UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA

LETÍCIA MARIA PIA BONANDI SPELTA

**AVALIAÇÃO DAS ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE
BENTÔNICA RELACIONADAS À VISITAÇÃO PÚBLICA NA PISCINA
NATURAL DO PARQUE ESTADUAL DA ILHA ANCHIETA - UBATUBA, SP.**

São Paulo

2011

LETÍCIA MARIA PIA BONANDI SPELTA

**AVALIAÇÃO DAS ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE
BENTÔNICA RELACIONADAS À VISITAÇÃO PÚBLICA NA PISCINA
NATURAL DO PARQUE ESTADUAL DA ILHA ANCHIETA - UBATUBA, SP.**

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências -
Universidade de São Paulo, para obtenção do Título
de Mestre em Botânica. Versão corrigida com as
sugestões da banca. A versão original se encontra
disponível no Instituto de Biociências.

Orientador: Flavio Augusto de Souza Berchez

São Paulo

2011

Ficha Catalográfica

Spelta, Leticia Maria Pia Bonandi

Avaliação das alterações na estrutura da comunidade bentônica relacionadas à visitação pública na Piscina Natural do Parque Estadual da Ilha Anchieta - Ubatuba, SP. 60 p.

Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Botânica, 2011.

1. Avaliação de impacto 2. Levantamento Fisionômico 3. Unidades de Conservação
I. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Botânica.

Comissão Julgadora

Prof.(a) Dr(a). _____

Prof.(a) Dr(a). _____

Prof. Dr. Flavio Augusto de Souza Berchez _____

A todos aqueles que fazem o mundo ser
um lugar melhor para se viver.

Agradecimentos

Agradeço ao CNPQ (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela bolsa concedida para que este trabalho pudesse ser realizado e ao Parque Estadual da Ilha Anchieta pelo apoio para as coletas em campo. Ao Professor Flávio Berchez pela orientação, aos companheiros do LAM, em especial, à Bia pela identificação dos organismos coletados e ao grupo de pesquisa, Natalia, Guilherme, Henrique, Lagosta e José, pelas conversas produtivas.

À parceira Dezinha pelo apoio e tranquilidade que me ofereceu nas coletas em campo, apesar de todas as condições desfavoráveis, tornando viável este trabalho. À amiga Priscila pela nova metodologia de fotografar o costão em trio, pela ajuda com a organização dos dados e pelas risadas que tornaram o trabalho mais divertido. A todos os que me ajudaram nas coletas em campo, tornando o trabalho menos cansativo e mais divertido, Katita, Kalango, Augusto, Dori, Silvia, em especial à Alice pela ilustração didática do costão da Piscina Natural.

Ao amigo João e às professoras Maria Elice Brzezinski Prestes e Suzana Ursi por me mostrarem um novo caminho em um momento crucial. Ao amigo Mauro pela ajuda essencial com as análises dos dados e pelas discussões que enriqueceram minha formação pessoal e profissional.

À companheira de todos os momentos Natalia, não apenas pela força que me deu neste trabalho, mas principalmente em minha vida.

À minha mãe pelo apoio e confiança mesmo quando eu não correspondi a suas expectativas.

Índice

Resumo	1
Abstract	2
Introdução	3
Levantamento Fisionômico de Comunidades Bentônicas de Substrato Consolidado	6
Avaliação de Impacto Ecológico	9
Objetivos	12
Materiais e Métodos	13
Local de estudo.....	13
Levantamento Fisionômico de Comunidades Bentônicas de Substrato Consolidado	21
Resultados	25
Abordagem I - Caracterização e descrição dos povoamentos com suas espécies dominantes	25
Abordagem II - Quantificação do recobrimento percentual médio de cada povoamento a partir de imagens.....	29
Discussão.....	34
Referências Bibliográficas	46
Artigos publicados / submetidos.....	54

