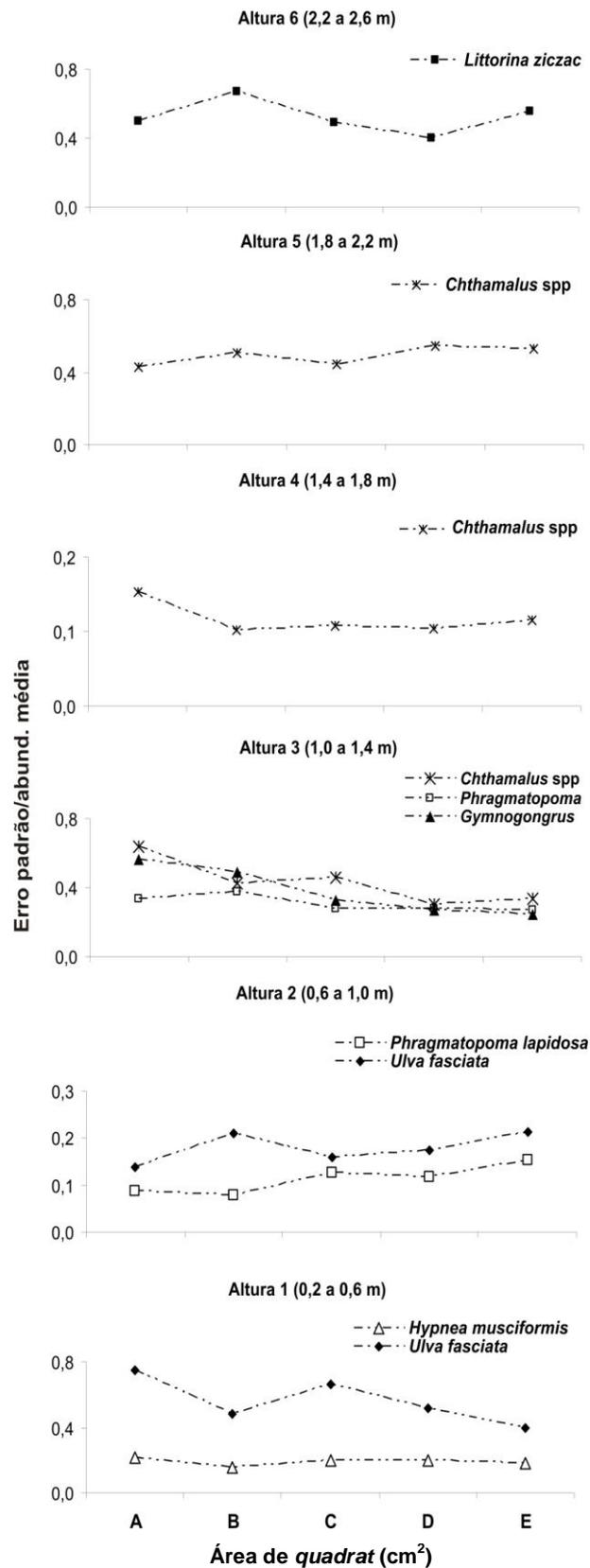


Figura 16. Variação do erro padrão/abundância média das espécies mais representativas em relação às áreas de *quadrats* investigadas (A = 100 cm<sup>2</sup>; B = 200 cm<sup>2</sup>; C = 400 cm<sup>2</sup>; D = 800 cm<sup>2</sup>; E = 1600 cm<sup>2</sup>) nas seis alturas do substrato rochoso (N = 08 perfis). Ressalta-se a escala diferenciada do eixo y nas alturas 2 e 4.

Em síntese, baseado nos dois critérios adotados para a determinação de área amostral mínima considerando a abundância relativa das espécies mais representativas em cada altura do substrato rochoso investigado, obtêve-se como maior tamanho de *quadrat* e conseqüentemente adotado como área mínima: altura 1 - 100 cm<sup>2</sup> para *Hypnea musciformis* e 400 cm<sup>2</sup> para *Ulva fasciata*; altura 2 – 400 cm<sup>2</sup> para *U. fasciata* e para *Phragmatopoma lapidosa*; altura 3 – 400 cm<sup>2</sup> para *P. lapidosa* e *Gymnogongrus griffithsiae* e 800 cm<sup>2</sup> para *Chthamalus* spp; alturas 4 e 5 - 200 cm<sup>2</sup> para *Chthamalus* spp; altura 6 - 800 cm<sup>2</sup> para *Littorina ziczac* (Tabela 10).

Tabela 10. Área mínima de *quadrat* (cm<sup>2</sup>) para as espécies mais representativas em cada altura do substrato rochoso considerando os critérios adotados para abundância relativa: Ponto Molinier 100/20 e F1 = erro padrão/abundância média. Os tamanhos mínimos sugeridos estão destacados em negrito.

Alturas no substrato	Espécies	P Molinier	F1	Tam. sugerido
6 (2,2 a 2,6 m)	<i>Littorina ziczac</i>	100	800	<b>800</b>
5 (1,8 a 2,2 m)	<i>Chthamalus</i> spp	100	200	<b>200</b>
4 (1,4 a 1,8 m)	<i>Chthamalus</i> spp	100	200	<b>200</b>
	<i>Chthamalus</i> spp	800	800	<b>800</b>
3 (1,0 a 1,4 m)	<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	100	400	<b>400</b>
	<i>Gymnogongrus griffithsiae</i>	200	400	<b>400</b>
2 (0,6 a 1,0 m)	<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	100	400	<b>400</b>
	<i>Ulva fasciata</i>	200	400	<b>400</b>
1 (0,2 a 0,6 m)	<i>Hypnea musciformis</i>	100	100	<b>100</b>
	<i>Ulva fasciata</i>	400	200	<b>400</b>

### Número de perfis amostrais – Espécies mais representativas

#### Ponto Molinier – Abundância das Espécies

O ponto Molinier 100/20 para a abundância das espécies mais representativas nos diferentes números de perfis amostrados na altura 1 (0,2 a 0,6 m) correspondeu a 04 perfis para *Hypnea musciformis* e a 08 perfis para *Ulva fasciata*; nas alturas 2, 3 e 4 (0,6 a 1,8 m) correspondeu a apenas 01 perfil para

todas as espécies e nas alturas 5 e 6 (1,8 a 2,6 m) correspondeu a 02 perfis para *Chthamalus* spp e *Littorina ziczac* (Figura 17).

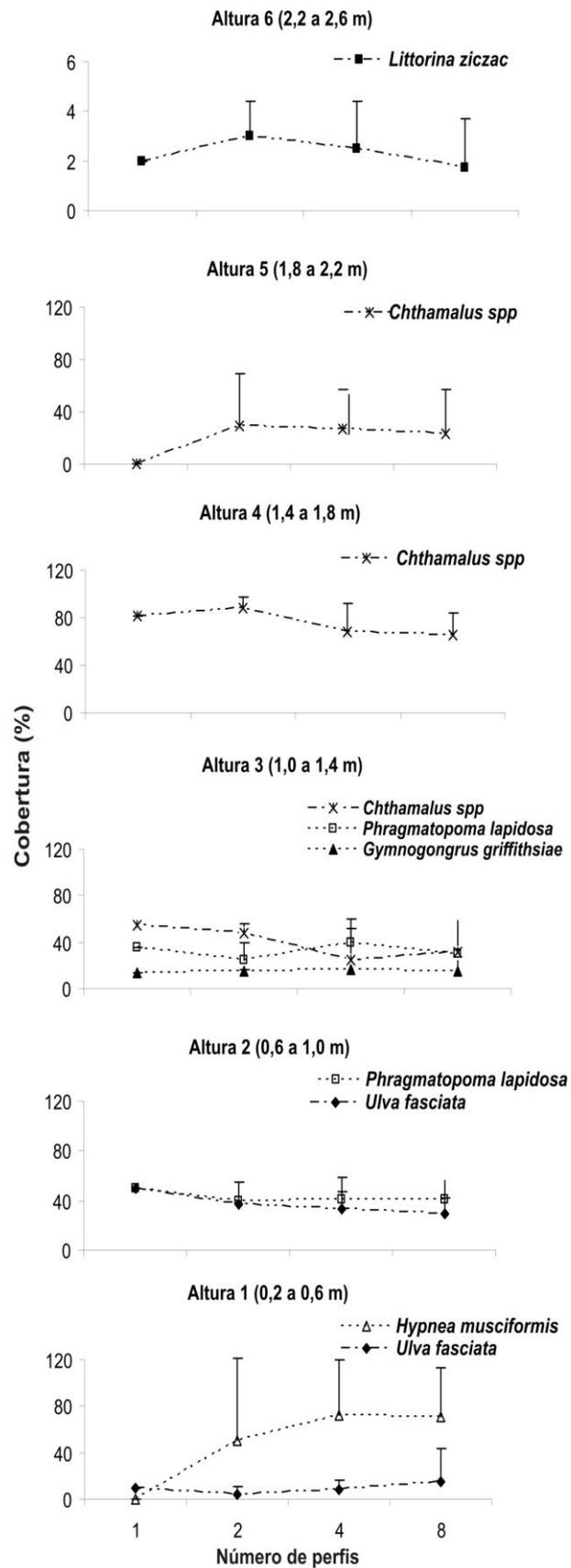


Figura 17. Valores médios de porcentagem de cobertura (+ desvio padrão) das espécies mais representativas em diferentes números de perfis amostrados nas seis alturas do substrato rochoso. Ressalta-se a escala diferenciada na altura 6.

### **Fórmula Erro Padrão/Abundância Média**

A representação gráfica do número de perfis amostrados *versus* o erro padrão como uma proporção da abundância média das espécies demonstrou em geral uma função declinante, onde a adição de mais perfis refletiu em um declínio no erro padrão, seguindo-se uma tendência à estabilidade das curvas, principalmente, a partir de 04 perfis para as espécies representativas nas alturas 1 (0,2 a 0,6 m), 2 (0,6 a 1,0 m), 3 (1,0 a 1,4 m) e 5 (2,2 a 2,6 m) (Figura 18). Apenas para *Chthamalus* spp nas alturas 3 e 4 (1,0 a 1,8 m), a função declinante foi registrada com 08 perfis amostrais. *Littorina ziczac*, na altura 6 (2,2 a 2,6 m), apresentou tendência à estabilidade da curva com 02 perfis (Figura 18).

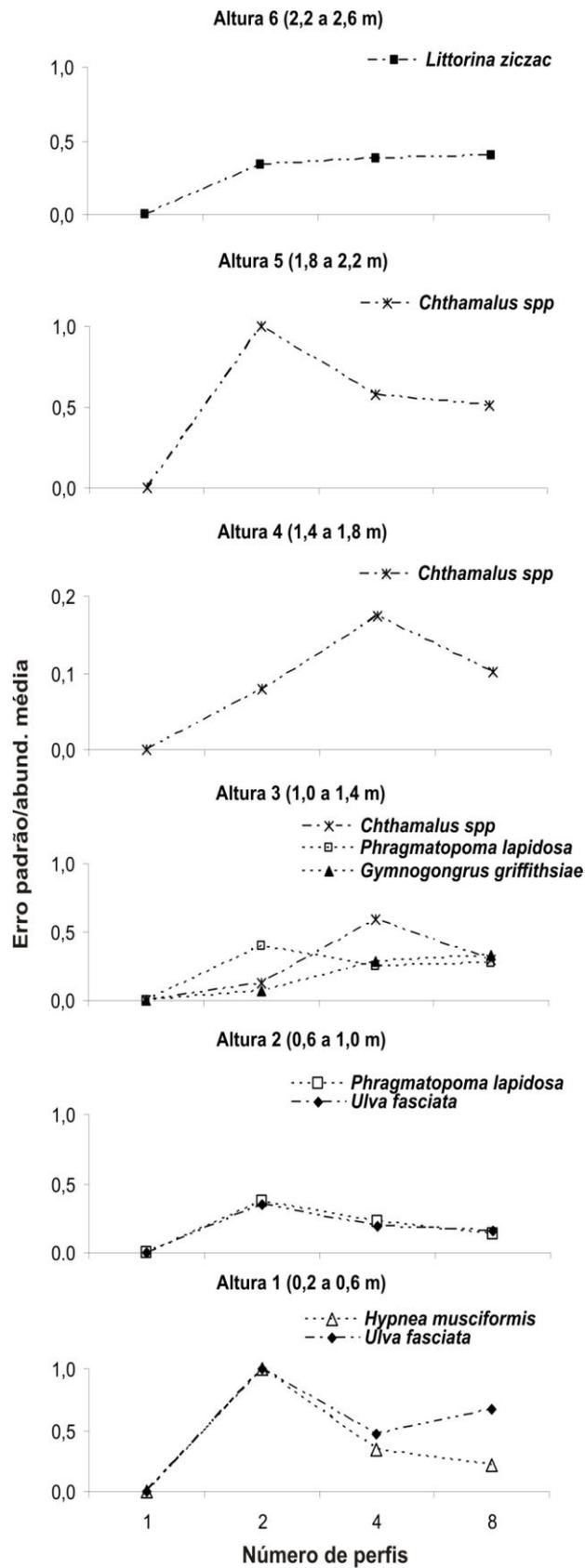


Figura 18. Variação do erro padrão/abundância média das espécies mais representativas em relação ao número de perfis amostrados nas seis alturas do substrato rochoso. Ressalta-se a escala diferenciada eixo y na altura 4.

**Fórmula  $n = [DP/p \cdot x]^2$** 

A plotagem do número de perfis *versus* o nível de precisão desejado como uma proporção da abundância média das espécies mais representativas, de acordo com a fórmula  $[DP/p \cdot x]^2$ , demonstrou em todas as alturas que uma maior precisão (0,05) está diretamente relacionada a números de perfis elevados, entre 33 e 1416. Considerando uma precisão de 0,15, observa-se uma queda acentuada neste número, mas com valores ainda elevados, superiores a 08 perfis, à exceção apenas *Phragmatopoma lapidosa* com 06 perfis na altura 2 (0,6 a 1,0 m) e de *Chthamalus* spp com 04 perfis na altura 4 ( 1,4 a 1,8 m). Ressalta-se que com a precisão de 0,40 o número mínimo de perfis necessário mostrou-se igual ou inferior ao maior tamanho amostrado no presente estudo, a exceção de *Ulva fasciata* na altura 1 (0,2 a 0,6 m) e de *Chthamalus* spp na altura 5 (1,8 a 2,2 m), as quais apresentaram 08 perfis apenas com a precisão de 0,65 e 0,50, respectivamente (Figura 19; Anexo I).

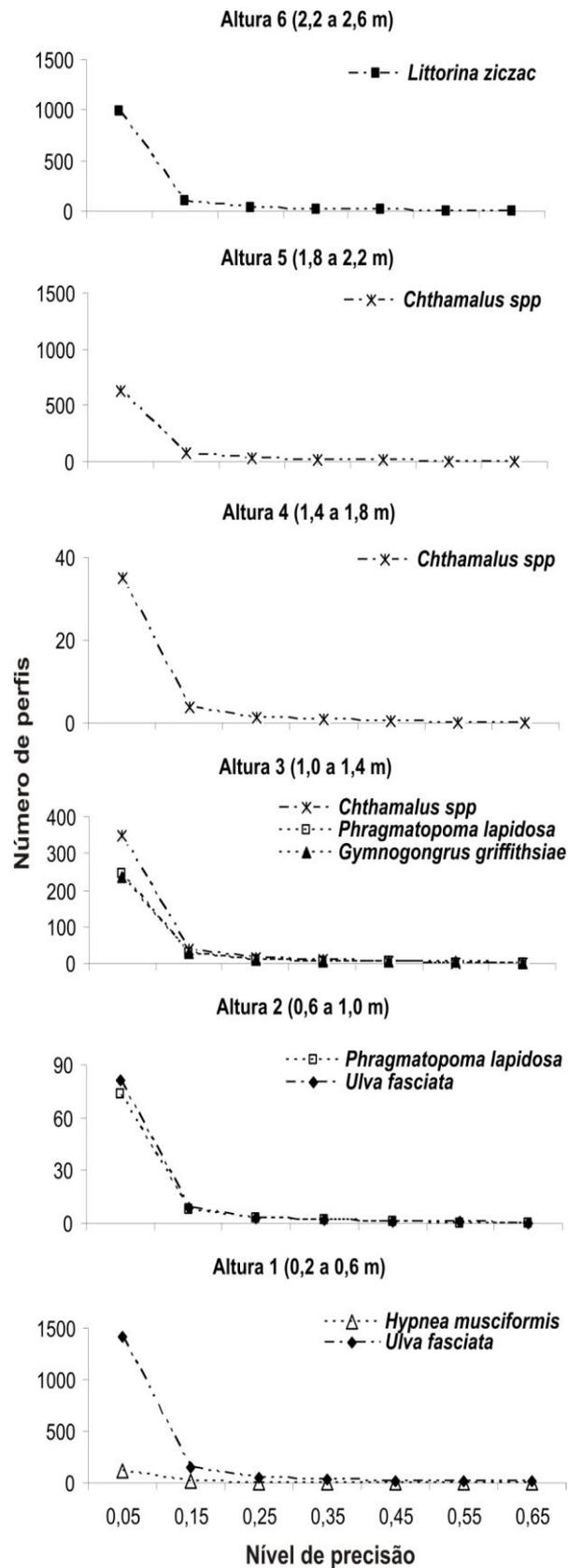


Figura 19. Variação no número de perfis como uma função do nível de precisão desejado de acordo com a fórmula:  $[DP/p \cdot x]^2$  nas seis alturas do substrato rochoso. Ressalta-se a escala diferenciada no eixo y e nas alturas 2, 3 e 4.

**Fórmula  $n = 4s^2/L^2$** 

A plotagem do número de perfis *versus* a fórmula que leva em consideração a variância na abundância média das espécies mais representativas com um erro permitido para um limite de confiança de 95% revelou, em todas as alturas, que com um erro permitido de  $\pm 2$  é necessário um número de perfis superior a 170, a exceção de *Littorina ziczac* que requer 04 perfis. Com um erro permitido de  $\pm 8$ , há uma queda acentuada no número mínimo de perfis necessário, mas ainda superior a 10 perfis. Ressalta-se que com um erro de  $\pm 20$  o número mínimo de perfis correspondeu a tamanhos iguais ou inferiores ao maior número de perfis investigado, a exceção de *Hypnea musciformis* na altura 1 (0,2 a 0,6 m) e de *Chthamalus* spp na altura 5 (1,8 a 2,2 m), as quais apresentaram 08 perfis somente com a adoção de um erro de  $\pm 30$  e  $\pm 24$ , respectivamente (Figura 20; Anexo II).

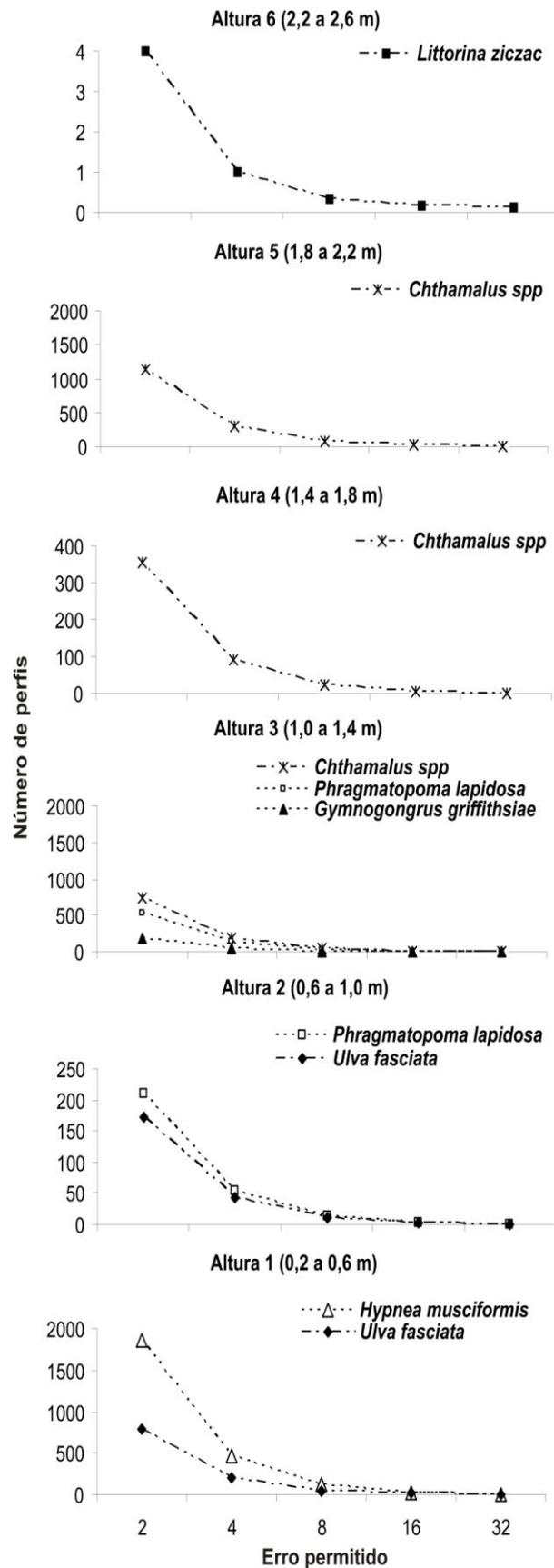


Figura 20. Variação no número de perfis como uma função do erro permitido de acordo com a fórmula  $4s^2/L^2$  nas seis alturas do substrato rochoso para um limite de confiança de 95%. Ressalta-se a escala diferenciada no eixo y e nas alturas 2, 4 e 6.

Baseado nos quatro critérios acima investigados e adotando-se o maior tamanho dentre estes para a determinação de número mínimo de perfis, obtêve-se como maior valor e conseqüentemente adotado como número mínimo amostral: altura 1 – 08 perfis para *Hypnea musciformis* e *Ulva fasciata*; altura 2 – 08 perfis para *U. fasciata* e *Phragmatopoma lapidosa*; altura 3 - 07 perfis para *Gymnogongrus griffithsiae* e 08 para *P. lapidosa* e *Chthamalus* spp; alturas 4 e 5 – 08 perfis para *Chthamalus* spp; altura 6 – 08 perfis para *Littorina ziczac* (Tabela 11).

Tabela 11. Número mínimo de perfis amostrais para as espécies mais representativas de cada altura do substrato rochoso considerando os critérios adotados para abundância relativa: Ponto Molinier 100/20, F1 = Erro padrão/abundância média, F2 =  $[DP/p \cdot x]^2$  e F3 =  $4s^2/L^2$ . p = precisão adotada; L = erro permitido. Os tamanhos mínimos sugeridos estão destacados em negrito.

Alturas no substrato	Espécies	P Molinier	F1	F2	F3	Tam. sugerido
6 (2,2 a 2,6 m)	<i>Littorina ziczac</i>	2	2	8 (p=0,40)	4 (L=2)	<b>8</b>
5 (1,8 a 2,2 m)	<i>Chthamalus</i> spp	2	4	8 (p=0,50)	8 (L=24)	<b>8</b>
4 (1,4 a 1,8 m)	<i>Chthamalus</i> spp	1	8	4 (p=0,15)	7 (L=14)	<b>8</b>
	<i>Chthamalus</i> spp	1	8	8 (p=0,30)	8 (L=19)	<b>8</b>
3 (1,0 a 1,4 m)	<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	1	4	7 (p=0,30)	8 (L=16)	<b>8</b>
	<i>Gymnogongrus griffithsiae</i>	1	4	7 (p=0,35)	7 (L=10)	<b>7</b>
2 (0,6 a 1,0 m)	<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	1	4	6 (p=0,15)	8 (L=10)	<b>8</b>
	<i>Ulva fasciata</i>	1	4	5 (p=0,20)	8 (L=9)	<b>8</b>
1 (0,2 a 0,6 m)	<i>Hypnea musciformis</i>	4	4	6 (p=0,25)	8 (L=30)	<b>8</b>
	<i>Ulva fasciata</i>	8	4	8 (p=0,65)	8 (L=20)	<b>8</b>

## Número de pontos amostrais – Espécies mais representativas

### Ponto Molinier – Abundância das Espécies

O ponto Molinier 100/20 para a abundância das espécies mais representativas nos diferentes números de pontos no *quadrat* correspondeu a 10 pontos nas alturas 1, 2, 3, 4 e 5 (0,2 a 2,6 m). Apenas para *Gymnogongrus griffithsiae* na altura 3 (1,0 a 1,4 m) e para *Littorina ziczac* na altura 6 (2,2 a 2,6 m) o ponto Molinier foi atingido com tamanho amostral superior, 40 pontos (Figura 21).

A análise de variância não registrou diferença significativa para a abundância das espécies representativas entre os diferentes números de pontos amostrados ( $p > 0,05$ ) (Tabela 12).

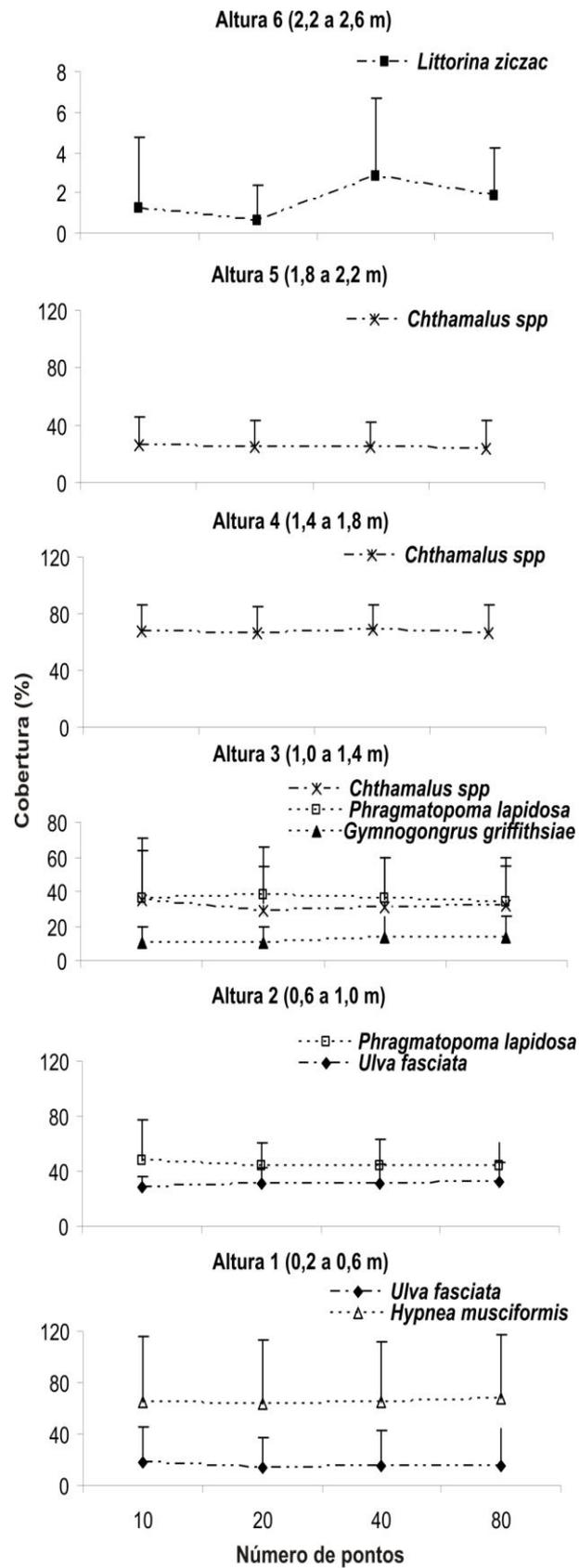


Figura 21. Valores médios de porcentagem de cobertura (+ desvio padrão) das espécies mais representativas nos diferentes números de pontos amostrados nas seis alturas do substrato rochoso. Ressalta-se a escala diferenciada no eixo y nas alturas 3 e 6.

Tabela 12. Resultados da ANOVA utilizando a porcentagem de cobertura das espécies mais representativas entre os pontos amostrais em cada altura do substrato rochoso. G.L.: graus de liberdade; F: valor do teste;  $p$ : probabilidade associada ao valor do teste;  $\alpha = 0,05$ .

Alturas	Espécies	G.L.	F	$p$
6 (2,2 a 2,6 m)	<i>Littorina ziczac</i>	3	0,77	0,52
5 (1,8 a 2,2 m)	<i>Chthamalus</i> spp	3	0,01	0,99
4 (1,4 a 1,8 m)	<i>Chthamalus</i> spp	3	0,02	0,99
3 (1,0 a 1,4 m)	<i>Chthamalus</i> spp	3	0,07	0,98
	<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	3	0,02	0,99
	<i>Gymnogongrus griffithsiae</i>	3	0,24	0,87
2 (0,6 a 1,0 m)	<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	3	0,02	0,99
	<i>Ulva fasciata</i>	3	0,03	0,99
1 (0,2 a 0,6 m)	<i>Hypnea musciformis</i>	3	0,02	0,99
	<i>Ulva fasciata</i>	3	0,03	0,99

### Fórmula Erro Padrão/Abundância Média

A representação gráfica do número de pontos amostrados *versus* o erro padrão como uma proporção da abundância média das espécies mais representativas revelou valores estáveis já a partir do menor número de pontos, 10 pontos, para *Hypnea musciformis* e para *Ulva fasciata* na altura 1 (0,2 a 0,6 m), *Chthamalus* spp e *Gymnogongrus griffithsiae* na altura 3 (1,0 a 1,4 m) e *Chthamalus* spp nas alturas 4 e 5 (1,4 a 2,2 m). O número mínimo de pontos para *U. fasciata* na altura 2 (0,6 a 1,0 m) e *Phragmatopoma lapidosa* nas alturas 2 e 3 (0,6 a 1,4 m) correspondeu a 20 pontos. *Littorina ziczac*, na altura 6 (2,2 a 2,6 m), necessitou de 80 pontos em virtude do incremento crescente do erro padrão em relação à abundância média da espécie (Figura 22).

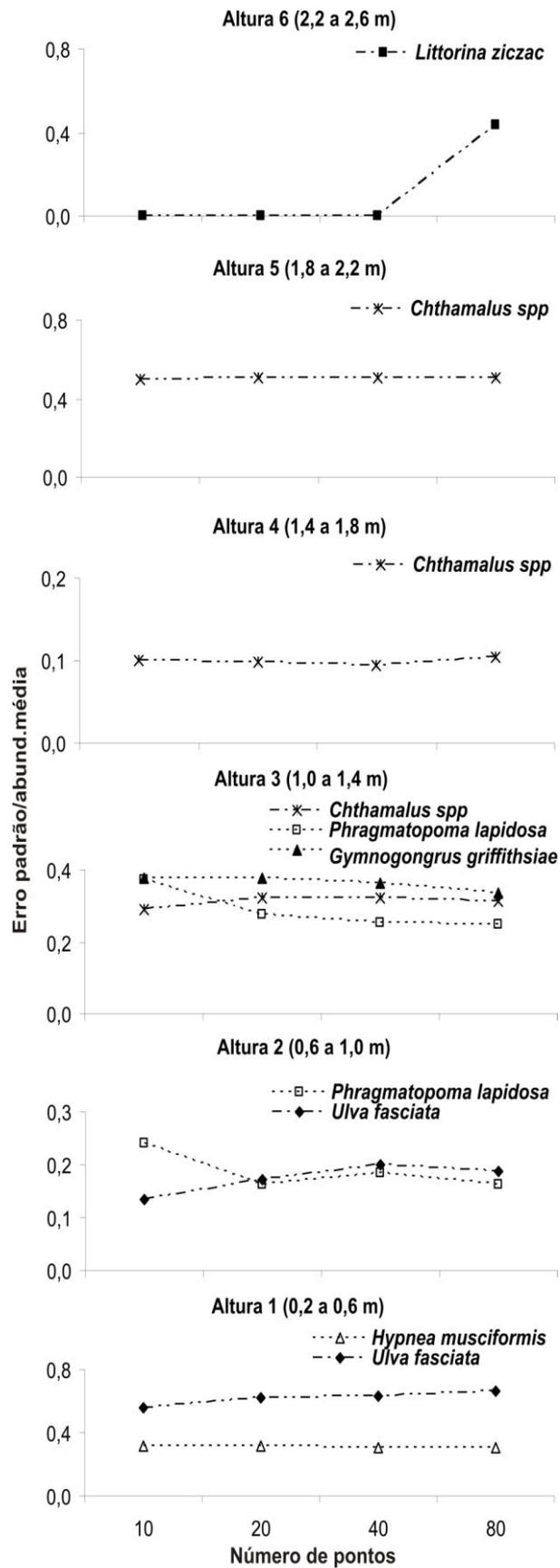


Figura 22. Variação do erro padrão/abundância média das espécies mais representativas nos diferentes números de pontos amostrados nas seis alturas do substrato rochoso. Ressalta-se a escala diferenciada no eixo y nas alturas 2, 3 e 4.

Baseado nos dois critérios adotados para a determinação do número mínimo de pontos amostrais considerando a abundância relativa das espécies mais representativas em cada altura do substrato rochoso investigado, obtêve-se altura 1 – 10 pontos para *Hypnea musciformis* e para *Ulva fasciata*; altura 2 – 20 pontos para *U. fasciata* e para *Phragmatopoma lapidosa*; altura 3 – 10 pontos para *Chthamalus* spp, 20 para *P. lapidosa* e 40 pontos para *Gymnogongrus griffithsiae*; alturas 4 e 5 – 10 pontos para *Chthamalus* spp; altura 6 - 80 pontos para *Littorina ziczac* (Tabela 13).

Tabela 13. Número mínimo de pontos amostrais para as espécies mais representativas de cada altura do substrato rochoso considerando os critérios adotados para abundância relativa: Ponto Molinier 100/20 e F1 = Erro padrão/abundância média. Os tamanhos mínimos sugeridos estão destacados em negrito.

Alturas no substrato	Espécies	P Molinier	F1	Tam. sugerido
6 (2,2 a 2,6 m)	<i>Littorina ziczac</i>	40	80	<b>80</b>
5 (1,8 a 2,2 m)	<i>Chthamalus</i> spp	10	10	<b>10</b>
4 (1,4 a 1,8 m)	<i>Chthamalus</i> spp	10	10	<b>10</b>
3 (1,0 a 1,4 m)	<i>Chthamalus</i> spp	10	10	<b>10</b>
	<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	10	20	<b>20</b>
	<i>Gymnogongrus griffithsiae</i>	40	10	<b>40</b>
2 (0,6 a 1,0 m)	<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	10	20	<b>20</b>
	<i>Ulva fasciata</i>	10	20	<b>20</b>
1 (0,2 a 0,6 m)	<i>Hypnea musciformis</i>	10	10	<b>10</b>
	<i>Ulva fasciata</i>	10	10	<b>10</b>

## DISCUSSÃO

### Estrutura da Comunidade

O primeiro critério analisado, o ponto Molinier apresenta-se como um dos mais antigos para a determinação do tamanho mínimo de amostras (Molinier, 1963 *apud* Boudouresque e Belsher, 1979) e relaciona o incremento no tamanho amostral com o aumento no conteúdo de informação do descritor numérico considerado. No presente estudo, em cada altura do substrato rochoso avaliada separadamente, o

ponto Molinier 100/20 determinou diferentes tamanhos amostrais considerando a riqueza e a diversidade de espécies nos diferentes desenhos investigados (área, número de perfis e número de pontos no *quadrat*). Em geral, os tamanhos indicados pela riqueza corresponderam aos tamanhos requeridos para a diversidade de espécies, diferindo apenas para número de perfis nas alturas 4 e 5 (1,4 a 2,2 m) e para número de pontos nas alturas 2, 3 e 4 (0,6 a 1,8 m). Dada a variação de tamanhos amostrais, para uma mesma altura, dependendo do descritor, optou-se pelo maior de modo a conferir mais robustez. Já Boudouresque e Belsher (1979) em um molhe no Mediterrâneo utilizaram apenas o critério ponto Molinier para a determinação do tamanho amostral, obtendo 100 cm<sup>2</sup> como área apropriada para o estudo da comunidade bentônica no infralitoral, até 0,30 metros de profundidade.

Considerando o critério riqueza acumulada, aquele em que 90% das espécies estavam incluídas, concordou-se com Ballesteros (1986), que ao se buscar a área apropriada para uma comunidade deve-se pretender não obter o maior número de espécies, mas sim que este constitua uma fração representativa da sua riqueza total. Não se considerou 100% das espécies incluídas, pois em geral essa diferença representava mais uma espécie, sendo esta considerada rara (< 3% de cobertura média). Omena *et al.* (1995) também trabalharam com esse critério, mas utilizaram a estabilização da curva do número de espécies para a determinação do mínimo de amostras para a comunidade incrustante na Baía da Guanabara, RJ. No presente estudo, buscou-se menor subjetividade e mais representatividade. A diferença do tamanho amostral em escala de centímetros pode estar relacionada à variação na composição/distribuição das espécies, associada ao batimento de ondas e ao grau de exposição ao ar, variáveis em escala de centímetros no local (Masi *et al.*, 2009b). Os autores demonstraram a variabilidade no número de espécies em pequenas escalas espaciais ao longo do gradiente vertical no molhe estudado, reflexo de diferentes e específicos fatores ambientais, como temperatura do ar, altura e período das ondas aliado ao tempo de emersão a que os organismos estão sujeitos. Na costa portuguesa, Araújo *et al.* (2005) também encontraram grandes diferenças na riqueza e composição específica da comunidade do entre-marés ao longo das alturas e atribuíram esse resultado a história de colonização, interação biológica e fisiologia de cada componente, aliado ao grau de exposição a ação de ondas a que os costões são submetidos.

Em relação à similaridade entre os agrupamentos bentônicos em diferentes tamanhos amostrais, a adoção de valores superiores a 60% é recomendada no estabelecimento do tamanho mínimo amostral (Weinberg, 1978; Ballesteros, 1986). Neste estudo, considerou-se 80%. Tal valor se mostrou representativo já nos menores tamanhos investigados de área e número de pontos no *quadrat*, 100 cm<sup>2</sup> e 10 pontos, respectivamente. Para número de perfis, são necessários maiores tamanhos, até 04 perfis, principalmente nas alturas 1 (0,2 a 0,6 m) e 3 (1,0 a 1,4 m), contudo viáveis por serem inferiores ao tamanho máximo testado.

Acredita-se que o tamanho amostral apropriado deve ser determinado em cada local, estando diretamente relacionado ao objetivo da investigação. A maior parte dos estudos procede mais pelo costume e tradição seguindo tamanhos amostrais já consagrados, do que pela consideração cuidadosa de padrões e dos problemas inerentes à amostragem de diferentes organismos em diferentes regiões (Andrew e Mapstone, 1987; Sabino e Villaça, 1999). No presente estudo, é sugerida a adoção do maior tamanho amostral obtido dentre os critérios investigados buscando um valor numérico mais robusto comparativamente e viável logisticamente, de modo a conciliar dados qualitativos (composição, riqueza média e acumulada de espécies) e quantitativos (diversidade e similaridade de espécies) da comunidade em questão.

Embora seja recomendável um estudo estrutural em cada ambiente investigado, *quadrats* de 400 a 500 cm<sup>2</sup> são considerados como área representativa para a comunidade bentônica em toda a região do médiolitoral por muitos autores (Sabino e Villaça, 1999; Breves-Ramos *et al.*, 2005; Moysés *et al.*, 2007). No presente estudo, foi observado que são necessários tamanhos amostrais distintos para estudos de estrutura da comunidade bentônica na zona entre-marés local de acordo com a altura, em face das condições ambientais diferentes ao longo da mesma. Nas alturas 1 (0,2 a 0,6 m) e 6 (2,2, a 2,6 m), a área mínima de *quadrat* determinada foi de 800 cm<sup>2</sup>; na altura 3 (1,0 a 1,4 m) foi de 400 cm<sup>2</sup> e na demais alturas, áreas menores foram consideradas apropriadas (100-200 cm<sup>2</sup>). Na altura 1 correspondente à Franja do Infralitoral (Masi *et al.*, 2009a), em que as condições ambientais são menos estressantes, os maiores valores de riqueza e diversidade obtidos a partir do *quadrat* de 800 cm<sup>2</sup>, tornam-no representativo da estrutura da comunidade local. Na altura 6, correspondente a Franja do Supralitoral (Masi *et al.*, 2009a), em que as condições ambientais são mais estressantes devido aos maiores

períodos de emersão (Menge e Branch, 2000; Coutinho e Zalmon, 2009), a maior variabilidade nos valores de abundância das poucas espécies presentes nesta faixa entre os tamanhos amostrais contíguos refletiu em uma baixa similaridade dos agrupamentos bentônicos, sendo o fator determinante na escolha da área mínima.

Para número de perfis, o tamanho mínimo correspondeu ao maior testado (N = 08 perfis) na maior parte das alturas do substrato estudado. O substrato em questão consiste em um molhe com blocos graníticos superpostos e com grau acentuado de exposição a ondas. De acordo com Bulleri e Chapman (2004), molhes são habitats tridimensionais e oferecem uma variedade de ambientes quanto à orientação, sombreamento e grau de exposição às ondas na região entre-marés. A alta variabilidade na abundância relativa das espécies entre os perfis provavelmente é atribuída à irregularidade topográfica do substrato, proporcionando condições ambientais distintas em pequena escala, o que favorece a formação de manchas com diferentes associações de espécies em um mesmo nível (Masi e Zalmon, 2008). Segundo Murray *et al.* (2006), se a variabilidade na abundância das espécies dentro de uma população é alta, muitas amostras serão necessárias, resultado também observado no presente estudo. Vale ressaltar ainda que a determinação do número de perfis está diretamente relacionada com a área do *quadrat*. De acordo com Rosso (1995) adotar elementos menores, porém numerosos, ajuda a revelar com maior clareza os diferentes micro-habitats. Um maior número de perfis (N = 08) aliado a áreas menores (100, 200 e 400 cm<sup>2</sup>) refletiu em uma amostragem mais detalhada do substrato, podendo evidenciar claramente a distribuição de cada organismo. Conseqüentemente, a necessidade de um menor número de perfis, como observado nas alturas 1 e 6 (04 e 02 perfis, respectivamente), aliada a utilização de *quadrats* de maior dimensão (800 cm<sup>2</sup>) pode otimizar o tempo de amostragem sem interferir na representatividade das amostras.

Com relação ao número de pontos amostrais, Sabino e Villaça (1999) constataram que poucos pontos marcados no *quadrat* possibilitam uma amostragem tendenciosa a registrar apenas as espécies dominantes. No presente estudo, o tamanho amostral mínimo necessário foi diferenciado ao longo do entre-marés: nas alturas 1 (0,2 a 0,6 m), 3 (1,0 a 1,4m) e 6 (2,2, a 2,6 m), correspondeu ao tamanho máximo amostrado (80 pontos) e mínimo (20-40 pontos) nas demais. Nas alturas 1 e 3, a presença de várias espécies raras (+ de 40% do total de espécies, com < 4% de cobertura média), provavelmente contribuiu para a necessidade de um maior

número de pontos. Já na altura 6, mais superior, o maior número de pontos necessários reflete a presença de reduzido número espécies e, principalmente pelo fato da espécie representativa desta altura, o gastrópode *Littorina ziczac* ser pouco abundante ( $\pm$  5% de cobertura média) e com distribuição isolada. O número de pontos também apresentou relação com a área, sendo necessário um maior número em áreas amostrais maiores.