Resumo

A recente explosão de visitação em áreas naturais está causando o desgaste justamente dos valores que tornaram tais áreas atrativas. As mudanças na estrutura da comunidade são problemas graves, principalmente onde há falta de conhecimento prévio, como os costões rochosos. O levantamento fisionômico visa possibilitar o aumento da velocidade e abrangência na aquisição de dados, importante em estudos de avaliação de impacto. O objetivo deste trabalho foi realizar uma avaliação das alterações na estrutura da comunidade bentônica relacionadas à visitação pública. O estudo foi realizado na Piscina Natural do Parque Estadual da Ilha Anchieta, um importante destino turístico do litoral norte paulista que apresenta grande visitação durante o mês de janeiro. Amostragens foram realizadas na Piscina Natural e em duas áreas de referência, em dezembro de 2008 e no final de janeiro de 2009, seguindo o modelo BACI (*before-after-control-impact*). Os dados foram analisados através de Índices de Similaridade e dendogramas. Foram encontrados 24 povoamentos. No médio-litoral o maior recobrimento foi de Banco de *Chtamallus* (>35%) e no infra-litoral foi de Tapete de *Jania* e *Amphiroa* (>45%). Para os dados qualitativos, a similaridade entre as áreas foi alta (>0,79), assim como entre as duas amostragens em cada área (>0,75). Para os dados quantitativos a similaridade também foi alta (>0,82). Os únicos povoamentos que apresentaram diferença significativa entre as amostragens foram Banco de Ectocarpaceae, Banco de *Brachidontes* e Banco de *Sargassum* na Área de Referência 1 e Crosta de Corallinaceae na Área de Referência 2. Os resultados indicam que a comunidade bentônica de substrato consolidado da Piscina Natural não apresentou alterações significativamente maiores que as áreas de referência nesse intervalo de tempo. Entretanto, não é possível concluir que não está ocorrendo impacto, já que o método pode não ter detectado alterações. Este foi o primeiro trabalho que se propôs a fazer uma avaliação de impacto utilizando esse método. Portanto, são necessários mais estudos para adequar o método a este objetivo.

Abstract

The recent boom in visiting natural areas is destroying the very features that make those areas so attractive. Changes in the structure of natural community are serious problems, especially at poor known areas, such as rocky shores. A physiognomic assessment aims to produce an increase in data acquisition amplitude and speediness, relevant features in impact evaluation studies. Our goal was to evaluate structure changes in a benthic community related to public visitation. The study was realized at Piscina Natural in the State Park Anchieta Island, a important touristic point at northern coast of São Paulo state, which receive many tourists during January. Samplings were done at Piscina Natural and at tow reference areas, in 2008 December and at the end of 2009 January, following BACI model (before-after-control-impact). Data were analyzed using similarity index and dendrogram. Twenty four settlements were found. At midlittoral *Chtamallus* Bed had the highest percent cover (>35%), and at infrallittoral *Jania* and *Amphiroa* Turf had the highest percent cover (>45%). With qualitative data, similarity among areas was high (>0,79), as well as among sampling periods in the same area (>0,75). With quantitative data similarity was also high (>0,82). Only a few settlements showed significant differences between sampling periods, Ectocarpaceae Bed, Brachiontes Bed and Sargassum Bed at Reference Area 1 and Corallinaceae Crusts at Reference Are 2. This results indicate that benthic community on consolidated substrate at Piscina Natural did not undergo alteration significantly higher than those from reference areas in this time interval. However, we cannot conclude that there is no impact, the methodology could had not be able to detect the impact. This was the first study that aimed to evaluate environmental impact, using this methodology. Therefore more studies are needed to fit this methodology to this objective.

Introdução

Recentemente, tem ocorrido uma explosão de visitação em áreas naturais, consequência da busca do verde e da fuga dos grandes centros urbanos pelas pessoas que tentam recuperar o equilíbrio em seu tempo de lazer (Ruschmann, 1997). Considera-se aqui a visão ampla de meio ambiente (Milaré, 2001) que abrange toda a natureza original e artificial, incluindo o homem. Entretanto, em muitos casos, essa explosão de visitação está causando o desgaste justamente dos valores que tornaram tais áreas atrativas (Drum & Moore, 2003).