### **Espécies Mais Representativas**

A amostragem, por vezes, tem como alvo um componente específico da comunidade e, nesses casos, o conhecimento da abundância relativa e da sua variação é fundamental para se determinar o desenho experimental em um estudo particular (Murray *et al.*, 2006). Na região entre-marés, as condições ambientais diferentes ao longo de uma estreita área influenciam na distribuição e na abundância das espécies que ali habitam (Murray *et al.*, 2006; Coutinho e Zalmon, 2009), refletindo em diferentes agrupamentos verticais por altura. Desta forma, optou-se por caracterizar o tamanho mínimo amostral também por espécies mais representativas nas diferentes alturas que compõem as faixas do entre-marés rochoso em estudo. Vários critérios foram utilizados para a determinação do tamanho amostral considerando a variação na abundância das espécies em relação ao erro padrão, com uma precisão desejada pré-determinada e com um erro permitido para um limite de confiança de 95%. A adoção do maior tamanho amostral obtido dentre os diferentes critérios utilizados é sugerida, buscando assim um resultado robusto e logisticamente viável.

Na altura 1 (0,2 a 0,6 m), mais próxima da linha d'água, onde o tempo de emersão é o menor da região entre-marés, a espécie mais representativa *Hypnea musciformis* é uma macroalga muito abundante ( $\pm$  60% de cobertura média) assim como observado ao longo da costa do Rio de Janeiro (Sauer Machado *et al.*, 1996; Villaça *et al.*, 2008; Coutinho e Zalmon, 2009; Masi *et al.*, 2009a). Os tamanhos amostrais apropriados para a amostragem da espécie corresponderam ao menor *quadrat* e número de pontos testados (100 cm<sup>2</sup> e 10 pontos, respectivamente) e ao número máximo de perfis (N = 08). *Hypnea* apresentou distribuição homogênea e cobriu cerca de 100% da área na maioria dos *quadrats* analisados, o que pode ter contribuído para a necessidade dos menores tamanhos amostrais. Rosso (1995) enfatiza a importância da adoção de um maior número de amostras aliado a áreas

menores para estudar a distribuição de cada organismo. A clorófito *Ulva fasciata* caracterizou-se também como espécie representativa da Franja do Infralitoral local. Sauer Machado *et al.* (1996) observaram *Ulva* sp em níveis inferiores da zona entre-marés, considerado-a competitivamente inferior a *H. musciformis*. Em nosso estudo, *U. fasciata* apresentou abundância média em torno de 20% na altura 1 (0,2 a 0,6 m) e de 35% na altura 2 (0,6 a 1,0 m), sendo observada em tufo distribuídos em manchas no substrato. Em ambas as alturas, a área mínima correspondeu a 400cm<sup>2</sup>, com 10-20 pontos no *quadrat* e um número mínimo de 08 perfis. A sua distribuição em mancha reflete em uma maior variação espacial em pequena escala, o que pode acarretar na necessidade de maiores tamanhos amostrais de modo a não subestimar a abundância da espécie.

Nas alturas 2 e 3 (0,6 a 1,4 m), correspondente ao Eulitoral Inferior (Masi *et al.*, 2009a), a espécie mais representativa *Phragmatopoma lapidosa* é construtora de extensos recifes de areia e muito comum na parte mais inferior da zona entre-marés (McCarthy *et al.*, 2003; Masi e Zalmon, 2008, Masi *et al.*, 2009a). Os tamanhos amostrais requeridos para representar a espécie em ambas as alturas foram 400cm<sup>2</sup>, 08 perfis e 20 pontos. Em alguns *quadrats*, o poliqueta formou extensos recifes arenosos cobrindo toda a área e em outros apresentou dominância descontínua, formando mosaicos no substrato. O acentuado batimento de ondas e a irregularidade topográfica podem ter contribuído para tal padrão de distribuição e, conseqüentemente, influenciado na necessidade do maior número de perfis. Masi e Zalmon (2008) afirmam que o grau de exposição a ondas provavelmente dificulta a expansão dos agregados de arenito que compõem os tubos de *P. lapidosa*. *Gymnogongrus griffithsiae* caracterizou-se também como espécie representativa da altura 3 (1,0 a 1,4 m), apresentando como tamanho amostral mínimo 400 cm<sup>2</sup> de área, 40 pontos no *quadrat* e 07 perfis. A abundância e a distribuição em manchas da espécie, que acarretam em uma maior variação espacial em pequena escala, provavelmente explicam a necessidade de maior número de pontos amostrais.

Ainda na altura 3 (1,0 a 1,4 m), *Chthamalus* spp, uma das espécies mais abundantes e também dominante nas alturas 4 e 5 (1,4 a 2,2 m) necessitou de 800cm<sup>2</sup> na altura mais inferior e 200 cm<sup>2</sup> nas demais. O número mínimo de perfis correspondeu a 08 e o número de pontos a 10 em todas as alturas supracitadas. Benedetti-Cecchi *et al.* (2000) observaram o cirripédio *Chthamalus stellatus* (Poli) juntamente com outras espécies e distribuído mais espaçadamente no nível inferior

do médiolitoral. No presente estudo *Chthamalus* spp seguiu o mesmo padrão, o que pode ter influenciado na adoção de maior área amostral nesta altura. Nas alturas 4 e 5, a menor área necessária é reflexo da dominância absoluta da espécie, comumente registrada por diversos autores na parte superior do médiolitoral (Benedetti-Cecchi *et al.*, 2000; Boaventura *et al.*, 2002; Coutinho e Zalmon, 2009; Masi *et al.*, 2009a). Skinner e Coutinho (2002), também utilizaram *quadrats* de pequena dimensão (100 cm<sup>2</sup>) e um número elevado de réplicas (N = 20) para estudar o recrutamento de *Chthamalus bisinuatus* na faixa onde este é mais abundante e se distribui mais homoganeamente (a partir de 1,3 m do nível da maré) em um substrato rochoso em Arraial do Cabo, RJ.

Na altura 6 (2,2 a 2,6 m), a mais superior do entre-marés investigado, correspondente à Franja do Supralitoral (Masi *et al.*, 2009a), a espécie característica e representativa *Littorina ziczac* revelou a necessidade de 800 cm<sup>2</sup> aliada ao maior número de perfis e de pontos para sua amostragem. De acordo com Coutinho e Zalmon (2009), os gastrópodes herbívoros são provavelmente os mais característicos e abundantes na zona do Supralitoral e podem ter um importante efeito na estrutura da vegetação presente. Embora também seja característica dessa faixa superior no local em estudo, a espécie não foi abundante, com cobertura média máxima de 5%. O que a torna representativa é a relativa exclusividade pela resistência à exposição ao ar e mobilidade, que de fato é registrada para as espécies presentes nesta faixa (Little e Kitching, 1996; Perez *et al.*, 2009). Judge *et al.* (2008) observaram gastrópodes herbívoros ocorrendo no Supralitoral comumente agregados em fendas, as quais propiciam condições mais amenas e reduzem o estresse por dessecação. No presente estudo, *L. ziczac* ocorreu de forma isolada e distribuída aleatoriamente no substrato, o que possivelmente explica a necessidade de maiores tamanhos amostrais para a espécie ser identificada com maior representatividade.

Em síntese, os resultados obtidos na determinação de área de *quadrat* não apresentaram um padrão por faixa/altura no costão e sim por espécie. A área amostral necessária apresentou uma relação direta com a abundância e a distribuição espacial de cada espécie. Espécies com abundância mais reduzida e distribuição em mancha necessitaram de áreas maiores de amostragem enquanto que aquelas mais abundantes e mais homoganeamente distribuídas revelaram a necessidade de áreas menores. De acordo com Andrew e Mapstone (1987), o

conceito de tamanho é relativo à escala de agregação dos organismos. Benedetti-Cecchi *et al.* (1996) afirmam que o tamanho amostral pode variar de acordo com o objetivo, a complexidade do habitat investigado e com a distribuição espacial dos organismos. Os referidos autores encontraram grande variação espacial na distribuição dos organismos entre as áreas analisadas, sugerindo que o tamanho dos *quadrats* foi em geral relativo à escala de agregação dos organismos.

Em relação ao número mínimo de perfis, 07-08 perfis foram requeridos para todas as espécies mais representativas do substrato rochoso em estudo. O número limite de perfis pode ser atribuído ao batimento de ondas associado à irregularidade topográfica do substrato, que reflete na formação de manchas com diferentes associações de espécies (Masi e Zalmon, 2008). Parravicini *et al.* (2009) afirmam que um grande número de réplicas, 08 a 12, geralmente é adotado em estudos que utilizem o método de foto-*quadrat*. Um valor mais elevado do que o máximo testado (N = 08 perfis) é indicado, se uma maior precisão e um menor erro são requeridos. Andrew e Mapstone (1987) afirmam que os tamanhos amostrais obtidos com uma maior precisão são as melhores escolhas. Murray *et al.* (2006) constataram que a adoção de um menor erro através da fórmula  $n = 4s^2/L^2$ , também utilizada em nosso estudo, refletiu em um maior número de amostras. No entanto, no substrato rochoso estudado, a realização de mais de 08 perfis amostrais é inviável logisticamente devido à pequena extensão do mesmo (16 m – superfície rochosa oeste). Além disso, a realização de perfis muito próximos pode tornar as amostras dependentes e não confiáveis estatisticamente.

Quanto ao número de pontos amostrais no *quadrat*, observou-se que um mínimo de 10-20 pontos já se mostrou suficiente para a maior parte das espécies representativas, a exceção apenas de *G. griffithsiae* e de *L. ziczac*, que por serem espécies mais raras e distribuídas mais isoladamente refletiram em números mais elevados em relação às demais.

Os resultados obtidos neste trabalho evidenciaram a necessidade de diferentes tamanhos para área do *quadrat*, número de perfis e número de pontos amostrais no *quadrat* nas diferentes alturas que compõem a região entre-marés. Além dos tamanhos requeridos para a amostragem da comunidade bentônica local, observou-se também a possibilidade de determinação de tamanhos amostrais mínimos para cada espécie mais representativa de cada altura do substrato rochoso, levando-se em conta a robustez numérica e o esforço logístico. Desta forma, pode-

se minimizar o esforço amostral quando se desejar investigar uma espécie em particular em estudos de valoração econômica, resistência de uma dada espécie a variação de um parâmetro ambiental em particular (ex. temperatura), suscetibilidade da comunidade a espécies invasoras, manipulação experimental para estudos ecológicos, entre outros. É importante ressaltar que a adoção dos critérios irá depender sempre do objetivo de cada investigação e da viabilidade logística de cada local. A disponibilidade de tempo, um dos principais limitantes dos estudos na zona entre-maré, também deve ser considerada, sem interferir na acurácia e precisão necessárias para a credibilidade dos resultados.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrew, N.L., Mapstone, B.D. (1987). Sampling and description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanography and Marine Biology: an annual review*, 25: 39-90.
- Apolinário, M., Coutinho, R., Baeta-Neves, M.H. (1999). Periwinkle (Gastropoda: Littorinidae) habitat selection and its impact upon microalgal populations. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(2): 211-218.
- Araújo, R., Bárbara, I., Souza-Pinto, I., Quintino, V. (2005). Spatial variability of intertidal rocky shore assemblages in the northwest coast of Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64: 658-670.
- Ballesteros, E. (1986). Métodos de análisis estructural em comunidades naturales, em particular del fitobentos. *Oecologia Aquática*, 8: 117-133.
- Benedetti-Cecchi, L., Aiold, L., Abbiati, M.; Cinelli, F. (1996). Estimating the abundance of benthic invertebrates: a comparison of procedures and variability between observers. *Marine Ecology Progress Series*, 138: 93-101.
- Benedetti-Cecchi, L., Acunto, S., Bulleri, F., Cinelli, F. (2000). Population ecology of the barnacle *Chthamalus stellatus* in the northwest Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 198: 157-170.
- Boaventura, D., Ré P., Fonseca, L.C., Hawkins, S.J. (2002). Intertidal rocky shore communities of the continental Portuguese Coast: analysis of distribution patterns. *Marine Ecology*, 23(1): 69-90.
- Boudouresque, C.F., Belsher, T. (1979). Le peuplement du Port-Vendres: recherches sur l'aire minimale qualitative. *Cahiers de Biologie Marine*. Tome XX: 259-269.
- Breves-Ramos, A., Lavrado, H.P., Junqueira, A.O.R., Silva, S.H.G. (2005). Succession in rocky intertidal benthic communities in areas with different pollution

- levels at Guanabara Bay (RJ-Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48: 951-965.
- Bros, W. E., Cowell, B. C. (1987). A technique for optimizing sample size (replication). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 114: 63-71.
- Bulleri, F., Chapman, M. G. (2004). Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the north-west coast of Italy. *Marine Biology*, 145: 381-391.
- Calil, P. (2007). *Tolerância fisiológica ao estresse ambiental de predadores e presas e sua relação com a ocupação de um costão rochoso da zona entremarés*. Tese (Doutorado em Ciências), Curitiba, PR, Universidade Federal do Paraná, 119p.
- Cao, Y.; Williams, P.; Bark, A.W. (1997). Effects of sample size (replicate number) on similarity measures in river benthic Aufwuchs community analysis. *Water Environment Research*, 69: 107-114.
- Connor, E.F., McCoy, E.D. (1979). The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist*, 113: 791-832.
- Coutinho, R.; Zalmon, I.R. (2009). O Bentos de Costões Rochosos. *In: Pereira, R.C., Soares-Gomes, A. (org), Biologia Marinha*. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 281–297.
- Ferreira, C.E.L., Gonçalves, J.E.A., Coutinho, R., Peret, A.C. (1998). Herbivory by the Dusky Damselfish *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) in a tropical rocky shore: effects on the benthic community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 229: 241-264.
- Foster, M.S., Harrold, C., Hardin, D.D. (1991). Point vs photo quadrat estimates of the cover of sessile marine organisms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 146: 193-203.
- Fuentes, M., Niell, F.X. (1981). Spatial structure of a mid level intertidal community (some comments on sampling). *Botanica Marina*, 24: 135-138.
- Gevertz R. (1995). *Em busca do conhecimento ecológico: uma introdução a metodologia*. 2.ed. São Paulo: Editora Edgard Blucher Ltda, 128p.
- Green, R.H. (1979). *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. New York: John Wiley e Sons. 257p.
- Greig-Smith, P. (1983). *Quantitative plant ecology*. 3.ed. (Studies in ecology, 9). Oxford: Blackwell. 359p.

- Hawkins, S.J., Hartnoll, R.G. (1980). A study of the small-scale relationship between species number and area on a rock shore. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 10: 201-214.
- Hopkins, B. (1957). The concept of minimal area. *Journal of Ecology*, 45: 441-449.
- Judge, M.L., Duell, R., Burriesci, L., Moarsi, W. (2008). Life in the supralittoral fringe: microhabitat choice, mobility and growth in the tropical periwinkle *Cenchritis* (= *Tectarius*) *muricatus* (Linnaeus, 1758). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 369(2): 148-154.
- 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(9): 1259-1269.
- Krebs, C.J. (1989). *Ecological Methodology*. University of British Columbia, 654p.
- Little, C., Kitching, J.A. (1996). *The Biology of Rocky Shores*. Oxford, Oxford University Press. 240p.
- Macedo, I.M., Masi, B.P., Zalmon, I.R. (2006). Comparison of rocky intertidal community sampling methods at the northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54(2/3): 147-154.
- Magalhães, C., Coutinho, R. (1995). Distribution and zonation of three species of predatory gastropods: patterns and adaptations to wave impact in the rocky shore. *Publicação esp. Inst. Oceanog.*, 11: 123-131.
- McCarthy, D.A., Young, C.M., Emson, R.H. (2003). Influence of wave-induced disturbance on seasonal spawning patterns in the sabellariid polychaete *Phragmatopoma lapidosa*. *Marine Ecology Progress Series*, 256: 123-133.
- Masi, B.P.; Zalmon, I.R. (2008). Zonação de comunidade bêntica do entremarés em molhes sob diferente hidrodinamismo na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(40): 662-673.
- Masi, B.P., Macedo, I.M., Zalmon, I.R. (2009a). Benthic community zonation in a breakwater on northern Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52(3): 637-646.
- Masi, B.P., Macedo, I.M., Zalmon, I.R. (2009b). Annual and spatial variation of intertidal benthic community zonation in a breakwater off Rio de Janeiro coast, southeastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(2): 225-234.

- Meese, R.J., Tomich, P.A. (1992). Dots on the rocks: a comparison of percent cover estimation methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 165(1): 59-73.
- Menge, B.A., Branch, G.M. (2001). Rocky Intertidal Communities. In: Bertness, M.D.; Gaines, S.D.; Hay, M.E. (eds), *Marine Community Ecology*. Massachusetts, Sinauer Associates, p. 221-251.
- Moysés, D.N. (2005). *Influência da heterogeneidade do substrato no recrutamento de invertebrados bentônicos e sucessão ecológica do médiolitoral do costão rochoso da Ilha do Brandão, Angra dos Reis, RJ*. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Rio de Janeiro, RJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 105 p.
- Moysés, D.N., Junqueira, A.O.R., Lavrado, H.P., Silva, S.H.G.S. (2007). Method for monitoring intertidal communities in a steep rocky shore: a combination of digital image technology and field operational strategy. *Brazilian Journal of Oceanography*, 55: 19-27.
- Murray, N.S., Ambrose, R.F., Dethier, M.N. (2006). *Monitoring rocky shores*. 1.ed. London, England: University of California Press, 220p.
- Oliveira-Filho, R.C., Mayal, E.M. (1976). Seasonal distribution of intertidal organisms at Ubatuba, São Paulo (Brazil). *Revista Brasileira de Biologia*, 36: 305-316.
- Omena, E.P., Barreto, C.C., Brasil, A.C.S., Zalmon I.R. (1995). Número ideal de amostras para o estudo da comunidade de incrustante da região da Urca, Baía de Guanabara, RJ. *Acta Biologica Leopoldinensia*, 17: 35-46.
- Parravicini, V.; Morri, C.; Ciribilli, G.; Montefalcone, M.; Albertelli, G.; Bianchi, C.N. (2009). Size matters more than method: visual quadrats vs photography in measuring human impact on Mediterranean rocky reef communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 359-367.
- Perez, K.O.; Carlson, R.L.; Shulman, M.J.; Ellis, J.C. (2009). Why are intertidal snails rare in the subtidal? Predation, growth and the vertical distribution of *Littorina littorea* (L.) in the Gulf of Maine. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 369: 79-86.
- Preskitt, L.B. (2004). A rapid ecological assessment (REA) quantitative survey method for benthic algae using photoquadrats with scuba. *Pacific Science*, 58(2): 201-209.
- Pringle, J.D. (1984). Efficiency estimates for various quadrat sizes used in benthic sampling. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences*, 41: 1485-1489.

- Rocha, F.M. (2002). *Recrutamento e sucessão de uma comunidade bentônica de mesolitoral dominada pela espécie invasora Isognomon bicolor (Bivalvia: Isognomonidae) C. B. Adams, 1748 em dois costões rochosos submetidos a diferentes condições de batimento de ondas*. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Rio de Janeiro, RJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 87 p.
- Rosso, R. (1995). Dimensionamento amostral em estudos descritivos de comunidades de organismos bênticos sésseis e semi-sésseis. *Oecologia brasiliensis*, 1: 193-223.
- Sabino, C.M., Villaça, R. (1999). Estudo comparativo de métodos de amostragem de costão. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(3): 407-419.
- Sauer Machado, K.R.S.; Chapman, A.R.O.; Coutinho, R. (1996). Consumer species have limited and variable roles in community organization on a tropical intertidal shore. *Marine Ecology Progress Series*, 134: 73-83.
- Skinner, L.F.; Coutinho, R. (2002). Preliminary results on settlement of the barnacles *Tetraclita stalactifera* and *Chthamalus bisinuatus* on a Brazilian tropical rocky shore under upwelling conditions. *Invertebrate Reproduction and Development*, 41(1-3): 151-156
- Skinner, L.F., Coutinho, R. (2005). Effect of microhabitat distribution and substrate roughness on barnacle *Tetraclita stalactifera* (Lamarck, 1818) settlement. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1): 109-113.
- Snedecor, G.W., Cochran, W.G. (1989). *Statistical Methods*. 8.ed. Ames: Iowa State University Press, 503p.
- Sutherland, J.P. (1974). Multiple stable points in natural communities. *The American Naturalist*, 108: 859-873.
- Tanaka, M.O., Magalhães, C.A. (2002). Edge effects and succession dynamics in *Brachidontes* mussel beds. *Marine Ecology Progress Series*, 237: 151-158.
- Tanaka, M.O. (2005). Recolonization of experimental gaps by the mussels *Brachidontes darwinianus* and *B. solisianus* in a subtropical rocky shore. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1): 115-119.
- Underwood, A.J. (1997). *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. 1.ed. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 504p.

- Villaça, R. (1990). Metodologia de amostragem em costões rochosos. Abordagem fitossociológica. *Annais II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira*, 1: 1-13.
- Villaça, R., Yoneshegue-Valentin, Y., Boudoresque, C.F. (2008). Estrutura da comunidade de macroalgas do infralitoral do lado exposto da Ilha de Cabo Frio (Arraial do Cabo, RJ). *Oecologia Brasiliensis*, 12(2): 206-221.
- Vives, S., Salicrú, M. (2005). Accuracy in the estimation of quantitative minimal area from the diversity/area curve. *Mathematical Biosciences*, 195: 65-75.
- Weinberg, S. (1978). The minimal area problem in invertebrate communities of Mediterranean rocky substrata. *Marine Biology*. 49: 33-40.
- Zar, J.H. (1996) *Biostatistical Analysis*, Prentice Hall, New Jersey. 663p.