Esses valores são chamados recursos turísticos, determinados elementos naturais e culturais que despertam o interesse humano pelo seu conhecimento e desfrute (Pires, 2003). O turismo é a atividade econômica que mais cresce no mundo. Segundo a Organização Mundial de Turismo (OMT), em 2010, cerca de 900 milhões de turistas movimentaram US\$860 bilhões e estima-se que até 2020 mais de um bilhão de pessoas viajarão pelo mundo a cada ano. Dentre os segmentos do turismo, o ecoturismo é o que mais cresce como atividade econômica.

No Brasil, reconhecido internacionalmente por seu potencial natural devido à grande diversidade de biomas, o crescimento do turismo é significativo e a previsão é de aumento em função da Copa do Mundo de Futebol em 2014 e as Olimpíadas em 2016. Boa parte deste potencial está no litoral norte de São Paulo, mas para que seja desenvolvido de forma sustentável é preciso estudos de monitoramento e impacto ambiental que possam fundamentar ações para conciliar o equilíbrio ambiental com a inserção social e a viabilidade econômica.

Existem muitos projetos e algumas obras já estão sendo instaladas como a duplicação da Tamoios, a ampliação do porto de São Sebastião, o projeto mexilhão da Petrobrás para extração de petróleo do pré-sal, a estrada de ligação entre Caraguatatuba e São Sebastião, um aterro sanitário, uma usina térmica para incineração do lixo e geração de energia, um selo de certificação ambiental. As iniciativas estão sendo discutidas no Comitê do Diálogo para a Sustentabilidade (Condial) que possibilita um processo participativo,

tendo desenvolvido como uma estratégia de suporte ao diálogo, o Centro de Experimentação em Desenvolvimento Sustentável (CEDS).

Em 2008 foram criadas três Áreas de Proteção Ambiental Marinha no Litoral Norte com objetivo de “compatibilizar a conservação da natureza com a utilização sustentável dos recursos naturais; valorizar as funções sociais, econômicas, culturais e ambientais das comunidades tradicionais da zona costeira, através de estímulos a alternativas adequadas ao seu uso sustentável; garantir a sustentabilidade do estoque pesqueiro e o uso ecologicamente correto e responsável do espaço marinho, especialmente das atividades turísticas”, segundo a Fundação Florestal. As APAs Marinhas complementam a proteção ao entorno de unidades de conservação de proteção integral estaduais, como os Parques Estaduais da Ilha Anchieta, da Serra do Mar, de Ilhabela, da Laje de Santos, Ilha do Cardoso, e federais, como as Estações Ecológicas Tupinambás e Tupiniquins.

Apesar da ocorrência de impactos em áreas naturais ser consequência inevitável do uso (Magro, 2001), de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, os Parques Estaduais devem aliar a conservação ambiental ao uso público, minimizando ao máximo os impactos para preservar a unidade de conservação, assim como a qualidade da experiência do visitante. Neste sentido, os Parques Estaduais da Serra do Mar, de Ilhabela e de Ilha Anchieta, entre outras áreas ambientalmente protegidas estão aprimorando as suas atividades e programas de uso público, ecoturismo e educação ambiental.

Comportamentos de visitantes como ressuspensão de sedimentos, pisoteamento e toques em organismos foram observados no Parque Estadual da Ilha Anchieta (Pedrini *et al.*, 2007) (Fig. 1) sendo indicadores de impacto nas comunidades (Hawkins e Roberts, 1993; Medio *et al.*, 1997; Berchez *et al.*, 2005a). É no mês de janeiro, quando ocorre um pico de visitação ultrapassando 16 mil visitantes, que é esperado o maior impacto (Fig. 2).

Figura 1. Visitação pública na Piscina Natural do Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, durante o mês de janeiro de 2009: a) grande número de visitantes; b) coleta de estrela-do-mar; c) rede para coletar peixes; d) alimentação de peixes.

Figura 2. Número de visitantes que desembarcam no Parque Estadual da Ilha Anchieta ao longo dos anos de 2006 e 2007. O padrão se repete com picos de visitação no mês de janeiro.