## AVALIAÇÃO DA SUCESSÃO ECOLÓGICA DA COMUNIDADE BENTÔNICA DO ENTRE-MARÉS EM UM MOLHE NA COSTA NORTE DO RIO DE JANEIRO

### RESUMO

A colonização e a seqüência de substituição de espécies que compõem a comunidade bentônica foram acompanhadas entre fevereiro e junho/2008 em duas faixas do entre-marés rochoso com o objetivo de avaliar a sucessão ecológica da comunidade na costa norte do Rio de Janeiro. O desenho experimental foi realizado a partir dos tamanhos amostrais mínimos determinados para a área de estudo. Na faixa Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m) utilizou-se 400 cm<sup>2</sup>, 08 perfis e 80 pontos-interseção e na faixa Eulitoral Superior (1,4 a 2,2 m), 200 cm<sup>2</sup>, 08 perfis e 40 pontos-interseção. Dois *quadrats* foram demarcados por perfil (N = 16), um considerado controle (N = 08) e o outro, remoção (N = 08). Antes da raspagem em dezembro/2007, os *quadrats* foram fotografados para comparações futuras. A análise foi realizada por foto-*quadrat* a partir do programa CPCe pelo método de pontos-interseção. No Eulitoral Inferior, nas amostras do controle e da remoção, *Ulva fasciata* foi a espécie mais abundante até 04 meses (>38%), sendo substituída por *Phragmatopoma lapidosa* no sexto mês (>30%). A diferença mais acentuada entre os tratamentos referiu-se a escassez de *Perna perna* na remoção (<1%), um dos mais abundantes no controle (>14%). Todas as espécies observadas antes da raspagem foram registradas com 06 meses. O controle não diferiu significativamente da remoção e nem entre os meses em relação à riqueza, diversidade e uniformidade de espécies. Na remoção, variações temporais foram significativas para riqueza e diversidade. O dendrograma e o MDS evidenciaram a formação de 3 grupos (>70% de similaridade): grupo 1 incluiu 02 e 04 meses da remoção, grupo 2 incluiu 02 e 04 meses do controle e grupo 3, 06 meses de ambos os tratamentos. No entanto, a análise de similaridade (ANOSIM) não revelou diferença significativa entre os tratamentos e entre os meses. No Eulitoral Superior, no controle, *Chthamalus* spp foi dominante em todos os meses (>55%) e o espaço vazio representou cerca de 27-31%. Na remoção, o espaço vazio foi superior a 75% em todos os períodos. *Collisella subrugosa* (>6%) e *Chthamalus* spp (0,9%) foram os únicos colonizadores com 02 meses e a partir de 04 meses registrou-se a presença de *Littorina ziczac* (>0,3%). *Brachidontes solisianus*, registrado antes da raspagem não ocorreu na remoção. O dendrograma e o MDS registraram a separação do controle e da

remoção (>50% de similaridade) e segundo os resultados do ANOSIM e dos testes univariados (análise de variância e Teste  $t$ ), as comunidades foram significativamente diferentes entre ambos os tratamentos ao longo do tempo. Na zona Eulitoral Inferior, onde as condições ambientais são menos estressantes, a seqüência de colonização e de substituição de espécies foi mais dinâmica. Na zona Eulitoral Superior, onde o tempo de emersão é maior, observou-se uma menor velocidade no processo de sucessão.

## ABSTRACT

The sequence of colonization and replacement of species that compose the benthic community were followed between February and June/2008 in two bands of the rocky intertidal zone to evaluate the ecological succession of a community on the north coast of Rio de Janeiro. The experimental design was carried out using the minimum sample size determined for the study area. In the Lower Eulittoral band (0.6 to 1.4 m) we used 400 cm<sup>2</sup>, 08 profiles and 80 intersection-points and in the Upper Eulittoral band (1.4 to 2.2 m), 200 cm<sup>2</sup>, 08 profiles and 40 intersection-points. Two *quadrats* were demarcated in each profile (N = 16), one was the control treatment (N = 08) and the other, removal treatment (N = 08). Before scraping in December/2007, the *quadrats* were photographed for future comparisons. The analysis was performed by photo-*quadrat* method using the program CPCe and the method of point intersection. In the Lower Eulittoral zone, in the control and removal treatments, *Ulva fasciata* was the most abundant species until the 4<sup>th</sup> month (>38%), being replaced by *Phragmatopoma lapidosa* in the 6<sup>th</sup> month (>30%). The most marked difference between the treatments referred to the scarcity of *Perna perna* in the removal treatment (<1%), while it was one of the most abundant species in the control treatment (>14%). All species observed before scraping the *quadrats* were recorded within 06 months. The control treatment did not significantly differ from the removal treatment or between months in relation to richness, diversity and evenness of species. In the removal treatment, temporal changes were significant for richness and diversity. A dendrogram and MDS revealed the formation of 3 groups (>70% similarity): group 1 included 02 and 04 months in the removal treatment, group 2 included 02 and 04 months of the control treatment and group 3, 06 months of both treatments. However, analysis of similarity (ANOSIM) showed no significant difference between treatments and between months. In the control treatment in the

Upper Eulittoral zone, *Chthamalus* spp was dominant in all months (>55%) and empty space was about 27-31%. In the removal treatment, empty space was over 75% in all periods. *Collisella subrugosa* (>6%) and *Chthamalus* spp (0.9%) were the only settlers at 02 months and after 04 months the presence of *Littorina ziczac* (>0.3%) was recorded. *Brachidontes solisianus* was recorded before scraping and did not occur in removal treatment. The dendrogram and the MDS indicated the separation of the control treatment and the removal treatment (>50% of similarity) and according to the results of the ANOSIM and univariate tests (analysis of variance and *t* test), the communities were significantly different between both treatments over time. In the Lower Eulittoral zone where environmental conditions are less stressful, the sequence of colonization and replacement of species was more dynamic. In the Upper Eulittoral zone, where the time of emergence is increased, a lower rate was observed in the process of succession.

## INTRODUÇÃO

A sucessão ecológica se refere à seqüência de mudanças em uma comunidade iniciada após um distúrbio (Connell e Slatyer, 1977; Ricklefs, 2003), que influenciará na composição de espécies e nos processos desta comunidade ao longo do tempo (Odum, 1988). Inicialmente, a sucessão foi descrita para espécies terrestres (Clements, 1916) e, posteriormente a sua definição foi adaptada para as comunidades entre-marés de substratos rochosos (Connell, 1972).

Odum (1969) descreveu a sucessão como um processo direcional e ordenado, no qual um conjunto de espécies presentes modifica o ambiente físico até um clímax estável. Alguns autores como Vance (1988), Souza (1979) e Qvarfordt (2006) concordam com essa descrição acerca de comunidades bentônicas de costões rochosos. No entanto, Sutherland e Karlson (1977) argumentam que a colonização inicial de espaços vazios e as invasões de espécies posteriores são determinadas pelo regime de recrutamento larval e pela capacidade da comunidade residente resistir a essas invasões. Deste modo, a composição da comunidade está sempre em mudança e a sucessão pode ser continuamente iniciada por um distúrbio, caracterizando múltiplos pontos estáveis.

Distúrbios podem ser definidos como processos que removem a biomassa de uma comunidade (Farrell, 1991, Sousa, 2001) e criam espaços abertos para o estabelecimento de novos indivíduos ou colônias (Kim e DeWreede, 1996),

mantendo a diversidade de muitas comunidades naturais cujo espaço é o recurso limitante (Sousa, 1984). A zona entre-marés de substratos rochosos apresenta grande dinamismo, onde novos espaços são abertos pelo impacto das ondas (Sousa, 1979a; McGuinness, 1987; Little e Kitching, 1996; Raffaelli e Hawkins, 1999), pela ação de predadores (Paine e Levin, 1981; Little e Kitching, 1996) ou ainda pela morte dos indivíduos em função da dessecação (Sousa, 1979a; Little e Kitching, 1996). Esses distúrbios locais, segundo Sousa (1979a), podem ser importantes para se determinar padrões temporais de substituição de espécies. Farrell (1991) ressalta que conhecer a seqüência de colonização do substrato e a recuperação de uma dada comunidade a um distúrbio é imprescindível para o entendimento de sua estrutura.

Durante a sucessão, os padrões de abundância das espécies dependem das interações entre elas. Farrell (1991) afirma que se as espécies iniciais interagem pouco com as posteriores, o aparecimento de espécies simplesmente dependerá das larvas e dos propágulos que chegam a uma área perturbada e, neste caso, a sucessão é um produto da história de vida das espécies na comunidade. Alternativamente, se as espécies interagem fortemente, o estabelecimento de uma espécie será influenciado pelos colonizadores iniciais. Connell e Slatyer (1977) definiram três modelos de sucessão (facilitação, inibição e tolerância) que consideram o efeito dos colonizadores iniciais no estabelecimento de espécies sucessionais tardias. O mecanismo de facilitação ocorre quando as pioneiras modificam o ambiente tornando-o acessível para a colonização de espécies posteriores. Diversos estudos têm indicado que a colonização pode ser facilitada por espécies iniciais (Farrell, 1991; Davis e Moreno, 1995; Kawai e Tokeshi, 2004; Miyamoto e Noda, 2004). A inibição ocorre quando as espécies iniciais dificultam ou mesmo inibem a invasão de colonizadores posteriores ou suprimem o crescimento daqueles já presentes. Espécies podem inibir a colonização, por exemplo, limitando um recurso (Osman, 1977; Sousa, 1979a) ou por alelopatia (Jackson e Willemsen, 1976). No mecanismo de tolerância, as espécies pioneiras não exercem efeito sobre as outras, sendo capazes de coexistir. Segundo Raffaelli e Hawkins (1999), muitas vezes, uma seqüência sucessional apresentará elementos dos três mecanismos.

A maior parte dos estudos sobre os processos sucessionais da comunidade bentônica no ambiente marinho tem sido realizada em substratos rochosos naturais (Vance, 1988; Farrell, 1991; Benedetti-Cecchi e Cinelli, 1996; Kim e DeWreede,

1996; Kaehler e Williams, 1998; Benedetti-Cecchi, 2000; Williams *et al.*, 2000; Foster *et al.*, 2003; Breves-Ramos *et al.*, 2005; Aguilera e Navarrete, 2007) e em placas artificiais (Greene *et al.*, 1983; Hirata, 1986; Hirata, 1987; Zalmon, *et al.*, 1993; Nandakumar, 1996; Pech *et al.*, 2002; Gomes e Zalmon, 2003; Sauer-Machado, 2006; Kraufvein *et al.*, 2007; Krohling e Zalmon, 2008). O acompanhamento da colonização inicial e do desenvolvimento da comunidade bentônica em molhes graníticos de origem natural ou artificial é escasso, destacando-se Sousa (1979a, 1979b) na costa da Califórnia (EUA), Tanaka e Magalhães (2002) e Tanaka (2005) no litoral de São Paulo (Brasil). Na costa norte do Estado do Rio de Janeiro, os estudos realizados neste tipo de substrato referem-se em geral a comparações metodológicas (Macedo *et al.*, 2006), zonação (Masi *et al.*, 2009a), variação espacial (Masi e Zalmon, 2008) e temporal da comunidade bentônica local (Masi *et al.*, 2009b). Em relação à sucessão ecológica esta é uma investigação pioneira.

Masi *et al.* (2009a) ressaltam que alterações antropogênicas como molhes modificam a paisagem através da adição de habitats e favorecem o recrutamento e a colonização de novas espécies. No entanto, estudo realizado recentemente pelos autores neste local (Masi *et al.*, 2009b) demonstrou a ausência de diferenças temporais sazonais significativas na estrutura da comunidade bentônica apesar do acentuado grau de exposição a ondas. Dentro desse contexto, pretende-se testar a hipótese de que após um distúrbio experimental de remoção de todos os organismos epibentônicos de duas faixas horizontais extremas do entre-marés no molhe da praia do Farol de São Tomé, os respectivos agrupamentos irão se assemelhar em termos de composição e estrutura àquele não perturbado em uma escala de tempo inferior a seis meses em ambas as faixas do substrato.

## **OBJETIVO GERAL**

O objetivo do presente trabalho é analisar a colonização e a substituição de espécies que compõem a comunidade bentônica em duas faixas do entre-marés (0,6 a 2,2 m do nível da maré) em um molhe na costa norte do Estado do Rio de Janeiro a partir de um distúrbio (tempo zero – T0) até o sexto mês (T6).

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado em um substrato rochoso constituído de blocos graníticos superpostos na praia do Farol de São Tomé (22°04'55"S, 41°07'00"W), município de Campos de Goytacazes, costa norte do Estado do Rio de Janeiro. Esses blocos formam um molhe ou quebra-mar, construído na tentativa de instalação de um porto pesqueiro, no início da década de 80, mas que posteriormente teve sua construção interrompida (Figura 1).

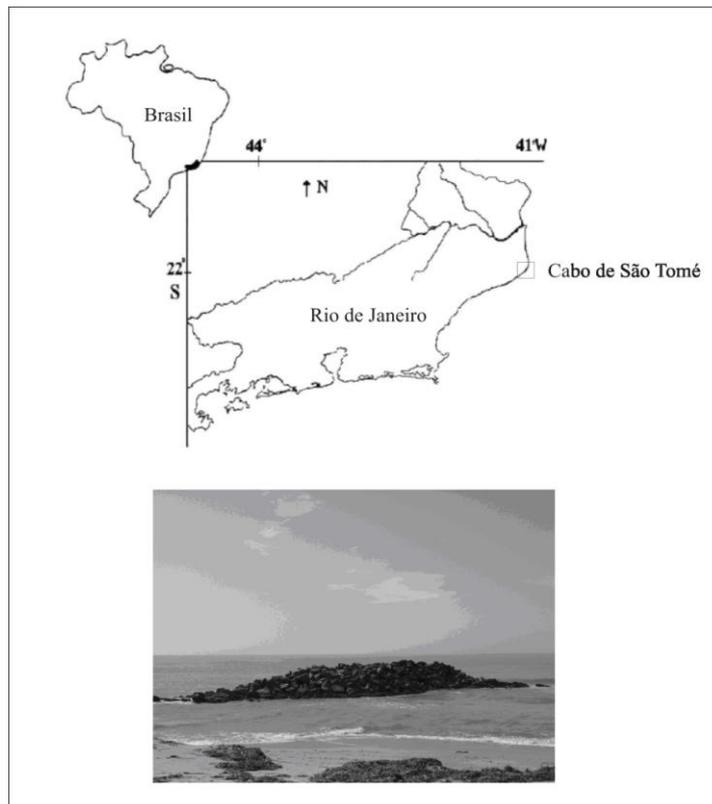


Figura 1. Localização da área de estudo na Praia do Farol de São Tomé, norte do Estado do Rio de Janeiro e o molhe amostrado.

O substrato dista 10 m da linha de costa, possui comprimento total aproximada de 30 m de comprimento e apresenta inclinação total de 50°. O vento nordeste é predominante na região ao longo do ano e ventos do quadrante sudoeste ocorrem principalmente durante a passagem de frentes frias. Devido à ausência de construções em suas proximidades e possivelmente pelo difícil acesso, o substrato em estudo sofre pouca interferência antrópica.

Na área de estudo a maré é semidiurna, com variação anual média de 1,4 m. A tábua de marés utilizada para se definir o período de realização das amostragens

refere-se ao Terminal Marítimo de Imbetiba, Macaé, fornecida pela Marinha do Brasil (<http://www.mar.mil.br/dhn/chm/tabuas/index.htm>).

As amostragens foram conduzidas na superfície rochosa oeste, onde a ação das ondas é menos intensa devido à orientação da rocha em relação à ondulação.

### Desenho Experimental

A amostragem da sucessão ecológica foi realizada em duas faixas verticais extremas na zona entre-marés do substrato rochoso: 1) nas alturas 2 e 3 do substrato (0,6 a 1,4 m do nível da maré) e 2) nas alturas 4 e 5 (1,4 a 2,2 m do nível da maré) (denominação segundo capítulo 1) (Figura 2). De acordo com a caracterização realizada na área de estudo (Masi *et al.*, 2009a), as alturas 2 e 3 correspondem ao Eulitoral Inferior e as alturas 4 e 5 correspondem ao Eulitoral Superior.



Figura 2. Representação esquemática do desenho experimental com blocos randomizados nas faixas Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m) e Eulitoral Superior (1,4 a 2,2 m) definidas na área *sensu* Masi *et al.* (2009a). Os *quadrats* em preto correspondem ao tratamento controle e os *quadrats* em branco correspondem às amostras após a remoção.

As zonas Eulitoral Inferior e Eulitoral Superior foram escolhidas para o estudo da sucessão ecológica com o objetivo de concentrar o esforço amostral na zona intermediária do substrato, onde é registrada a maior diversidade e o maior número de espécies da região entre-marés local (segundo Masi *et al.*, 2009a). A altura 1 (0,2 a 0,6 m do nível da maré), correspondente à Franja do Infralitoral (Masi *et al.*, 2009a), é caracterizada pela presença de macroalgas, o que dificulta a raspagem dos *quadrats*, enquanto na altura 6 (2,2 a 2,6 m do nível da maré), correspondente à Franja do Supralitoral (Masi *et al.*, 2009a), a diversidade de espécies é

consideravelmente reduzida quando comparada aos níveis intermediários do substrato.

O desenho experimental para o estudo da sucessão foi realizado a partir dos tamanhos amostrais mínimos determinados para a área de estudo (Capítulo 1). Na faixa do Eulitoral Inferior utilizou-se *quadrat* de 400 cm<sup>2</sup>, 08 perfis amostrais e 80 pontos no *quadrat* e na faixa do Eulitoral Superior utilizou-se 200 cm<sup>2</sup>, 08 perfis e 40 pontos no *quadrat*.

Em cada faixa estudada foram demarcados e fotografados dois *quadrats* por perfil amostral (N total = 16), sendo um considerado controle (N = 08) e o outro utilizado para a análise de remoção total dos organismos bentônicos correspondente a um distúrbio experimental (N = 08). Um desenho de blocos randomizados foi utilizado para reduzir a probabilidade de risco de segregação dos tratamentos (Hurlbert, 1984) (Figura 2). A remoção foi realizada em dezembro de 2007, sendo *quadrats* de maior dimensão totalmente raspados e escovados em cada faixa do substrato (500 cm<sup>2</sup> no Eulitoral Inferior e 300 cm<sup>2</sup> no Eulitoral Superior) para minimizar os efeitos de borda no momento da amostragem.

Antes da raspagem dos *quadrats*, estes foram fotografados e amostrados para comparações posteriores. Após a raspagem, as amostragens foram realizadas em fevereiro, abril e junho de 2008, e serão mencionadas no presente trabalho como T2, T4 e T6, correspondendo a 02, 04 e 06 meses de sucessão, respectivamente.

### **Análise das fotografias**

A amostragem foi realizada por meio de foto-*quadrat* (Foster *et al.*, 1991; Preskitt *et al.*, 2004; Macedo *et al.*, 2006, Moysés *et al.*, 2007, Parravicini *et al.*, 2009), utilizando-se câmera digital Sony Cyber-shot 7.2 Mega pixels junto a um *frame* de PVC de 400 cm<sup>2</sup>.

Todos os *quadrats* (controle e remoção) dispostos nos perfis amostrais foram analisados a partir do programa CPCe versão 3.5 (Coral Point Count with Excel extensions), que estima a porcentagem de cobertura do espaço disponível e das espécies usando as imagens digitais (Kohler e Gill, 2006). A imagem de cada *quadrat* com uma grade sobreposta foi visualizada no computador, registrando-se os organismos presentes e suas respectivas abundâncias relativas pelo método não destrutivo de pontos de interseção (proposto por Sutherland, 1974). O número de pontos nos *quadrats* foi sorteado (80 pontos no Eulitoral Inferior e 40 pontos no

Eulitoral Superior) em uma grade de 100 pontos. A distinção entre a cobertura do estrato primário e secundário não foi considerada e, assim como em Boaventura *et al.* (2002), organismos vágéis não foram quantificados.

### Tratamento e Análise dos Dados

A abundância relativa das espécies presentes em cada *quadrat* (controle e remoção) ao longo do processo sucessional foi representada pela porcentagem de cobertura média nos oito perfis em cada uma das faixas no substrato rochoso estudado.

A riqueza de espécies foi obtida a partir do número médio de espécies presente nos *quadrats* (controle e remoção). A diversidade de espécies de cada *quadrat* (controle e remoção) foi calculada utilizando o índice de Brillouin ( $H, \log_e$ ) [ $H = (\log n! - \sum \log fi!)/n$ , onde:  $H$  = diversidade de Brillouin;  $f$  = abundância média de cada espécie;  $n$  = número de espécies;  $i$  = espécie] conforme recomendado por Zar (1996) por se tratar de medidas numéricas relativas. A uniformidade de cada *quadrat* (controle e remoção) foi calculada utilizando o índice de Pielou ( $J'$ ) [ $J' = H'/H'_{\text{máx}} = H'/\log S$ , onde  $H'_{\text{máx}}$  é o valor máximo possível da diversidade, isto é, aquele que será alcançado se todas as espécies forem igualmente abundantes (=  $\log S$ )], que demonstra como eventualmente os indivíduos estão distribuídos entre as diferentes espécies.

Com os dados de abundância média das espécies em cada período de amostragem (meses) da remoção foram plotados gráficos com as curvas de K-dominância (Clarke e Warwick, 2001).