Levantamento Fisionômico de Comunidades Bentônicas de Substrato Consolidado

No ambiente marinho, têm sido relatados impactos negativos de atividades sub-aquáticas (Hawkins & Roberts, 1993; Hawkins *et al.*, 1999; Plathong *et al.*, 2000; Rouphael & Inglis, 2001; Walters & Samways, 2001), mas no Brasil são raros os trabalhos (Creed & Amado Filho, 1999; Berchez *et al.*, 2005a; Ferreira & Maida, 2006), sendo o de Berchez *et al.* (2005b) um dos poucos realizados em costões rochosos.

A escassez desse tipo de estudo pode estar relacionada à dificuldade de caracterização de comunidades através de abordagens tradicionalmente baseadas na qualificação e quantificação das espécies presentes (Ghilardi *et al.*, 2008), principalmente em ambientes de alta complexidade física e biológica como os costões rochosos, que refletem em alta heterogeneidade espacial devido a variações em fatores como o tipo de substrato, o grau de hidrodinamismo ou a competição por espaço (Murray *et al.*, 2006).

Essa falta de conhecimento, aliada ao fato de que este ambiente vem sendo altamente impactado ao longo dos anos devido à ação antrópica, é um problema grave, pois as mudanças na composição de espécies, na estrutura da comunidade e na diversidade (Connel & Keough, 1985; Airoidi & Cinelli, 1997; Hodgson, 1999; Airoidi, 2003) podem levar à perda irreversível de informações importantes para a tomada de decisões relativas a esses ambientes. A complexidade física e biológica da maioria dos costões rochosos resulta em alta variabilidade em quase todas as variáveis medidas (Murray *et al.*, 2006), o que dificulta a realização de estudos de monitoramento e avaliação de impacto ambiental, que precisam ser realizados com rapidez.

Tendo isso em vista, Berchez *et al.* (2005a) propuseram uma nova metodologia, baseada na amostragem de unidades de heterogeneidade da paisagem, denominada “Levantamento Fisionômico de Comunidades Bentônicas de Substrato Consolidado” a partir da qual amostragens em costões rochosos podem ser realizadas com maior velocidade e abrangência. Essas qualidades, aliadas ao fato de ser uma técnica não destrutiva, se tornam particularmente importantes em estudos de monitoramento, já que estes exigem

descrições consecutivas em curtos períodos de tempo para identificação de alterações na comunidade.

Por ser uma metodologia baseada em unidades visuais da paisagem, a subjetividade existe. Entretanto, Pereira Filho *et al.* (2008) demonstraram alta precisão do método na abordagem quantitativa quando submetido a diferentes pesquisadores e a diferentes análises realizadas pelo mesmo pesquisador.

Essa metodologia foi utilizada para descrever quase todo costão rochoso da enseada das Palmas na Ilha Anchieta – infra-litoral: costão da Praia do Presídio até Praia do Engenho (Ghilardi, 2007), costão oeste da Praia das Palmas (Pereira, 2007), costão da Praia de Fora até a Ponta do Baleeiro (Ribeiro, 2010); médio-litoral: costão oeste da Enseada das Palmas (Rossi, 2007), costão leste da Enseada das Palmas (Pereira Filho, 2004).

Os resultados destes trabalhos revelam que: 1) os povoamentos são formados por poucos táxons; 2) alguns povoamentos dominam determinados setores; 3) a similaridade entre duas amostragens é alta.

Os povoamentos são formados por poucos táxons dominantes

Os estudos de infra-litoral que abordaram a composição específica dos povoamentos (Pereira, 2007; Ghilardi, 2007) demonstraram a existência de poucos táxons na formação de cada povoamento. A maioria é formada por um único táxon dominante (que representa 80% ou mais da área do povoamento), ou no máximo quatro táxons dominantes como no caso do Tapete de Ectoprocta (Berchez *et al.*, em preparação). Por exemplo, o trabalho de Pereira (2007) distinguiu povoamentos como Tapete de *Amphiroa* e *Jania* com *Dictyota*, Tapete de *Amphiroa* e *Jania* com Ectocarpales, Tapete de *Amphiroa* e *Jania* com *Falkenbergia*, Tapete de *Amphiroa* e *Jania* com *Hypnea*, Tapete de *Amphiroa* e *Jania* com *Wrangelia*, Tapete de *Amphiroa* e *Jania* com *Centroceras*, Tapete de *Amphiroa* e *Jania* com *Ceramium*, Tapete de *Amphiroa* e *Jania* com *Bacillariophyceae*.