Para a verificação de diferenças significativas na riqueza, diversidade e uniformidade no tratamento do controle e da remoção ao longo do tempo (seis meses) foi realizada uma análise de variância para medidas repetidas (ANOVA-RM) uni-direcional com  $\alpha = 0,05$  (Zar, 1996), uma vez que o mesmo *quadrat* foi analisado durante todo o período de estudo. A normalidade dos dados e a homogeneidade das variâncias foram testadas *a priori* por  $W$  de Shapiro Wilk (Zar, 1996) e teste de Cochran (Underwood, 1997), respectivamente. Na maioria dos casos, os dados foram normais e as variâncias homogêneas. Quando os dados não foram normais e/ou tiveram variâncias não homogêneas, foram transformados e testados novamente (por log ou raiz quadrada). A ANOVA-RM e seu equivalente não paramétrico, teste de Friedman, foram realizados para dados que mesmo assim não

atingiram a normalidade e/ou homogeneidade. A *posteriori* realizou-se análise de comparação múltipla das médias (Tukey – HSD) (Zar, 1996).

Para testar as diferenças entre as amostras do controle e da remoção, utilizou-se Test *t* para amostras dependentes. A normalidade dos dados foi testada *a priori* por *W* de Shapiro Wilk (Zar, 1996). O seu equivalente não paramétrico, teste de Wilcoxon, foi realizado quando os dados não foram normais.

Optou-se utilizar a análise paramétrica (ANOVA-RM e teste *t*) com os dados não transformados, uma vez que os testes paramétricos e não paramétricos apresentaram os mesmos resultados.

A análise comparativa dos agrupamentos bentônicos em ambos os tratamentos (controle e remoção) e períodos (tempo) nas diferentes faixas incluiu análise de agrupamento (dendrograma e o método de ordenação MDS), utilizando-se o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis com os dados médios de abundância das espécies em cada período de amostragem e em cada tratamento. A adequação da configuração das amostras no ordenamento MDS foi obtida através do valor de estresse, que proporciona uma excelente representação espacial sem probabilidade de má interpretação quando inferior a 0,05 (Clarke e Warwick, 2001).

O teste de permutação análise de similaridade (ANOSIM) (bifatorial) foi empregado a fim de avaliar a significância das diferenças entre os períodos de amostragem (tempo) em cada tratamento (controle e remoção), baseado na análise de agrupamento representada no método de ordenamento MDS. O teste ANOSIM produz uma estatística *R* que varia em uma amplitude de -1 a +1. Valores iguais a +1 são obtidos apenas quando todas as réplicas dentro dos grupos são mais similares entre si do que qualquer réplica de grupos diferentes. As matrizes de similaridade utilizadas para a realização do teste ANOSIM incluíram a porcentagem de cobertura dos organismos presentes em cada período. As oito unidades amostrais de cada tratamento (*N* total = 16) e o período (*N* = 03) em cada faixa do substrato rochoso foram tratadas como réplicas para aumentar a possibilidade de permutações e, conseqüentemente, o poder do teste (Clarke e Warwick, 2001) (*N* = 48). Foram consideradas significativas as diferenças encontradas entre comunidades cujos testes comparativos indicaram um nível de probabilidade de até 0,05.

O procedimento de porcentagem de similaridade (SIMPER) definiu o percentual de contribuição das espécies dentro e entre os grupos evidenciados pela

análise de agrupamento e representados no método de ordenação MDS (Clarke e Warwick, 2001). Uma contribuição acumulativa de 80% foi aplicada (Boaventura *et al.*, 2002; Masi e Zalmon, 2008). A análise de dados foi realizada com o programa PRIMER.

## RESULTADOS

### Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m do nível da maré)

Na zona Eulitoral Inferior do substrato rochoso, antes da remoção de todos os organismos dos *quadrats* (AR) em dezembro de 2007, foram registradas 10 espécies epibentônicas, sendo 06 de invertebrados e 04 de algas (Tabela 1). A clorófita *Ulva fasciata* apresentou maior abundância (41% de cobertura média), seguida pelo bivalve *Perna perna* (26%) e pelo poliqueta *Phragmatopoma lapidosa* (16%). As demais espécies apresentaram cobertura média inferior a 2,5% e o espaço vazio representou 7% do total amostrado.

Tabela 1. Porcentagem de cobertura média ( $\pm$  desvio padrão) das espécies e do espaço vazio nos tratamentos controle (C) e remoção (R) no Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m) do substrato rochoso, Praia do Farol de São Tomé. AR = antes da remoção, T2 = 02 meses após a remoção; T4 = 04 meses após a remoção; T6 = 06 meses após a remoção. *Quadrat* de 400 cm<sup>2</sup> com 80 pontos amostrais e 08 perfis.

Espécies	AR	T2		T4		T6	
		C	R	C	R	C	R
Chlorophyta							
<i>Chaetomorpha</i> sp	0,3 $\pm$ 0,6	0,3 $\pm$ 0,6	-	0,3 $\pm$ 0,6	-	0,3 $\pm$ 0,6	0,6 $\pm$ 1,8
<i>Ulva fasciata</i> Delile, 1813	41,3 $\pm$ 31,2	46,1 $\pm$ 29,1	68,3 $\pm$ 37,7	38,4 $\pm$ 26,1	51,9 $\pm$ 33,6	31,7 $\pm$ 14,2	23,9 $\pm$ 17,2
Rhodophyta							
<i>Centroceras clavulatum</i> (Agardh) Montagne	2,0 $\pm$ 3,5	11,7 $\pm$ 15,7	7,7 $\pm$ 14,7	11,3 $\pm$ 15,6	8,9 $\pm$ 16,8	10,9 $\pm$ 21,4	10,2 $\pm$ 23,9
<i>Gymnogongrus griffithsiae</i> (Turner) Martius	2,3 $\pm$ 2,7	1,4 $\pm$ 1,7	1,1 $\pm$ 2,1	2,2 $\pm$ 3,2	6,7 $\pm$ 7,3	2,0 $\pm$ 2,7	11,1 $\pm$ 18,1
Mollusca							
<i>Collisella subrugosa</i> (Orbigny, 1846)	1,3 $\pm$ 1,6	2,0 $\pm$ 4,1	1,7 $\pm$ 3,2	1,1 $\pm$ 1,7	3,0 $\pm$ 5,0	0,8 $\pm$ 1,5	1,3 $\pm$ 2,2
<i>Fissurella clenchi</i> Farfante, 1943	0,3 $\pm$ 0,6	0,2 $\pm$ 0,4	0,2 $\pm$ 0,4	0,2 $\pm$ 0,4	0,3 $\pm$ 0,6	0,5 $\pm$ 1,3	0,9 $\pm$ 1,5
<i>Brachidontes solisianus</i> (Orbigny, 1846)	0,8 $\pm$ 2,2	-	0,2 $\pm$ 0,4	-	0,5 $\pm$ 1,3	-	0,3 $\pm$ 0,9
<i>Perna perna</i> (Linnaeus, 1758)	26,1 $\pm$ 26,9	25,3 $\pm$ 31,5	0,5 $\pm$ 1,3	29,1 $\pm$ 35,5	0,3 $\pm$ 0,6	14,7 $\pm$ 19,6	0,3 $\pm$ 0,6
Annelida							
<i>Phragmatopoma lapidosa</i> Kinberg, (1867)	16,4 $\pm$ 10,9	4,5 $\pm$ 7,1	2,0 $\pm$ 3,1	10,3 $\pm$ 10,4	8,9 $\pm$ 8,9	29,7 $\pm$ 29,8	30,2 $\pm$ 25,6
Arthropoda							
<i>Chthamalus</i> spp	2,0 $\pm$ 3,8	1,6 $\pm$ 3,2	3,3 $\pm$ 7,9	0,6 $\pm$ 1,2	7,2 $\pm$ 12,6	1,3 $\pm$ 2,7	7,3 $\pm$ 14,9
Espaço Vazio	7,3 $\pm$ 17,5	6,9 $\pm$ 12,4	15,2 $\pm$ 26,0	6,6 $\pm$ 11,6	12,3 $\pm$ 18,3	8,1 $\pm$ 12,4	13,9 $\pm$ 16,7

Durante o estudo da sucessão, um total de 06 espécies de invertebrados bentônicos e 04 espécies de algas foi identificado. Dentre as 10 espécies registradas, 08 foram comuns a todas as amostragens do controle e da remoção. O bivalve *Brachidontes solisianus* foi exclusivo das amostras da remoção (Tabela 1).

No tratamento controle, a clorófitica *Ulva fasciata* e o bivalve *Perna perna* predominaram até 04 meses, sendo este último substituído em dominância pelo poliqueta *Phragmatopoma lapidosa*. As demais espécies apresentaram cobertura média inferior a 3%, excetuando a rodófito *Centroceras clavulatum* com abundância constante de cerca de 11%. O espaço vazio representou menos de 9% da área amostrada (Tabela 1, Figura 3; Anexo III).

No tratamento remoção, *Ulva fasciata* também predominou até 04 meses, aliada a *P. lapidosa* no sexto mês. A diferença mais acentuada em relação ao controle referiu-se à escassez do bivalve *Perna perna*, com valores inferiores a 1% em todo o estudo da remoção e um dos mais abundantes no controle. Uma tendência de incremento crescente foi observada para o cirripédio *Chthamalus* spp e para as rodófitas *Centroceras clavulatum* e *Gymnogongrus griffithsiae*. As demais espécies apresentaram abundância média inferior a 3% e o espaço vazio representou cerca de 14% da área amostrada (Tabela 1; Figura 3; Anexo IV).

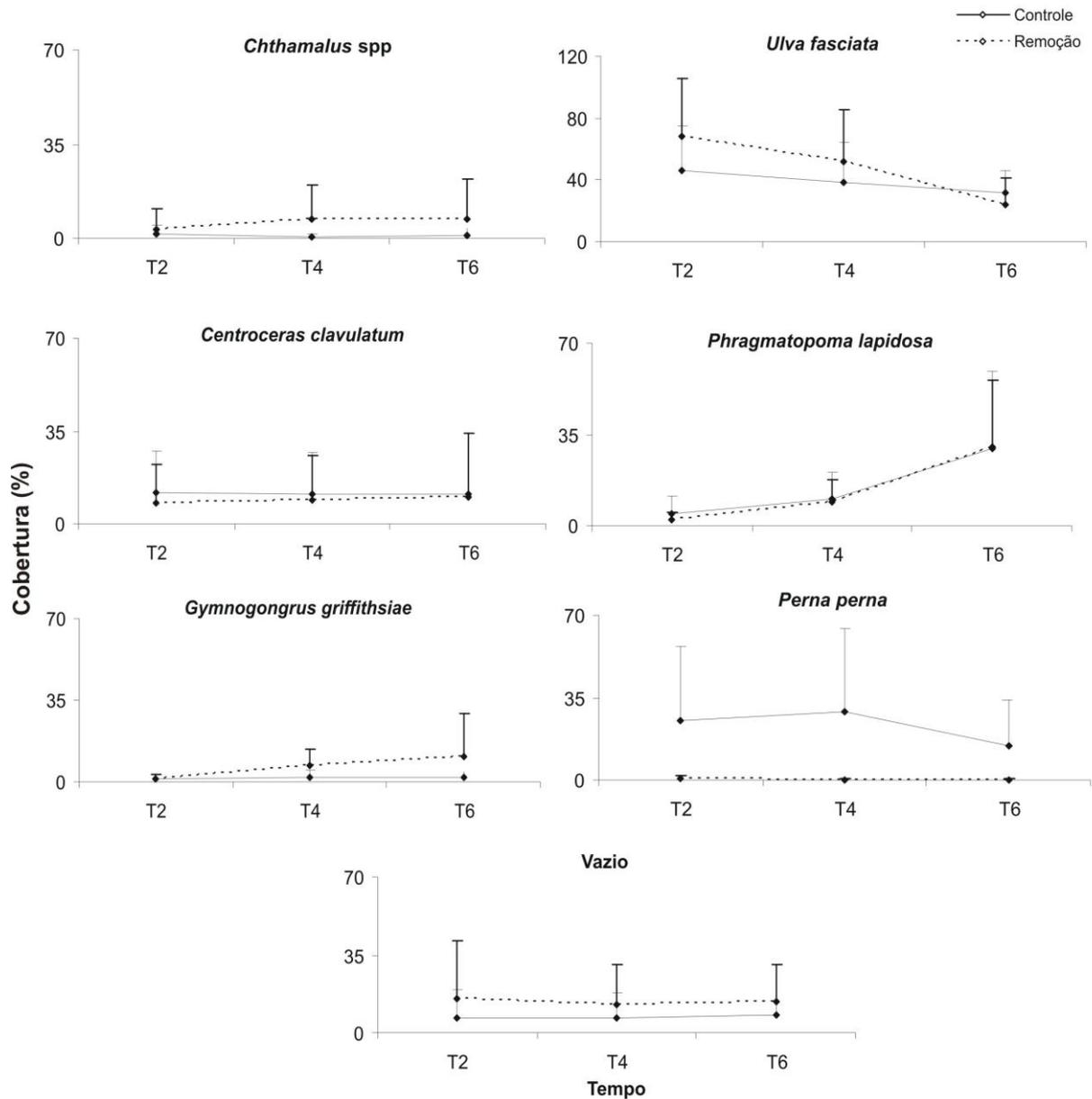


Figura 3. Porcentagem de cobertura média (+ desvio padrão) das espécies mais representativas e do espaço vazio ao longo da sucessão na zona Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m) do substrato rochoso, Praia do Farol de São Tomé, costa norte do Estado do Rio de Janeiro. Ressalta-se a escala diferenciada do eixo y para *U. fasciata*. *Quadrat* de 400 cm<sup>2</sup> com 80 pontos amostrais e 08 perfis.

Os indicadores de estrutura de comunidade apresentaram um padrão temporal similar no controle com valores de riqueza, diversidade e uniformidade tendendo à estabilidade (Figura 4), sem diferenças significativas ( $p > 0,05$ ). No tratamento de remoção, a tendência foi crescente em função dos meses, seguindo-se estabilização (Figura 4). As variações temporais foram significativas para a riqueza ( $F = 7,24$ ;  $p < 0,01$ ) e para a diversidade ( $F = 9,41$ ;  $p < 0,01$ ), com as

principais diferenças evidenciadas pelo teste de Tukey entre 02 e 06 meses para riqueza e entre 02 e 04 e 02 e 06 meses para diversidade de espécies (Tabela 2). Diferenças significativas entre controle e remoção não foram registradas em relação à riqueza, diversidade e uniformidade das espécies ( $p > 0,05$ ) (Tabela 3), sendo mais evidentes em T2.

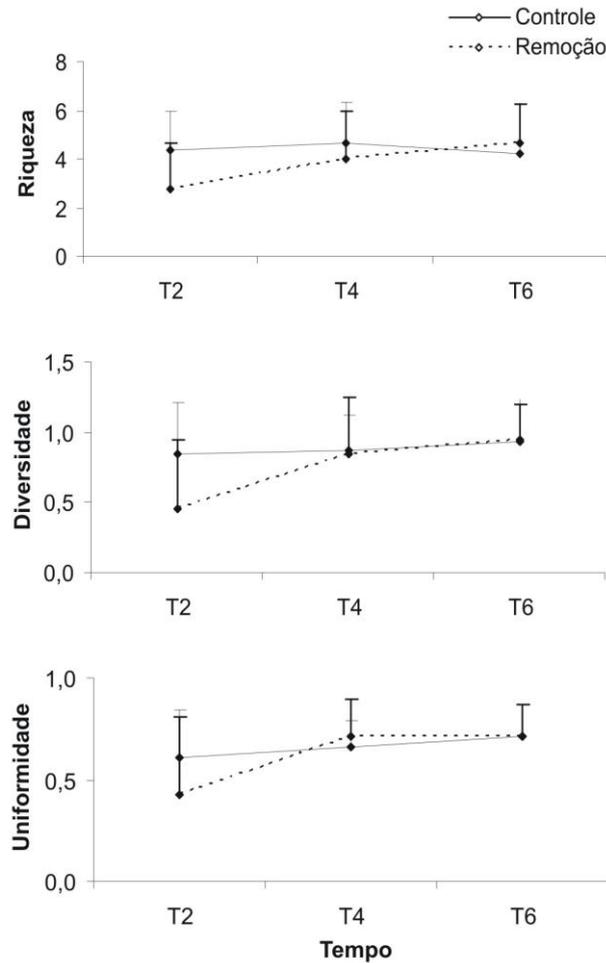


Figura 4. Valores médios de riqueza, diversidade de Brillouin e uniformidade de Pielou (+ desvio padrão) dos agrupamentos bentônicos nos tratamentos controle e remoção ao longo do tempo na zona Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m), Praia do Farol de São Tomé, costa norte do Estado do Rio de Janeiro. *Quadrat* de 400 cm<sup>2</sup> com 80 pontos amostrais e 08 perfis.

Tabela 2. Resultados da ANOVA-RM com relação à riqueza, diversidade de Brillouin e uniformidade de Pielou no controle e na remoção ao longo dos meses na zona Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m) e resultados do teste de Tukey. G.L.: graus de liberdade; F: valor do teste;  $p$ : probabilidade associada ao valor do teste;  $\alpha = 0,05$ . (\*) = significativo.

	Variáveis	G.L.	F	$p$	Tukey HSD
Controle	Riqueza	2	1,96	0,17	-
	Diversidade	2	0,76	0,48	-
	Uniformidade	2	0,87	0,43	-
Remoção	Riqueza	2	7,24	< 0,01*	02 e 06 meses
	Diversidade	2	9,41	< 0,01*	02 e 04 meses; 02 e 06 meses
	Uniformidade	2	3,38	0,06	-

Tabela 3. Resultados dos Testes  $t$  realizados entre o controle e a remoção para riqueza, diversidade de Brillouin e uniformidade de Pielou na zona Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m). G.L.: graus de liberdade;  $t$ : valor do teste;  $p$ : probabilidade associada ao valor do teste;  $\alpha = 0,05$ .

Variáveis	Tratamentos	G.L.	$t$	$p$
Riqueza	Controle x Remoção	23	- 1,47	0,15
Diversidade	Controle x Remoção	23	- 1,36	0,18
Uniformidade	Controle x Remoção	23	- 0,74	0,46

A curva de K-dominância com a abundância média de espécies ao longo dos meses de estudo demonstrou que a dominância cumulativa foi maior com dois meses após a remoção e menor no final do estudo (Figura 5). Este resultado corrobora com os menores valores de diversidade e de uniformidade observados no início da sucessão e com os maiores valores para ambos descritores a partir de quatro meses de sucessão (Figura 4).

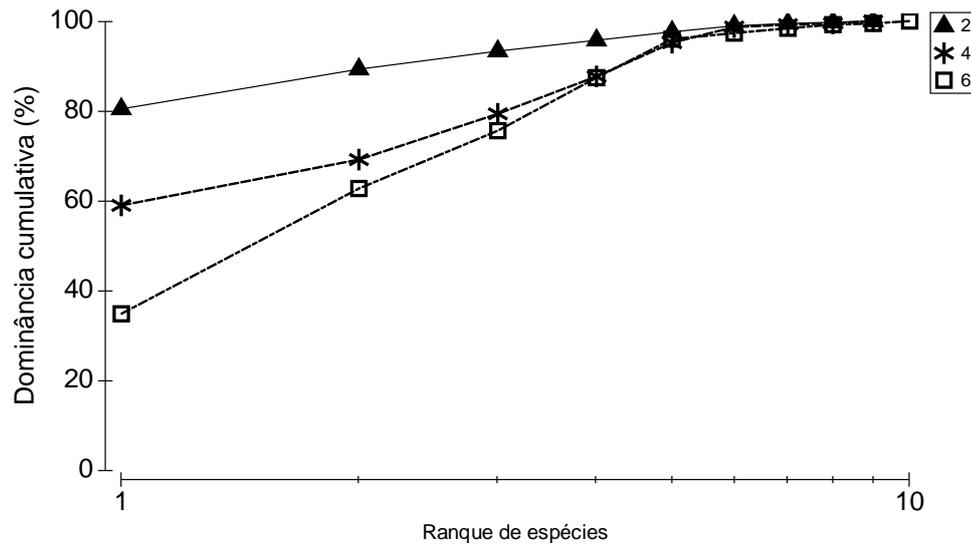


Figura 5. Curvas de K-dominância para cada período estudado (02, 04 e 06 meses) no tratamento de remoção na zona Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m) do substrato rochoso, Praia do Farol de São Tomé, costa norte do Estado do Rio de Janeiro. *Quadrat* de 400 cm<sup>2</sup> com 80 pontos amostrais e 08 perfis.

A análise de agrupamento dos agrupamentos bentônicos e o método de ordenação MDS evidenciaram, no nível de similaridade de 75%, a formação de três grupos principais: Grupo 1 com T2 e T4 do tratamento remoção, Grupo 2 com T2 e T4 do controle e Grupo 3 com T6 de ambos os tratamentos (Figura 6), evidenciando a similaridade dos agrupamentos com 06 meses. O valor do estresse de zero para a configuração bidimensional do MDS indica uma excelente representação gráfica das similaridades (Figura 6B). A análise de similaridade (ANOSIM) não revelou diferença significativa entre os tratamentos ( $R = 0,056$  e  $p = 0,12$ ) e nem entre o tempo ( $R = 0,039$  e  $p = 0,18$ ).

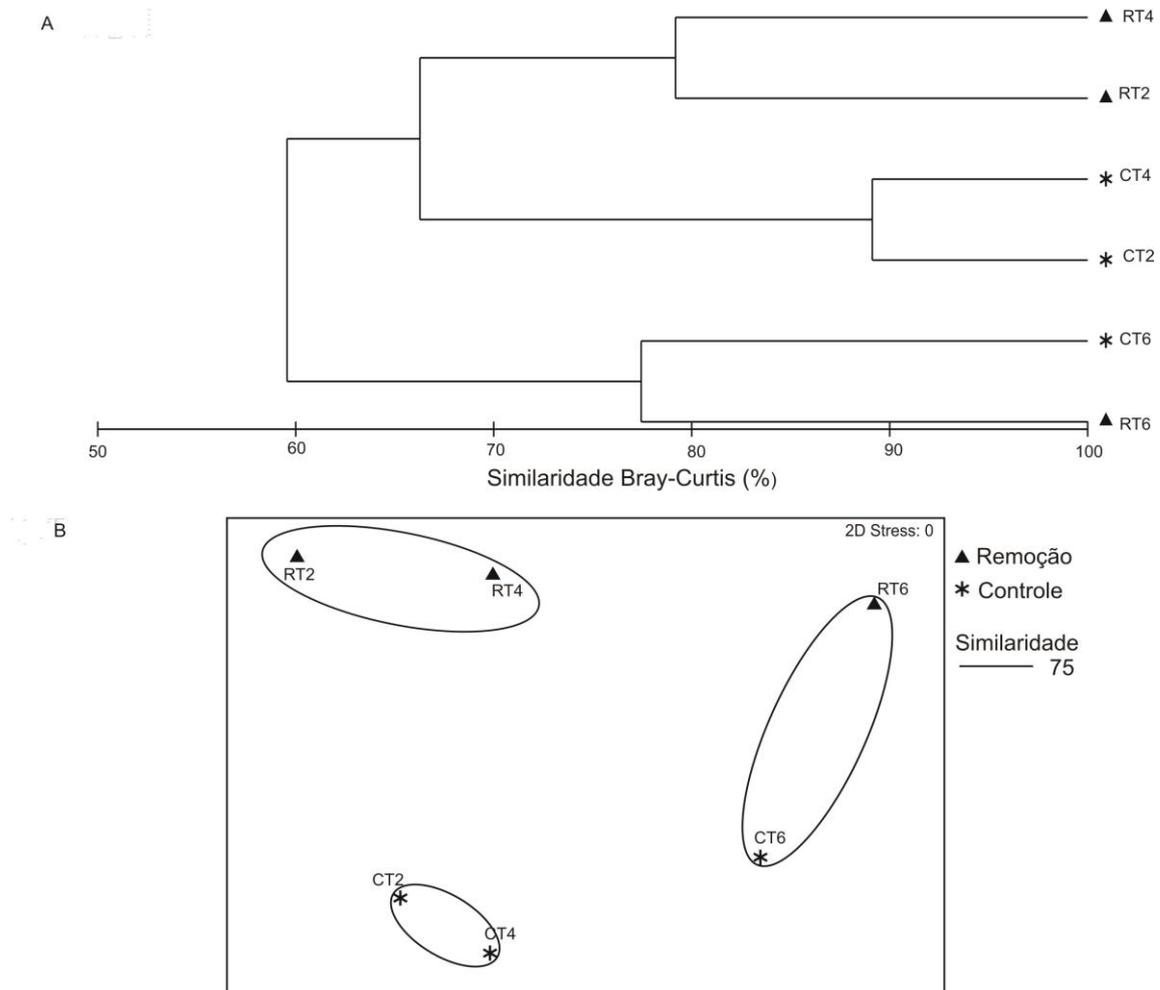


Figura 6. Análise de agrupamento (A) e ordenação MDS (valor de estresse = 0) (B) dos agrupamentos bentônicos a partir dos valores de abundância média das espécies em cada período de tempo sucessional (T2, T4 e T6) nos tratamentos controle (C) e remoção (R) na zona Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m), Praia do Farol de São Tomé (Similaridade de Bray-Curtis). *Quadrat* de 400 cm<sup>2</sup> com 80 pontos amostrais e 08 perfis.

A análise SIMPER revelou que *Ulva fasciata* foi a espécie que mais contribuiu para a similaridade do Grupo 1 (T2 e T4 da remoção). No Grupo 2 (T2 e T4 do controle), além de *U. fasciata*, o bivalve *Perna perna* foi importante para a similaridade das amostras. No Grupo 3, que reuniu controle e remoção em T6, *U. fasciata* e *Phragmatopoma lapidosa* foram os componentes principais para a similaridade neste período sucessional (Tabela 4).

Tabela 4. Análise SIMPER com a contribuição das espécies para a similaridade dentro dos grupos obtidos a partir da análise de agrupamento na zona Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m), Praia do Farol de São Tomé.

Espécies	Similaridade dentro de dos grupos (%)		
	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
<i>Ulva fasciata</i>	85,40	59,80	48,50
<i>Perna perna</i>		21,50	
<i>Phragmatopoma lapidosa</i>			38,40
Total	85,40	81,30	86,90

A dissimilaridade entre os grupos superior a 80% decorreu principalmente da co-dominância de *Ulva fasciata-Perna perna* apenas no tratamento controle em T2-T4 (Grupo 2) e de *U. fasciata-Phragmatopoma lapidosa* apenas em T6 de ambos os tratamentos (Grupo 3) (Tabela 5).

Tabela 5. Análise SIMPER com a contribuição das espécies para a dissimilaridade entre os grupos obtidos a partir da análise de agrupamento na zona Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m), Praia do Farol de São Tomé.

Espécies	Dissimilaridade entre os grupos (%)		
	Grupo 1 x Grupo 2	Grupo 1 x Grupo 3	Grupo 2 x Grupo 3
<i>Ulva fasciata</i>	37,50	36,80	23,70
<i>Perna perna</i>	25,70		24,60
<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	7,90	23,90	23,45
<i>Centroceras clavulatum</i>	14,10	13,20	14,00
<i>Chthamalus spp</i>		8,10	
Total	85,20	82,00	85,75

### **Eulitoral Superior (1,4 a 2,2 m do nível da maré)**

Na zona Eulitoral Superior do substrato rochoso, antes da remoção de todos os organismos dos *quadrats* (AR), foram registradas 04 espécies epibentônicas, com *Chthamalus spp* mais abundante (62% de cobertura média), seguido pelo

gastrópode *Collisella subrugosa* (16%), pelo bivalve *Brachidontes solisianus* (4%) e pelo gastrópode *Littorina ziczac* (1%), respectivamente. O espaço vazio representava cerca de 17% do total (Tabela 6).

Tabela 6. Porcentagem de cobertura média ( $\pm$  desvio padrão) das espécies e do espaço vazio nos tratamentos controle (C) e remoção (R) na zona Eulitoral Superior (1,4 a 2,2 m) do substrato rochoso, Praia do Farol de São Tomé. AR = antes da remoção; T2 = 02 meses após a remoção; T4 = 04 meses após a remoção; T6 = 06 meses após a remoção. *Quadrat* de 200 cm<sup>2</sup> com 40 pontos amostrais e 08 perfis.

Espécies	AR	T2		T4		T6	
		C	R	C	R	C	R
Mollusca							
<i>Littorina ziczac</i> (Gmelin, 1791)	1,3 $\pm$ 1,3	-	-	-	0,3 $\pm$ 0,9	-	0,3 $\pm$ 0,9
<i>Collisella subrugosa</i> (Orbigny, 1846)	15,6 $\pm$ 9,1	10,0 $\pm$ 3,8	6,3 $\pm$ 3,3	8,8 $\pm$ 3,0	9,4 $\pm$ 1,8	10,0 $\pm$ 3,5	13,8 $\pm$ 5,5
<i>Brachidontes solisianus</i> (Orbigny, 1846)	3,8 $\pm$ 6,3	6,6 $\pm$ 5,3	-	5,9 $\pm$ 4,4	-	5,3 $\pm$ 4,9	-
<i>Crassostrea</i> sp	-	0,3 $\pm$ 0,9	-	0,3 $\pm$ 0,9	-	0,3 $\pm$ 0,9	-
Arthropoda							
<i>Chthamalus</i> spp	61,9 $\pm$ 15,2	57,2 $\pm$ 11,8	0,9 $\pm$ 1,9	57,5 $\pm$ 10,5	6,9 $\pm$ 5,1	53,1 $\pm$ 11,7	10,3 $\pm$ 4,3
Espaço vazio	17,5 $\pm$ 6,9	27,2 $\pm$ 13,8	92,8 $\pm$ 3,6	27,5 $\pm$ 9,6	83,4 $\pm$ 5,0	31,3 $\pm$ 7,8	75,6 $\pm$ 7,0

Ao longo do estudo da sucessão, 5 espécies foram identificadas nos tratamentos controle e remoção, sendo todas de invertebrados bentônicos. Os bivalves *Brachidontes solisianus* e *Crassostrea* sp foram registrados apenas no controle enquanto *Littorina ziczac* foi exclusiva da remoção (Tabela 6).

No tratamento controle, *Chthamalus* spp predominou em todos os períodos com cobertura média em torno de 55%, seguindo-se *C. subrugosa* e *B. solisianus*, ambas com abundância constante em torno de 10% e 6%, respectivamente. O espaço vazio representou cerca de 27-31% do total amostrado nos seis meses de estudo (Tabela 6, Figura 7; Anexo V).

No tratamento remoção, o substrato permaneceu vazio de T2 a T6 em mais de 75%. *Brachidontes solisianus*, registrado anteriormente à remoção dos organismos (AR), não ocorreu em nenhum período da sucessão e o gastrópode *Littorina ziczac* foi representado por apenas 02 indivíduos em T4 e T6. Apenas *C. subrugosa* e *Chthamalus* spp apresentaram tendência a um incremento em

abundância, atingindo em T6 cobertura média aproximada 14% e 10%, respectivamente (Tabela 6; Figura 7; Anexo VI).

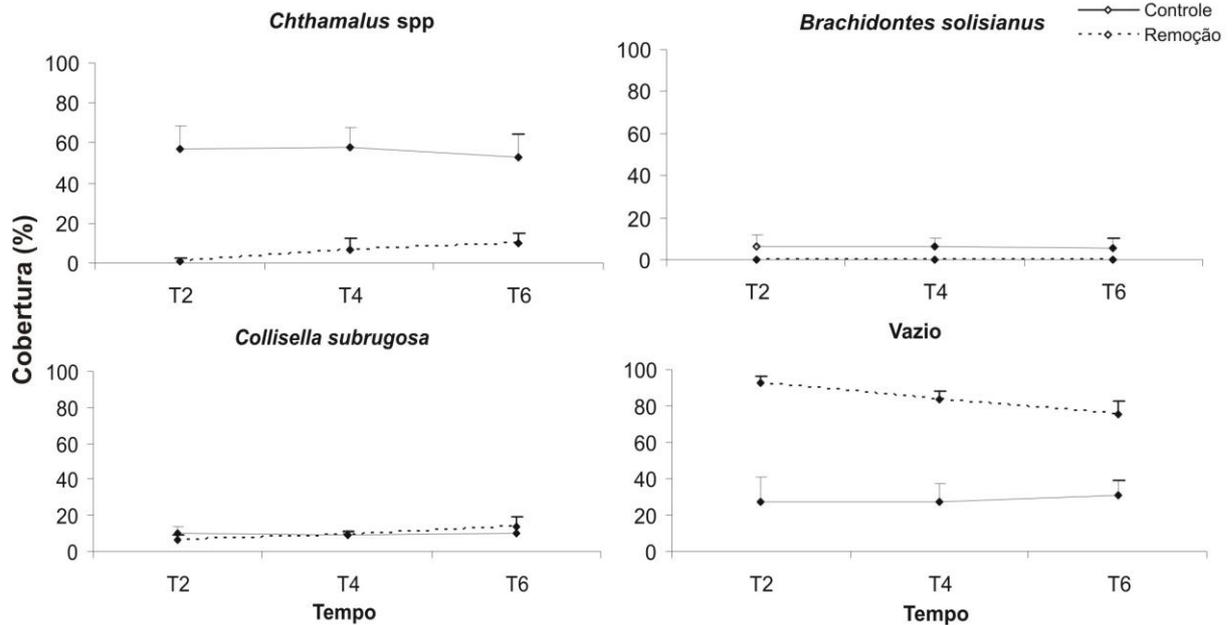


Figura 7. Porcentagem de cobertura média (+ desvio padrão) das espécies mais representativas e do espaço vazio ao longo do estudo da sucessão na zona Eulitoral Superior (1,4 a 2,2 m) do substrato rochoso, Praia do Farol de São Tomé, costa norte do Estado do Rio de Janeiro. *Quadrat* de 200 cm<sup>2</sup> com 40 pontos amostrais e 08 perfis.

Os indicadores de estrutura de comunidade apresentaram padrão temporal similar no controle com valores de riqueza, diversidade e uniformidade estáveis nas três etapas de estudo (Figura 8), sem diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) (Tabela 7). No tratamento de remoção, a tendência foi crescente seguindo-se de estabilização em T4 (Figura 8). Diferenças temporais significativas foram registradas para a riqueza ( $F = 14.33$ ;  $p < 0.01$ ), diversidade ( $F = 17.53$ ;  $p < 0.01$ ) e uniformidade de espécies ( $F = 18.07$ ;  $p < 0.01$ ), principalmente entre T2 e os demais (Tabela 7). Valores significativamente superiores de riqueza ( $t = -8.20$ ;  $p < 0.01$ ) e diversidade ( $t = -2.56$ ;  $p = 0.01$ ) foram registrados no controle (Tabela 8).

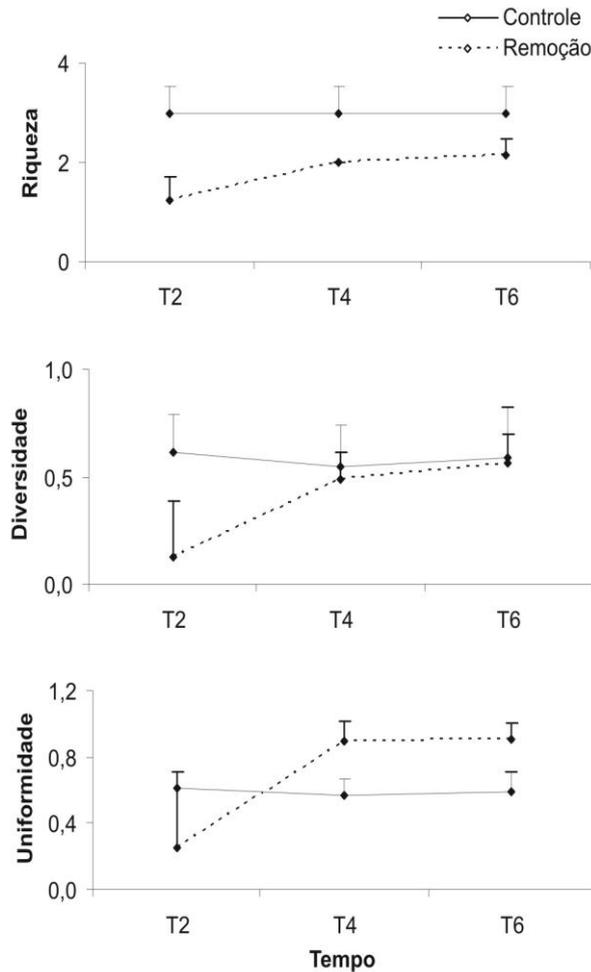


Figura 8. Valores médios de riqueza, diversidade de Brillouin e uniformidade de Pielou (+ desvio padrão) dos agrupamentos bentônicos nos tratamentos controle e remoção ao longo do tempo na zona Eulitoral Superior (1,4 a 2,2 m), Praia do Farol de São Tomé, costa norte do Estado do Rio de Janeiro. *Quadrat* de 200 cm<sup>2</sup> com 40 pontos amostrais e 08 perfis.

Tabela 7. Resultados da ANOVA-RM em relação à riqueza, diversidade de Brillouin e uniformidade de Pielou no controle e na remoção ao longo dos meses na zona Eulitoral Superior (1,4 a 2,2 m) e resultados do teste de Tukey. G.L.: graus de liberdade; F: valor do teste;  $p$ : probabilidade associada ao valor do teste;  $\alpha = 0,05$ . (\*) = significativo.

	Variáveis	G.L.	F	$p$	Tukey HSD
Controle	Riqueza	2	0,00	1,00	-
	Diversidade	2	1,65	0,22	-
	Uniformidade	2	0,68	0,52	-
Remoção	Riqueza	2	14,33	< 0,01*	02 e 04 meses; 02 e 06 meses
	Diversidade	2	17,53	< 0,01*	02 e 04 meses; 02 e 06 meses
	Uniformidade	2	18,07	< 0,01*	02 e 04 meses; 02 e 06 meses

Tabela 8. Resultados dos Testes  $t$  realizados entre o controle e a remoção para riqueza, diversidade de Brillouin e uniformidade de Pielou na zona Eulitoral Superior (1,4 a 2,2 m). G.L.: graus de liberdade;  $t$ : valor do teste;  $p$ : probabilidade associada ao valor do teste;  $\alpha = 0,05$ . (\*) = significativo.

Variáveis	Tratamentos	G.L.	$t$	$p$
Riqueza	Controle x Remoção	23	- 8,20	$p < 0,01^*$
Diversidade	Controle x Remoção	23	- 2,56	0,01*
Uniformidade	Controle x Remoção	23	0,95	0,34

A curva de K-dominância com a abundância média das espécies ao longo dos meses de sucessão demonstrou que a dominância cumulativa foi maior com 02 meses (Figura 9), o que refletiu nos menores valores de diversidade e uniformidade de espécies neste período (Figura 8). Diferenças na dominância cumulativa entre quatro e 6 meses não foram evidentes (Figura 9).

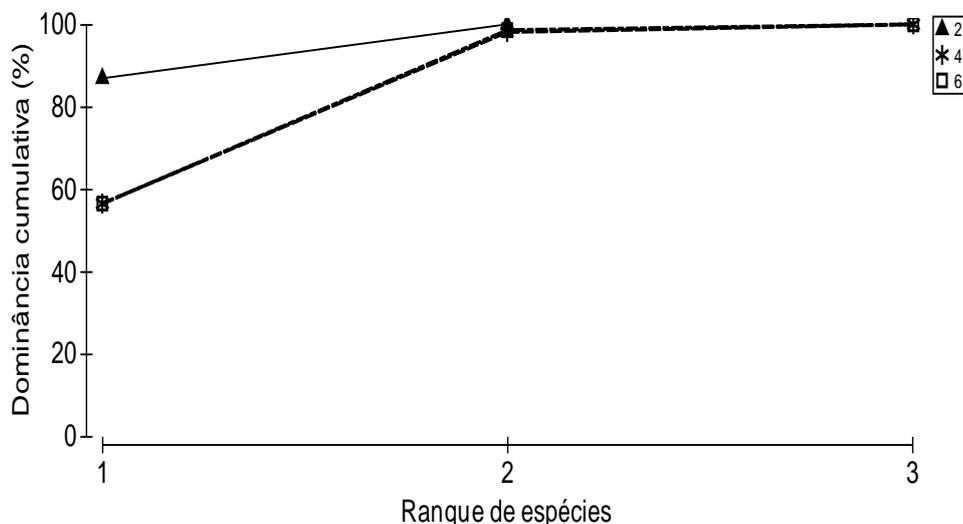


Figura 9. Curvas de K-dominância para cada período estudado (02, 04 e 06 meses) no tratamento de remoção na zona Eulitoral Superior (1,4 a 2,2 m), Praia do Farol de São Tomé, costa norte do Estado do Rio de Janeiro. *Quadrat* de 200 cm<sup>2</sup> com 40 pontos amostrais e 08 perfis.

A análise de agrupamento revelou a formação de dois grupos principais ao nível de similaridade superior a 50%: Grupo 1 com o tratamento controle e o Grupo 2 com o tratamento remoção (Figura 10A), evidenciando a dissimilaridade entre os mesmos. O diagrama resultante do método de ordenação MDS evidenciou a similaridade entre as amostragens do controle ao longo do tempo e também a

separação destas em relação àquelas da remoção. O valor do estresse igual a zero para a configuração bidimensional do MDS indica uma excelente representação gráfica das similaridades (Figura 10B).

A análise de similaridade (ANOSIM) revelou diferenças significativas entre os dois grupos (tratamentos) formados a partir da análise de agrupamento ( $R = 0,99$ ;  $p = 0,001$ ).