Os estudos de médio-litoral (Pereira Filho, 2004; Rossi, 2007) encontraram 34 povoamentos dos quais a maioria era formado por uma única espécie dominante, sendo apenas dois deles formados por duas espécies dominantes, Crosta de Corallinaceae com *Echinometra* e Tapete de *Jania* e *Amphiroa*.

Alguns povoamentos dominam determinados setores

Os povoamentos que dominam o infra-litoral: Colônia de *Palythoa*, Banco de *Dichotomaria*, Tapete de *Ectoprocta*, Tapete de *Amphiroa* e *Jania* e Região de Substrato Inconsolidado (Ribeiro, 2010); Colônia de *Palythoa*, Banco de *Sargassum*, Tapete de *Ectocarpales* e Tapete de *Amphiroa* e *Jania* (Pereira, 2007); Banco de *Sargassum* e Tapete de *Ectoprocta* e Tapete de *Amphiroa* e *Jania* (Ghilardi, 2007). Esses povoamentos representam mais que 10% do recobrimento da área em pelo menos um dos setores estudados em cada trabalho. Com base nesses dados, pode-se concluir que o povoamento que mais aparece em toda a enseada das palmas é Tapete de *Amphiroa* e *Jania*, que aparece como dominante nas três áreas. Seguido por Tapete de *Ectoprocta* e Colônia de *Palythoa*, que aparecem em duas delas.

No médio-litoral, onde não há dados quantitativos, os povoamentos comuns ao costão leste e oeste da Enseada das Palmas (Pereira Filho 2004; Rossi, 2007) foram Banco de *Brachidontes*, Banco de *Chthamalus*, Colônia de *Palythoa*, Região de *Littorinidae*, Região de *Tetracrita*, Banco de *Asparagopsis*, Banco de *Chondrophycus*, Banco de *Pterocladia*, Crosta de *Corallinaceae*, Tapete de *Bostrychia*, Tapete de *Hypnea*, Tapete de *Jania* e *Amphiroa*, Banco de *Caulerpa*, Banco de *Chaetomorpha*, Crosta de *Codium*, Tapete de *Cladophoropsis*, Banco de *Sargassum*.

A similaridade entre duas amostragens (verão e inverno) é alta

Apesar de nenhum dos trabalhos de infra-litoral ter tido como foco a comparação entre as duas amostragens, realizadas no verão e no inverno, todos mostraram alta similaridade entre as amostragens (Ghilardi, 2007; Pereira, 2007; Ribeiro, 2010). Entre os trabalhos de médio-litoral, o único que abordou a similaridade entre as coletas realizadas no verão e no inverno mostrou similaridade variável em função do setor estudado. Esse dado demonstra que ocorre pequena variabilidade temporal qualitativa e quantitativamente nas áreas entre os períodos de verão e inverno, principalmente no infra-litoral.

Avaliação de Impacto Ecológico

Segundo Murray *et al.* (2006), estudos de descrição da comunidade e dinâmica de população oferecem informações importantes para avaliações de impacto e monitoramento. Entretanto, ambientes de costão rochoso apresentam alta variabilidade espacial e temporal na distribuição e na abundância de espécies, assim como na estrutura da população. Por isso, é preciso estar atento ao utilizar as metodologias comuns para o ambiente terrestre.

Os estudos, geralmente, podem ser classificados em categorias (Kingsford *et al.*, 1998):

1) Estudos de base, que pretendem descrever a comunidade em um único momento e servem de base para estudos comparativos posteriores;

2) Estudos de impacto, que pretendem determinar as mudanças nas comunidades relacionadas a uma perturbação conhecida, por exemplo, um derramamento de óleo ou um aumento de visitação pública;

3) Estudos de monitoramento, que pretendem detectar variações, geralmente devido a atividades humanas, nas comunidades em um período de tempo como, por exemplo, o acompanhamento da balneabilidade das praias;

4) Estudos de padrões e processos ecológicos, que pretendem determinar os fatores relacionados aos padrões e processos observados no ambiente.

Os levantamentos realizados na enseada das Palmas (Pereira Filho, 2004; Rossi, 2007; Ghilardi, 2007; Pereira, 2007; Ribeiro, 2010) podem ser enquadrados nos estudos de base. Foram importantes caracterizações daquela comunidade através do método do Levantamento Fisionômico de Comunidades Bentônicas de Substrato Consolidado. Apesar da variação natural que ocorre nos ambientes de costão rochoso ao longo do tempo, os dados obtidos podem servir de base para estudos posteriores de avaliação de impacto e monitoramento.

Nos estudos de monitoramento, em geral, são usadas poucas espécies indicadoras ou índices de diversidade biológica, por exemplo, pois seria inviável o acompanhamento de toda a comunidade biológica em repetidas amostragens durante um longo período de

tempo. Outra dificuldade desse tipo de estudo é a distinção entre os efeitos de perturbações humanas e as variações que ocorrem naturalmente no ambiente (Murray et al., 2006).

Já os estudos de impacto podem ser conduzidos de diferentes formas (Murray, 2006): 1) modelo “gradiente”, quando o impacto é atenuado com a distância de um ponto determinado como um efluente de esgoto; 2) modelo “antes-depois”, quando uma amostragem pode ser realizada antes de um impacto previsto; 3) modelo “controle”, quando uma área semelhante à impactada pode ser comparada a área que sofreu o impacto; 4) modelo antes-depois-controle (conhecido como BACI, da sigla em inglês: before-after-control-impact).

O modelo antes-depois evita problemas com possíveis variações espaciais por se restringir a um único ponto de amostragem, mas não é possível distinguir os efeitos causados pelo impacto de uma possível variação temporal natural.

O modelo “controle” é usado frequentemente porque não exige que se tenha dados anteriores ao impacto, o que muitas vezes não é possível. Esse modelo evita problemas com a distinção entre variações temporais naturais e os efeitos do impacto por fazer amostragens em um mesmo momento, mas pressupõe a inexistência de variações espaciais. Uma área controle pode ser muito semelhante à área impactada, mas é muito improvável que seja igual. Há muitas variáveis que influenciam na comunidade de um costão rochoso além dos efeitos antrópicos, como: variação da maré, salinidade, inclinação, topografia, profundidade, tipo e forma da rocha, correnteza, exposição a ondas, erosão, sedimentação, entre outras (Murray, 2006).

É possível reduzir esse problema comparando estatisticamente diversas áreas impactadas e diversas áreas controle através de análise de variância, ou seja, analisando se a variação que ocorre entre as áreas impactadas ou que ocorre entre as áreas controle é significativamente menor que a variação entre ambas. Entretanto, encontrar réplicas da área impactada também não é tarefa simples dependendo da situação, sendo necessária a comparação de uma única área impactada com uma ou mais áreas controle.

O modelo BACI resolve problemas de variação espacial e temporal combinando as duas abordagens anteriores, ou seja, utiliza amostragens antes e depois do impacto e compara com a mesma variação em uma ou mais áreas controle (Murray *et al.*, 2006).

Entretanto, esse modelo ainda pressupõe que a área controle seja semelhante em sua biota e mantenha uma variação temporal natural igual à variação que ocorreria naturalmente na área impactada. Assim, uma variação significativamente maior na área impactada pode ser atribuída ao impacto estudado ou a muitos outros fatores.

Objetivos

Este projeto tem como objetivo geral fazer uma avaliação de alterações na comunidade bentônica de substrato consolidado presente na área da Piscina Natural do Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA) durante o período de maior visitação, utilizando o Levantamento Fisionômico de Comunidades Bentônicas de Substrato Consolidado. A Piscina Natural e suas adjacências (área entre a Praia do Engenho e a Praia de Fora) estão entre as poucas áreas ainda não descritas na enseada das Palmas. Como esta é uma das áreas que recebe grande parte da visitação pública da Ilha, torna-se essencial uma descrição e monitoramento da comunidade biológica para avaliação do impacto relacionado à visitação.