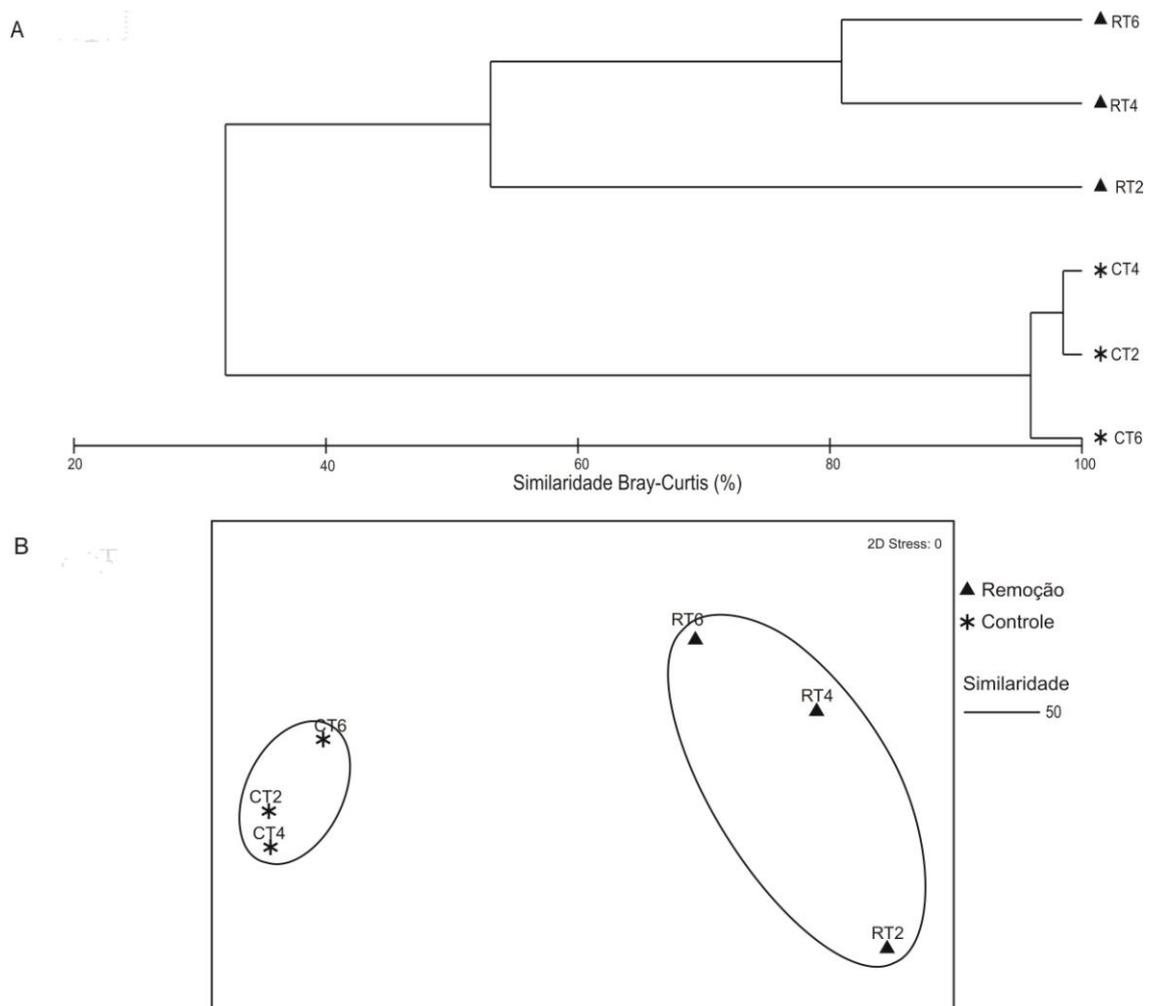


Figura 10. Análise de agrupamento (A) e ordenação MDS (valor de estresse = 0) (B) dos agrupamentos bentônicos a partir dos valores de abundância média das espécies em cada período de tempo sucessional (T2, T4 e T6) nos tratamentos controle (C) e remoção (R) na zona Eulitoral Superior (1,4 a 2,2 m), Praia do Farol de São Tomé (Similaridade de Bray-Curtis). *Quadrat* de 200 cm<sup>2</sup> com 40 pontos amostrais e 08 perfis.

A análise SIMPER revelou que *Chthamalus* spp foi a espécie que mais contribuiu para a similaridade no Grupo 1, referente ao controle, enquanto no Grupo 2 com as amostras da remoção, *Collisella subrugosa* destacou-se como o

componente principal para a similaridade. Quanto à dissimilaridade entre os grupos, o cirripédio foi o principal contribuinte para as diferenças entre os tratamentos nos três períodos sucessionais (Tabela 9).

Tabela 9. Análise SIMPER com a contribuição das espécies para a similaridade dentro dos grupos e a dissimilaridade entre os grupos obtidos a partir da análise de agrupamento na zona Eulitoral Superior (1,4 a 2,2 m), Praia do Farol de São Tomé.

	Similaridade dentro de cada grupo (%)		Dissimilaridade entre os grupos (%)
	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 1 x Grupo 2
<i>Collisella subrugosa</i>		74,80	
<i>Chthamalus</i> spp	81,80	25,20	82,20
Total	81,80	100,00	82,20

## DISCUSSÃO

### Eulitoral Inferior

No Eulitoral Inferior do entre-marés investigado, *Ulva fasciata* correspondeu à espécie colonizadora predominante após a remoção total dos organismos, recobrando cerca de 70% em média. O rápido estabelecimento de macroalgas em níveis mais baixos no costão é comum em costões temperados (Sousa, 1979a; Kim e DeWreede, 1996; Foster *et al.*, 2003; Masterson *et al.*, 2008) e tropicais (Dye, 1993; Kaehler e Williams, 1998). Dentre as macroalgas, a rápida colonização do substrato por *Ulva* spp é documentada por diversos autores (Sousa, 1979a; Sousa, 1979b; Sousa, 1984; Hirata, 1986; Dye, 1993; Breves-Ramos *et al.*, 2005; Aguilera e Navarrete, 2007). Sousa (1979a) afirma que a clorófitas é geralmente a primeira a ocupar e dominar o espaço disponível devido às suas características oportunistas como produção de grande número de propágulos móveis com rápido crescimento até a maturidade. No presente estudo, a dominância de *U. fasciata* até 04 meses refletiu em valores inferiores de riqueza e diversidade de espécies. Raffaelli e Hawkins (1999) e Miyamoto e Noda (2004) afirmam que espécies dominantes em habitats entre-marés afetam fortemente a comunidade, contribuindo para os menores valores de indicadores de estrutura (Clarke e Warwick, 2001).

Os resultados apresentados indicam que quando o espaço é aberto no Eulitoral Inferior, a maior parte das espécies dominantes anteriormente ao distúrbio apresenta a capacidade de recolonizar o substrato em até 02 meses. Na faixa mais

inferior do entre-marés, períodos mais reduzidos de emersão diminuem o estresse por dessecação e possibilitam a permanência de diversos tipos de organismos. Underwood e Chapman (2000) afirmam que as condições ambientais são menos drásticas nos níveis inferiores dos costões e, dessa forma, o número de animais é geralmente muito variável devido às flutuações nos processos de recrutamento, predação e competição, evidenciando que neste nível tais processos ocorrem mais rapidamente. Dentre as 10 espécies presentes anterior à raspagem do substrato nessa faixa inferior, nove foram registradas já em T2.

As espécies *Ulva fasciata*, *Perna perna* e *Phragmatopoma lapidosa* caracterizavam-se como as mais abundantes antes da raspagem; apenas o bivalve revelou não ser uma espécie pioneira visto que apenas três indivíduos (< 1 %) foram registrados de T2 até T6, enquanto no controle sua cobertura variou de 15 a 30 % ao longo dos seis meses de estudo. Rocha (2002) não observou recrutamento significativo de *Perna perna* em dois costões em Arraial do Cabo, RJ, mesmo onde havia alta disponibilidade de substrato nu e atribuiu esse fato à preferência do bivalve em recrutar sobre coespecíficos, onde teriam maior proteção contra a ação de ondas e predadores. Lasiak e Barnard (1995) sugerem que a fase de dispersão secundária de *P. perna* aumenta a probabilidade de perda de recrutas por não encontrarem substratos apropriados. McQuaid e Lindsay (2005) observaram que a intensa ação de ondas pode contribuir para uma fase pelágica secundária não viável. A preferência pelo recrutamento sobre coespecíficos, a intensa exposição a ondas a qual o molhe está submetido (Masi *et al.*, 2009a), ou ainda uma baixa disponibilidade de larvas na época em que ocorreu o distúrbio podem explicar a não recolonização de *P. perna*.

As demais espécies dominantes, *Ulva fasciata* e *Phragmatopoma lapidosa*, apresentaram respectivamente redução e incremento em suas abundâncias ao longo de seis meses de sucessão, com a mesma tendência de variação temporal nos tratamentos controle e de remoção. A clorófito, por ser uma espécie oportunista, apresenta ciclo de vida curto (Sousa, 1979a), predominando inicialmente, mas com uma redução ao longo do tempo. Os poliquetas da família Sabellariidae, por sua vez, assentam preferencialmente nos agregados de tubos adultos (segundo Zamorano *et al.*, 1995), maneira pela qual as espécies colonizam novos substratos e se expandem por migração lateral. Assumindo que *P. lapidosa* apresenta tal comportamento, supõe-se que possa ter contribuído para o sucesso competitivo da

espécie. Além disso, *U. fasciata* pode ter facilitado a colonização do poliqueta formador de arenito (de acordo com a clássica definição utilizada por Connell e Slatyer, 1977), tornando o ambiente mais acessível para a colonização de *P. lapidosa*.

Com relação à sucessão algal, é comum o estágio em que as clorófitas são substituídas por rodófitas (Sousa, 1979a; Sousa, 1984; Moysés, 2005). Nesse estudo, a seqüência inicial correspondeu aquelas descritas para comunidades do entre-marés, com maior abundância de *U. fasciata* em um primeiro estágio e subsequente aumento populacional das rodófitas *Gymnogongrus griffithsiae* e *Centroceras clavulatum*.

A re-colonização do substrato por 90 % espécies após dois meses de raspagem, aliada a ausência de diferenças significativas na riqueza, diversidade e uniformidade entre os tratamentos e, principalmente, a valores de similaridade superiores a 75% entre os agrupamentos do controle e da remoção de modo a formar um único grupo ao final do período de estudo, evidenciam uma tendência à convergência na composição e estrutura da comunidade no Eulitoral Inferior no período de 06 meses. Assim, em uma escala temporal de 06 meses após um distúrbio de remoção total dos organismos no entre-marés rochoso ocorrido em dezembro de 2007 é sugerido um processo sucessional direcional e ordenado (*sensu* Odum, 1969) nessa faixa inferior do entre-marés no molhe estudado. No entanto, ressalta-se que tal tendência à estabilidade registrada em T6 pode refletir um dos múltiplos pontos estáveis da comunidade epibentônica local (*sensu* Sutherland e Karlson, 1977).

### **Eulitoral Superior**

Na zona Eulitoral Superior, nível mais alto do entre-marés rochoso, os organismos estão sujeitos a maiores estresses físicos como período de exposição ao ar e temperaturas mais elevadas (Little e Kitching, 1996; Crowe *et al.*, 2000; Underwood e Chapman, 2000). O cirripédio *Chthamalus* spp predominou nesse nível do substrato com > 53 % de cobertura média no período anteriormente à raspagem bem como ao longo dos seis meses de estudo no tratamento controle. No tratamento de remoção, o processo sucessional se iniciou em T2 com a colonização do substrato pelo gastrópode herbívoro *Collisella subrugosa* (cerca de 6%) e por *Chthamalus* spp (cerca de 1%), permanecendo até o sexto mês como as principais

espécies. A colonização inicial no entremarés superior por gastrópodes raspadores e cirripédios é observada no mundo inteiro (Menge, 1976; Sousa, 1984; Farrell, 1991; Benedetti-Cecchi, 2000; Tanaka e Magalhães, 2002), demonstrando que esses organismos são comumente tolerantes a tais estresses físicos em níveis mais elevados. *C. subrugosa* colonizou o substrato vazio por migração lateral de indivíduos adultos, permanecendo principalmente nas bordas. Este comportamento também foi observado por Tanaka e Magalhães (2002) e tem sido interpretado para outras espécies do gênero *Collisella* como defesa ou como refúgio contra dessecação e impacto de ondas (Sousa, 1984). O pioneirismo dos cirripédios, por sua vez, se deve a maior tolerância ao estresse térmico e ao hidrodinamismo (Menge, 1976; Kawai e Tokeshi, 2004), características muito importantes na colonização primária do habitat.

Apesar do pioneirismo de *Chthamalus* spp, observou-se uma lenta colonização, uma vez que com 6 meses de sucessão o cirripédio recobria em média 10% do substrato em relação ao controle, com cerca de 50% de cobertura média. Uma baixa disponibilidade de larvas na época em que ocorreu o distúrbio e/ou uma alta mortalidade pós-assentamento pode ter ocorrido. Vale ressaltar que o processo de raspagem do substrato ocorreu no mês de dezembro, início do verão, portanto submetendo os potenciais recém-assentados as temperaturas do ar mais elevadas do ano (médias mais altas: 29° C - CHM, 2009). De acordo com Rodriguez *et al.* (1993) e Ross (2001), fatores que atuam no assentamento e na sobrevivência pós-assentamento podem afetar e determinar os padrões de recrutamento de cirripédios.

A atividade de pastagem dos gastrópodes herbívoros também é um fator importante na compreensão de padrões de recrutamento (Moysés, 2005). De acordo com Wahl e Hoppe (2002), estes organismos podem afetar o recrutamento pela remoção de recrutas, inclusive os seus, diretamente pela ingestão acidental durante a atividade de pastagem, pela ocupação do espaço disponível à fixação das larvas e pela secreção do muco no seu deslocamento, o que torna o substrato inadequado ao assentamento das mesmas. Uma vez que o gastrópode herbívoro *Collisella subrugosa* foi observado colonizando o substrato vazio juntamente com *Chthamalus* spp, o mesmo também pode ter afetado o sucesso do recrutamento do cirripédio.

Diversos autores reconhecem que a disponibilidade de larvas varia no tempo e no espaço e interfere nos processos de recrutamento, colonização e na abundância de espécies epibentônicas (Underwood, 2000; Connolly *et al.*, 2001;

Morgan, 2001; Forde e Raimondi, 2004, López e Coutinho, 2008). Segundo Forde e Raimondi (2004), diferenças no recrutamento de espécies dominantes pode inicialmente influenciar na composição de toda a comunidade. *Brachidontes solisianus* foi registrado antes da remoção e posteriormente ao longo dos 06 meses estudo, mas apenas no tratamento controle. Moysés (2005) ao acompanhar a sucessão da comunidade bentônica no entre-marés ao sul do Rio de Janeiro, após a raspagem dos *quadrats*, observou que *B. solisianus* recrutou preferencialmente em fendas ou espaços no interior de carapaças vazias. Petersen (1984 *apud* Tanaka, 2005) afirmou que o recrutamento de bivalves depende da disponibilidade de locais acessórios, formados principalmente por substratos secundários como algas, cirripédios ou mesmo banco de mexilhões adultos. No tratamento de remoção, o substrato permaneceu com pelo menos 75% de espaço vazio nos 06 meses de estudo e as únicas espécies presentes além de *Chthamalus* spp com no máximo 10% de cobertura, eram “rastejadoras” como *C. subrugosa* e *L. ziczac*, de modo que o substrato possivelmente não apresentava características favoráveis a sua colonização.

Aliado aos fatores físicos estressantes nos níveis mais superiores do entre-marés, a competição intraespecífica também pode limitar a habilidade de organismos que vivem nesta faixa do substrato, influenciando na estruturação da comunidade bentônica (Connell, 1961; Menge, 1976; Little e Kitching, 1996; Raffaelli e Hawkins, 1999). Ao longo do período de estudo, a competição por espaço não demonstrou ser um fator limitante no Eulitoral Superior, dado o espaço vazio abundante (>75% de área amostrada), provavelmente decorrente do estresse físico local, reforçado pelo intenso batimento de ondas. A oscilação das marés, a ação de ondas e a temperatura são reconhecidamente importantes na estrutura e desenvolvimento de comunidades de invertebrados bentônicos nos costões rochosos (Little e Kitching, 1996, Murray *et al.*, 2006). Masi *et al.* (2009b) estudando a comunidade bentônica no mesmo molhe do presente estudo verificaram valores médios de temperatura do ar no verão de 25 a 30° C, que somados a 100% de emersão a partir do nível 1,4 m da maré podem ter proporcionado um ambiente limitante com maior estresse causado por aquecimento e dessecação.

A heterogeneidade do substrato pode ter um papel fundamental no assentamento de larvas segundo diversos autores, destacando-se Archambault e Bourget (1999), Barreto (1999), Blanchard e Bourget (1999), Lapointe e Bourget

(1999), Moysés (2005), Skinner e Coutinho (2005) e López e Coutinho (2008). O ambiente estudado consiste em um molhe granítico com alta complexidade topográfica (Masi e Zalmon, 2008). Estes sistemas proporcionam maior disponibilidade de microhabitats (Barreto, 1999; Murray *et al.*, 2006), retendo umidade na maré baixa e servindo de refúgio contra dessecação, impacto mecânico das ondas e predadores (Raffaelli e Hawkins, 1999; Barreto, 1999; Blanchard e Bourget, 1999; Skinner e Coutinho, 2005). A amostragem foi realizada apenas em superfícies verticais, lisas e homogêneas tanto no Eulitoral Inferior como no Superior. Neste último nível do substrato, onde as condições são mais estressantes, foi observada uma preferência de *Chthamalus* spp, *Collisella subrugosa* e *Littorina ziczac* em habitar fendas e reentrâncias (observação pessoal), o que pode ter contribuído para uma maior disponibilidade de espaço vazio nas superfícies expostas amostradas após a raspagem do substrato.

No presente estudo foi possível demonstrar a ocorrência de diferenças no processo sucessional ao longo de 06 meses nas duas faixas do entre-marés rochoso. Enquanto no Eulitoral Inferior o agrupamento bentônico após a raspagem do substrato evidenciou uma tendência à convergência na composição e estrutura da comunidade em relação ao controle, o mesmo não foi observado no Eulitoral Superior, cuja colonização do substrato foi mais lenta, com > 75% de espaço vazio nos *quadrats* raspados e 28% em média no controle. A dissimilaridade dos tratamentos reforçada pela separação dos mesmos em dois grupos significativamente distintos sugere que após uma escala de tempo de 06 meses de remoção, nesta altura superior do entre-marés, o agrupamento bentônico permanece em um estágio inicial do processo sucessional. Deste modo, a hipótese de que após um distúrbio experimental de remoção dos organismos epibentônicos, os respectivos agrupamentos irão se assemelhar em termos de composição e estrutura àquele não perturbado em uma escala de tempo de 06 meses foi aceita apenas para a faixa Eulitoral Inferior.

As informações obtidas em relação ao padrão de seqüência de substituições de espécies bentônicas no entre-marés do molhe investigado na Praia do Farol de São Tomé fornecem novas informações sobre a comunidade em questão, complementando a base de estudos ecológicos neste tipo de substrato rochoso na costa norte do Rio de Janeiro, onde ocorre uma escassez de substrato consolidado natural e, conseqüentemente, de investigações afins. Além disso, tais informações

são imprescindíveis para o entendimento da estrutura das comunidades e do tempo de recuperação das mesmas em relação a um dado distúrbio.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilera, M.A., Navarrete, S.A. (2007). Effects of *Chiton granosus* (Frembly, 1827) na other molluscan grazers on algal succession in wave exposed mid-intertidal rocky shores of central Chile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 349: 84-98.
- Archambault, P., Bourget, E. (1996). Scales of coastal heterogeneity and benthic intertidal species richness, diversity and abundance. *Marine Ecology Progress Series*, 136: 111-121.
- Barreto, C.C. (1999). Heterogeneidade especial do habitat e diversidade específica: implicações ecológicas e métodos de mensuração. *Oecologia Brasiliensis*, 7: 121-153.
- Benedetti-Cecchi, L., (2000). Predicting direct and indirect effects during succession in a midlittoral rocky shore assemblage. *Ecological Monographs*, 70:45-72.
- Benedetti-Cecchi, L., Cinelli, F. (1996). Patterns of disturbance and recovery in littoral rock pools: nonhierarchical competition and spatial variability in secondary succession. *Marine Ecology Progress Series*, 135: 145- 161.
- Blanchard, D., Bourget, E. (1999). Scales of coastal heterogeneity: influence on intertidal community structure. *Marine Ecology Progress Series*, 179, 163-173.
- Boaventura, D., Ré P., Fonseca, L.C., Hawkins, S. J. (2002). Intertidal rocky shore communities of the continental Portuguese Coast: analysis of distribution patterns. *Marine Ecology*, 23(1): 69-90.
- Breves-Ramos, A., Lavrado, H.P., Junqueira, A.O.R., Silva, S.H.G. (2005). Succession in rocky intertidal benthic communities in areas with different pollution levels at Guanabara Bay (RJ-Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48: 951-965.
- CHM - Centro de Hidrografia da Marinha. (2009). *Banco Nacional de Dados Oceanográficos-BNDO*. Estação Meteorológica São Tomé.
- Clarke K.R., Warwick, R. M. (2001). *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2nd edition: PRIMER-E, Plymouth, UK, 172p.

- Clements, F.E. (1916). Plant succession: an analysis of the development of vegetation. *Can. Inst. Wash. Publ.*, 242: 1-512.
- Connell, J.H. (1961). The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the barnacle *Chthamalus stellatus*. *Ecology*, 42(4): 710-723.
- Connell, J.H. (1972). Community interactions on marine rocky intertidal shores. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 3: 169-192.
- Connell, J.H., Slatyer, R.O. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111(982): 1119-1144.
- Connolly, S.R., Menge, B.A., Roughgarden, J. (2001). A latitudinal gradient in recruitment of intertidal invertebrates in northeast Pacific Ocean. *Ecology*, 82: 1799-1813.
- Crowe, T.P., Thompson, S.B., Hawkins, S.J. (2000). Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities. *Journal of Aquatic ecosystem Stress and Recovery*, 7: 273-297.
- Davis, A.R., Moreno, C.A. (1995). Selection of substrata by juvenile *Choromytilus chorus* (Mytilidae): are chemical cues important? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 191: 167-180.
- Dye, A.H. (1993). Recolonization of intertidal macroalgae in relation to gap size and molluscan herbivory on a rocky shore on the east coast of southern Africa. *Marine Ecology Progress Series*, 95: 263-271.
- Farrell, T.M. (1991). Models and mechanisms of succession: an example from a rocky intertidal community. *Ecological Monographs*, 61(1): 95-113.
- Forde, S.E., Raimondi, P.T. (2004). An experimental test of the effects of variation in recruitment intensity on intertidal community composition. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 301: 1-14.
- Foster, M.S., Harrold, C., Hardin, D.D. (1991). Point vs. photo quadrat estimates of the cover of sessile marine organisms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 146: 193-203.
- Foster, M.S., Nigg, E.W., Kiguchi, L.M. Hardin, D.D., Pearse, J.S. (2003). Temporal variation and succession in an algal-dominated high intertidal assemblage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 289: 15-39.

- Greene, C.H., Schoener, A., Corets, E. (1983). Succession on marine hard substrata: the adaptative significance of solitary and colonial strategies in temperate fouling communities. *Marine Ecology Progress Series*, 13: 121-129.
- Hirata, T. (1986). Succession of sessile organisms on experimental plates immersed in Nabeta Bay, Izu Peninsula, Japan. I. Algal sucession. *Marine Ecology Progress Series*, 34: 51-61.
- Hirata, T. (1987). Succession of sessile organisms on experimental plates immersed in Nabeta Bay, Izu Peninsula, Japan. II. Sucession of invertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, 38: 25-35.
- Hurlbert, S.H. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54(2): 187-211.
- Jackson, J.R., Willemsen, R.W. (1976). Allelopathy in the first stages of secondary succession on the Piedmont of New Jersey. *American Journal of Botany*, 63(7): 1015-1023.
- Kaehler, S., Williams, G.A. (1998). Early development of algal assemblages under different regimes of physical and biotic factors on a seasonal tropical rocky shore. *Marine Ecology Progress Series*, 172: 61-71.
- Kawai, T., Tokeshi, M. (2004). Variables modes of facilitation in the upper intertidal: goose barnacles and mussels. *Marine Ecology Progress Series*, 272: 203-213.
- Kim, J.H., DeWreede, R.E. (1996). Effects of size and season of distubarnce on algal patch recovery in a rocky intertidal community. *Marine Ecology Progress Series*, 133: 217-228.
- 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(9): 1259-1269.
- Kraufvelin, P., Ruuskanen, A.T., Nappu, N., Kiiirikki, M. (2007). Winter colonisation and succession of filamentous macroalgae on artificial substrates and possible relationships to *Fucus vesiculosus* settlement in early summer. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 72: 665-674.
- Krohling, W., Zalmon, I.R. (2008). Epibenthic colonization on an artificial reef in a stressed environment off the north coast of the Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51(1): 213-221.

- Lapointe, L.; Bourget, E. (1999). Influence of substratum heterogeneity scales and complexity on a temperate epibenthic marine community. *Marine Ecology Progress Series*, 189: 159-170.
- Lasiak, T.A., Barnard, T.C.E. (1995). Recruitment of the brow mussel *Perna perna* onto natural substrata: a refutation of the primary/secondary settlement hypothesis. *Marine Ecology Progress Series*, 120: 147-153.
- Little, C., Kiching, J.A. (1996). *The Biology of Rocky Shores*. Oxford, Oxford University Press. 240p.
- López, M.S., Coutinho, R. (2008). Acoplamento plâncton-bentos: o papel do suprimento larval na estrutura das comunidades bentônicas de costões rochosos. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (4): 575-601.
- Macedo, I.M., Masi, B.P., Zalmon, I.R. (2006). Comparison of rocky intertidal community sampling methods at the northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54 (2/3): 147-154.
- McQuaid, C.D., Lindsay, J.R. (2005). Interacting effects of wave exposure, tidal height and substratum on spatial variation in densities of mussel *Perna perna* plantigrades. *Marine Ecology Progress Series*, 301: 173–184.
- Masi, B.P., Zalmon, I.R. (2008). Zonação de comunidade bêntica do entremarés em molhes sob diferente hidrodinamismo na costa norte do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(4); 662-673.
- Masi, B.P., Macedo, I.M., Zalmon, I.R. (2009a). Benthic community zonation in a breakwater on the north coast of the State of Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*.
- Masi, B.P., Macedo, I.M., Zalmon, I.R. (2009b). Annual and spatial variation of intertidal benthic community zonation in a breakwater off Rio de Janeiro coast, southeastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*.
- Masterson, P., Arenas, F.A., Thompson, R.C., Jenkins, S.R. (2008). Interaction of top down and bottom up factors in intertidal rockpools: Effects on early successional macroalgal community composition, abundance and productivity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 363: 12–20.
- McGuinness, K.A. (1987). Disturbance and organisms on boulders. *Oecologia*, 71: 409-419.

- Menge, B.A. (1976). Organization of the New England rocky intertidal community: role of predation, competition, and environmental heterogeneity. *Ecological Monographs*, 46: 355-393.
- Miyamoto, Y., Noda, T. (2004). Effects of mussels on competitively inferior species: competitive exclusion to facilitation. *Marine Ecology Progress Series*, 276: 293-298.
- Morgan, S.G. (2001). The larval ecology of marine communities. In: Bertness, M.D., Gaines, S.D., Hay, M.E. (eds), *Marine community ecology*. 1.ed. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, Inc, p. 159-181.
- Moysés, D.N. (2005). Influência da heterogeneidade do substrato no recrutamento de invertebrados bentônicos e sucessão ecológica do médiolitoral do costão rochoso da Ilha do Brandão, Angra dos Reis, RJ. *Dissertação de Mestrado*. Rio de Janeiro, RJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 105 p.
- Moysés, D.N., Junqueira, A.O.R., Lavrado, H.P., Silva, S.H.G.S. (2007). Method for monitoring intertidal communities in a steep rocky shore: a combination of digital image technology and field operational strategy. *Brazilian Journal of Oceanography*, 55: 19-27.
- Murray, N.S., Ambrose, R.F., Dethier, M.N. (2006). *Monitoring rocky shores*. 1.ed. London, England: University of California Press, 220p.
- Nandakumar, K. (1996). Importance of timing of panel exposure on the competitive outcome and succession of sessile organisms. *Marine Ecology Progress Series*, 131: 191-203.
- Odum, E.P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*, 164: 262-270.
- Odum, E.P. (1988). *Ecologia*. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Koogan, p. 434.
- Osman, R.W. (1977). The establishment and development of a marine epifaunal community. *Ecological Monographs*, 47(1): 37-63.
- Paine, R.T., Levin, S.A. (1981). Intertidal landscapes: disturbance and the dynamics of pattern. *Ecological Monographs*, 51(2): 145-178.
- Parravicini, V., Morri, C., Ciribilli, G., Montefalcone, M., Albertelli, G., Bianchi, C.N. (2009). Size matters more than method: visual quadrats vs photography in measuring human impact on Mediterranean rocky reef communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 359-367.

- Pech, D., Ardisson, P.L., Bourget, E. (2002). Settlement of a tropical marine epibenthic assemblage on artificial panels: influence of substratum heterogeneity and complexity scales. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 743–750.
- Preskitt, L.B. (2004). A rapid ecological assessment (REA) quantitative survey method for benthic algae using photoquadrats with scuba. *Pacific Science*, 58(2): 201-209.
- Qvarfordt, S. (2006). Phytobenthic communities in the Baltic Sea – seasonal patterns in settlement and succession. *Doctoral thesis*, Stockholm University. 39 p.
- Raffaelli, D., Hawkins, S. (1999). *Intertidal ecology*. Kluwer Academic Publishers. ed. 2. 356 p.
- Ricklefs, R.E. (2003). *A economia da natureza*. Editora Guanabara Koogan. ed. 5. 503 p.
- Rocha, F.M. (2002). Recrutamento e sucessão de uma comunidade bentônica de mesolitoral dominada pela espécie invasora *Isognomon bicolor* (Bivalvia: Isognomidae) C.B. Adams, 1748 em dois costões rochosos submetidos a diferentes condições de batimento de ondas. *Dissertação de Mestrado*. Rio de Janeiro, RJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 87 p.
- Rodriguez, S.R., Ojedal, F.P., Inestrosa, N.C. (1993). Settlement of benthic marine invertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, 97: 193- 207.
- Ross, P.M. (2001). Larval supply, settlement and survival of barnacles in a temperate mangrove forest. *Marine Ecology Progress Series*, 215: 237-249.
- Sauer-Machado, K.R.S. (2006). Estudo sucessional das incrustações biológicas em painéis artificiais na ilha de Porto Belo (Porto Belo, SC), através de matrizes de probabilidade de transição e análise de sensibilidade. *Tese de Doutorado*, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 152 p.
- Skinner, L.F., Coutinho, R. (2005). Effect of microhabitat distribution and substrate roughness on barnacle *Tetraclita stalactifera* (Lamarck, 1818) settlement. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1): 109-113.
- Sousa, W.P. (1979a). Experimental investigations of disturbance and ecological succession in a rocky intertidal algal community. *Ecological Monographs*, 49(3): 227-254.
- Sousa, W.P. (1979b). Disturbance in marine intertidal boulder fields: the nonequilibrium maintenance of species diversity. *Ecology*, 60(6): 1225-1239.

- Sousa, W.P. (1984). Intertidal mosaics: patch size, propagule availability, and spatially variable patterns of succession. *Ecology*, 65(6):1918-1935.
- Sousa, W.P. (2001). Natural disturbance and the dynamics of marine benthic communities. In: Bertness, M.D., Gaines, S.D., Hay, M.E. (eds), *Marine community ecology*. 1.ed. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, Inc, p. 85-130.
- Sutherland, J.P. (1974). Multiple stable points in natural communities. *The American Naturalist*, 108: 859-873.
- Sutherland, J.P., Karlson, R.H. (1977). Development and stability of the fouling community at Beaufort, North Carolina. *Ecological Monographs*, 47(4): 425-446.
- Tanaka, M.O. (2005). Recolonization of experimental gaps by the mussels *Brachidontes darwinianus* and *B. solisianus* in a subtropical rocky shore. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1): 115-119.
- Tanaka, M.O., Magalhães, C.A. (2002). Edge effects and succession dynamics in *Brachidontes* mussel beds. *Marine Ecology Progress Series*, 237: 151-158.
- Underwood, A.J. (1997). *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. 1.ed. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 504p.
- Underwood, A.J. (2000). Experimental ecology of rocky intertidal habitats: what are we learning? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250: 51-76.
- Underwood, A.J., Chapman, M.G. (2000). Variation in abundances of intertidal populations: consequences of extremities of environment. *Hydrobiologia*, 426: 25-36.
- Vance, R.R. (1988). Ecological succession and the climax community on a marine subtidal rock wall. *Marine Ecology Progress Series*, 48:125-136.
- Wahl, M., Hoppe, K. (2002). Interactions between substratum rugosity, colonization density and periwinkle grazing efficiency. *Marine Ecology Progress Series*, 225: 239-249.
- Williams, G.A., Davies, M.S., Nagarkar, S. (2000). Primary succession on a seasonal tropical rocky shore: the relative roles of spatial heterogeneity and herbivory. *Marine Ecology Progress Series*, 203: 81-94.
- Zalmon, I. R.; Gamma, B. A. P. & Leta, A. C. (1993). Fouling community organization at Guanabara Bay, Brazil: a directional process or a variable temporal progression? *Oebalia*, 19: 217-222.

- Zalmon, I.R.; Gomes, F.A.C. (2003). Comunidade Incrustante em diferentes materiais de um recife artificial no litoral norte do estado do Rio de Janeiro. *Biotemas*, 16: 53-72.
- Zamorano, J.H., Moreno, C.A., Duarte, W.E. (1995). Post-settlement mortality in *Phragmatopoma virgini* (Polychaeta: Sabellariidae) at the Mehuin Marine Reserve, Chile. *Marine Ecology Progress Series*, 127: 149-155.
- Zar, J.H. (1996) *Biostatistical Analysis*, Prentice Hall, New Jersey. 663p.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo, realizado no substrato rochoso da Praia do Farol de São Tomé, determinou-se o tamanho amostral mínimo para investigações futuras que considerem a estrutura da comunidade bentônica na zona entre-marés e/ou para aqueles que utilizem uma espécie em particular, ponderando considerações logísticas e robustez numérica. O dimensionamento amostral variou em função do critério para cada desenho amostral (área de *quadrat*, número de perfis e número de pontos amostrais no *quadrat*) e da altura do substrato rochoso investigado, em face dos diferentes agrupamentos bentônicos associados à estreita faixa que constitui a zona entre-marés e das condições ambientais distintas ao longo da mesma.

Considerando a estrutura da comunidade bentônica local, os tamanhos mínimos amostrais sugeridos são 800 cm<sup>2</sup>, 04 perfis amostrais e 80 pontos no *quadrat* na altura 1 (0,2 a 0,6 m); 200 cm<sup>2</sup>, 08 perfis e 20 pontos na altura 2 (0,6 a 1,0 m); 400 cm<sup>2</sup>, 08 perfis e 80 pontos na altura 3 (1,0 a 1,4 m); 200 cm<sup>2</sup>, 08 perfis e 20 pontos na altura 4 (1,4 a 1,8 m); 100 cm<sup>2</sup>, 08 perfis e 40 pontos na altura 5 (1,8 a 2,2 m) e 800 cm<sup>2</sup>, 02 perfis e 80 pontos no *quadrat* na altura 6 (2,2 a 2,6 m).

As espécies mais representativas revelaram a necessidade de tamanhos mínimos amostrais diferentes em função de sua abundância e distribuição espacial nas diferentes faixas do substrato rochoso. Nas alturas 1, 2 e 3 (0,2 a 1,4 m) a área mínima correspondeu a 400 cm<sup>2</sup>, a exceção de *Hypnea musciformis* e *Chthamalus* spp que necessitaram de 100 cm<sup>2</sup> e 800 cm<sup>2</sup>, respectivamente. Nas alturas 4 e 5 (1,4 a 2,2 m), 200 cm<sup>2</sup> foi sugerido para *Chthamalus* spp e na altura 6 (2,2 a 2,6 m), 800 cm<sup>2</sup> para *Littorina ziczac*. O número mínimo de perfis correspondeu ao tamanho máximo testado (N = 08) para todas as espécies mais representativas, a exceção de *Gymnogongrus griffithsiae* que correspondeu a 07 perfis. O número mínimo de pontos correspondeu a 10-20 pontos, a exceção de *G. griffithsiae* e *L. ziczac* que necessitaram de 40 e 80 pontos, respectivamente.

No estudo da sucessão, em que os tamanhos amostrais mínimos corresponderam aqueles pré-determinados no estudo de dimensionamento, foram observadas diferenças quanto à colonização e seqüência de substituição de espécies nas duas faixas verticais extremas do entre-marés rochoso analisadas.

No Eulitoral inferior, a re-colonização do substrato por 90% das espécies após 02 meses de raspagem dos *quadrats*, aliada a ausência de diferenças significativas

na riqueza, diversidade e uniformidade entre os tratamentos e, principalmente, a valores de similaridade superiores a 75% entre os agrupamentos do controle e da remoção de modo a formar um único grupo ao final do período de estudo, evidenciam uma tendência à convergência na composição e estrutura da comunidade no Eulitoral Inferior no período de 06 meses.

No Eulitoral Superior, onde os organismos estão sujeitos a maiores estresses físicos, como exposição ao ar e temperaturas elevadas, observou-se um processo de colonização mais “lento”, com o substrato vazio em mais de 75% nos *quadrats* raspados de T2 a T6. A dissimilaridade entre os tratamentos foi evidenciada, sugerindo que após uma escala de tempo de 06 meses de remoção, o agrupamento bentônico permanece em um estágio inicial do processo sucessional. Deste modo, a similaridade do agrupamento bentônico em termos de composição e estrutura da comunidade àquele não perturbado em uma escala de tempo de 6 meses de estudo não foi evidenciada para a zona Eulitoral Superior.

O presente estudo fornece novas informações sobre a comunidade bentônica da região entre-marés no molhe artificial na Praia do Farol de São Tomé, principalmente em relação à questão do dimensionamento amostral e à seqüência de substituições das espécies bentônicas em uma escala de 6 meses, complementando a base de estudos ecológicos neste tipo de substrato rochoso na costa norte do Rio de Janeiro, onde ocorre uma escassez de substrato consolidado natural e, conseqüentemente de investigações afins.

Anexo I: Número de perfis para as espécies mais representativas de cada altura do substrato rochoso de acordo com a precisão desejada para a fórmula  $[DP/p \cdot x]^2$ .

Alturas	Espécies	Precisão desejada													
		0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,35	0,40	0,45	0,50	0,55	0,60	0,65	
6 (2,2 a 2,6 m)	<i>Littorina ziczac</i>	513	128	57	32	21	14	10	8	6	5	4	4	3	
5 (1,8 a 2,2 m)	<i>Chthamalus</i> spp	823	206	91	51	33	23	17	13	10	8	7	6	5	
4 (1,4 a 1,8 m)	<i>Chthamalus</i> spp	33	8	4	2	1	1	1	1	0	0	0	0	0	
3 (1,0 a 1,4 m)	<i>Chthamalus</i> spp	287	72	32	18	11	8	6	4	4	3	2	2	2	
	<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	242	61	27	15	10	7	5	4	3	2	2	2	1	
	<i>Gymnogongrus griffithsiae</i>	339	85	38	21	14	9	7	5	4	3	3	2	2	
2 (0,6 a 1,0 m)	<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	50	12	6	3	2	1	1	1	1	0	0	0	0	
	<i>Ulva fasciata</i>	81	20	9	5	3	2	2	1	1	1	1	1	0	
1 (0,2 a 0,6 m)	<i>Hypnea musciformis</i>	150	37	17	9	6	4	3	2	2	1	1	1	1	
	<i>Ulva fasciata</i>	1416	354	157	89	57	39	29	22	17	14	12	10	8	

Anexo II: Número de perfis para as espécies mais representativas de cada altura do substrato rochoso de acordo com o erro permitido para um limite de confiança de 95% para a fórmula  $4s^2/L^2$ .

Alturas	Espécies	Erro permitido																		
		2	4	6	8	9	10	12	14	16	18	19	20	22	24	26	28	30	32	
6 (2,2 a 2,6 m)	<i>Littorina ziczac</i>	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
5 (1,8 a 2,2 m)	<i>Chthamalus</i> spp	1137	284	126	71	56	45	32	23	18	14	13	11	9	8	6	6	5	4	
4 (1,4 a 1,8 m)	<i>Chthamalus</i> spp	355	89	39	22	18	14	10	7	6	4	4	4	3	2	2	2	2	1	
3 (1,0 a 1,4 m)	<i>Chthamalus</i> spp	735	184	82	46	36	29	20	15	11	9	8	7	6	5	4	4	3	3	
	<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	537	134	60	34	26	21	15	11	8	7	6	5	4	4	3	3	2	2	
	<i>Gymnogongrus griffithsiae</i>	181	45	20	11	9	7	5	4	3	2	2	2	1	1	1	1	1	1	
2 (0,6 a 1,0 m)	<i>Phragmatopoma lapidosa</i>	210	53	23	13	10	8	6	4	3	3	2	2	2	1	1	1	1	1	
	<i>Ulva fasciata</i>	171	43	19	11	8	7	5	3	3	2	2	2	1	1	1	1	1	1	
1 (0,2 a 0,6 m)	<i>Hypnea musciformis</i>	1858	465	206	116	92	74	52	38	29	23	21	19	15	13	11	9	8	7	
	<i>Ulva fasciata</i>	797	199	89	50	39	32	22	16	12	10	9	8	7	6	5	4	4	3	

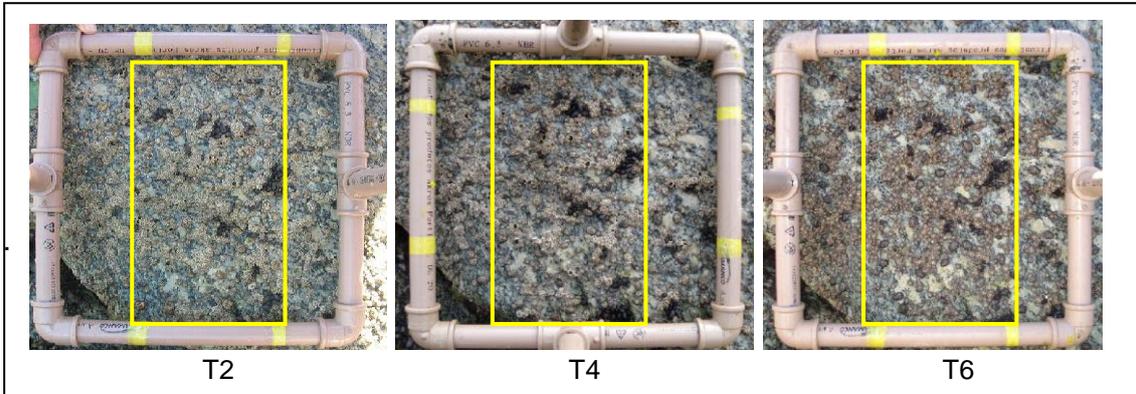
ANEXO III: Foto das diferentes etapas do controle (T2 = 2 meses; T4 = 4 meses; T6 = 6 meses) na zona Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m), praia do Farol de São Tomé, costa norte do Estado do Rio de Janeiro. Área do *quadrat* = 400 cm<sup>2</sup> (destacada em amarelo), Número de perfis = 08 perfis, Número de pontos = 80 pontos.



ANEXO IV: Foto das diferentes etapas da remoção (T2 = 2 meses; T4 = 4 meses; T6 = 6 meses) na zona Eulitoral Inferior (0,6 a 1,4 m), praia do Farol de São Tomé, costa norte do Estado do Rio de Janeiro. Área do *quadrat* = 400 cm<sup>2</sup> (destacada em amarelo), Número de perfis = 08 perfis, Número de pontos = 80 pontos.



ANEXO V: Foto das diferentes etapas do controle (T2 = 2 meses; T4 = 4 meses; T6 = 6 meses) na zona Eulitoral Superior (1,4 a 2,2 m), praia do Farol de São Tomé, costa norte do Estado do Rio de Janeiro. Área do *quadrat* = 200cm<sup>2</sup> (destacada em amarelo), Número de perfis = 08 perfis, Número de pontos = 40 pontos.



ANEXO VI: Foto das diferentes etapas da remoção (T2 = 2 meses; T4 = 4 meses; T6 = 6 meses) na zona Eulitoral Superior (1,4 a 2,2 m), praia do Farol de São Tomé, costa norte do Estado do Rio de Janeiro. Área do *quadrat* = 200cm<sup>2</sup> (destacada em amarelo), Número de perfis = 08 perfis, Número de pontos = 40 pontos.