Para isso, foram idealizados os seguintes objetivos específicos:

- 1) Descrever a comunidade bentônica de substrato consolidado da Piscina Natural do PEIA previamente ao período de maior visitação (em dezembro);
- 2) Descrever duas áreas adjacentes e ecologicamente semelhantes à Piscina Natural, porém onde não ocorra visitação, no mesmo momento de amostragem (em dezembro). Essas serão chamadas Áreas de Referência e servirão como referência para as variações naturais ocorridas no período;
- 3) Comparar esses dados com amostragens realizadas nos mesmos locais após o período de maior visitação (final de janeiro).

Neste contexto, as seguintes hipóteses foram levantadas:

- 1) Há semelhança estrutural entre a comunidade das áreas de estudo e as de áreas próximas, já estudadas, dentro da Enseada das Palmas;
- 2) A comunidade bentônica de substrato consolidado da Piscina Natural é semelhante às áreas adjacentes, consideradas como referência para as variações temporais naturais;
- 3) Ocorre uma variação temporal na estrutura da comunidade maior na Piscina Natural em relação a que ocorre nas áreas de referência.

Materiais e Métodos

Local de estudo

A Ilha Anchieta (23°32`S e 45°03`O) está localizada na costa do município de Ubatuba (Fig 3). Segundo Guillaumon *et al.* (1989), a ilha é constituída por um bloco de rochas graníticas e pequenas planícies costeiras de depósitos recentes. Os litorais são, em sua maior parte, tipicamente de abrasão, exibindo costões de matacões e blocos rochosos. A topografia é montanhosa com relevo bastante acidentado, predominando declividades superiores a 24°. Seu contorno relativamente recortado exhibe costões constituídos por matacões de granito e rochas magmáticas do Complexo Costeiro. De maneira geral, o relevo submarino apresenta suas menores profundidades (0 a 20 m) no setor voltado para o continente. Em todo o contorno restante as profundidades alcançam 15 metros apenas a algumas dezenas de metros da costa (Guillaumon *et al.*, 1989).

Em 1977, foi instituído o Parque Estadual de Ilha Anchieta (PEIA) pelo Governo do Estado de São Paulo em terras de domínio público, segundo decreto nº 9629 de 29 de Março (São Paulo, 1977). Entretanto, o Brasil ainda não possuía uma política nacional para conservação destas áreas naturais até que foram estabelecidas as bases para a criação dos Planos de Manejo piloto (Pádua, 1978) entre os quais, o Parque Estadual da Ilha Anchieta foi considerado prioritário (Guillaumon *et al.*, 1989).

Figura 3. Localização da Ilha Anchieta no município de Ubatuba, estado de São Paulo, Brasil.

O Plano de Manejo do Parque foi publicado em 1989 sugerindo como principais metas a conservação dos recursos naturais, culturais, históricos e arqueológicos, além do seu uso em lazer, pesquisa, monitoramento e educação ambiental. A capacidade de suporte, ou seja, a quantidade de uso que pode ser mantida em determinado tempo sem causar prejuízo nem ao ambiente nem à experiência dos usuários, foi definida com base no sistema praia-mar. De acordo com padrões utilizados internacionalmente para praias públicas considerou-se a densidade limite de 16 m²/pessoa. Esse padrão foi aplicado à extensão da zona de banho, compreendida pela área entre a linha de maré baixa e a linha de profundidade de 1,50 m, uma área de 22.600 m² na Zona de Uso Intensivo. Assim, a capacidade de suporte da zona de banho foi limitada em 1.412 pessoas. Ao se considerar que, do total de pessoas que usa a zona supra-litoral, compreendida como a área entre a linha de maré alta e a linha onde termina a areia seca, apenas 22,5% ocupam a zona de banho, calcula-se que o número limite de usuários na zona de uso intensivo é de 6.273 pessoas por dia (Guillaumon *et al.*, 1989). O Plano de Manejo ressalta ainda a necessidade de melhorias no sistema de abastecimento de água, energia elétrica e saneamento básico, além dos meios de fiscalização.

A zona de uso intensivo a que se refere o plano de manejo encontra-se na Enseada das Palmas na face norte da Ilha e é constituída pela Praia do Presídio, incluindo as ruínas, e Praia das Palmas (Fig. 4). Voltada para o continente, essa Enseada é protegida dos ventos e da ação erosiva das correntes e ondas marinhas. A Praia do Engenho, a Piscina Natural e a trilha de acesso estão na zona de uso extensivo. Entretanto, essa área está incluída na região de maior afluxo de turistas (Buchianeri e Folegatti, 2009).

Os levantamentos realizados para avaliação das características da visitação pública no PEIA (Robim, 1999), indicam a necessidade de alteração deste zoneamento, limitação da visitação diária e organização de horários das escunas, devido à concentração dos visitantes nos meses de verão e nos horários entre 10 e 15 horas.

Figura 4. Zoneamento do Parque Estadual da Ilha Anchieta segundo o Plano de Manejo (Guillaumon *et al.*, 1989)

Em 2005, uma portaria do Instituto Florestal (IF - s/n de 22/12/2005) limitou o número de visitantes ao Parque em 1.020 pessoas por dia, estabelecendo que cada escuna que leva os visitantes só poderia fazer uma viagem por dia com sua capacidade máxima. No ano anterior, as escunas faziam de duas a três viagens por dia e a restrição foi motivo de conflito. A justificativa se baseou na falta de infra-estrutura para atendimento ao turista, que estaria resultando em impacto ambiental, constatado em estudo de monitoramento (Robim, 1999). Entretanto, o número de visitantes que chega em embarcações particulares não é controlado.

Com uma área de 828 ha, é a segunda maior ilha do litoral norte do Estado de São Paulo (Vieitas, 1995). Fica a uma distância de 4,3 milhas náuticas (8 km) da marina do Saco da Ribeira, estrutura de apoio ao turismo e à pesca em Ubatuba, e o percurso leva em média 40 minutos em passeios de escuna, um dos roteiros ecoturísticos mais procurados em Ubatuba. Chegando à ilha, cinco trilhas terrestres (Aguiar *et al.*, 2003) em meio a Mata Atlântica e a Restinga levam o visitante a conhecer as ruínas do presídio e da vila civil; a Praia do Engenho e a Piscina Natural; o Saco Grande voltado para mar aberto; a Praia de Palmas e a Praia do Sul onde é possível conhecer o Sr. Joel, pescador artesanal que utiliza o

cercos flutuantes como arte de pesca. Além destas, uma trilha subaquática leva os visitantes a conhecer um costão rochoso rico em biodiversidade marinha (Berchez *et al.*, 2007). Esta última e outras duas trilhas terrestres foram escolhidas para fazer parte do programa Trilhas de São Paulo, uma maneira de incentivar o turismo e educação ambiental em Unidades de Conservação paulistas.

Trabalhos descritivos foram realizados para grupos específicos. Em ambiente terrestre destacam-se estudos sobre a vegetação de restinga (Reis-Duarte *et al.*, 2002; Reis Duarte, 2004), musgos (Peralta, 2005) e pteridófitas (Athayde Filho *et al.*, 2003). Já em ambiente marinho os levantamentos incluem ictiofauna (Cunningham, 1983; Braga, 1984; Matsuura, 1979; Furia, 1996; Rocha, 1997; Saul, 1999), nematofauna (Medeiros, 1997), meiofauna (Medeiros, 1992), moluscos (Oliveira, 1983), crustáceos (Hebling *et al.*, 1994), fitoplâncton (Zillmann, 1990), fauna do sublitoral (Forneris, 1969), capturas do cerco flutuante (Blank, 2002) e fatores físico-químicos (Ambrosio Jr, 1989). Além destes, o mapeamento da comunidade bentônica de substrato consolidado foi realizado em trechos de costões da Enseada das Palmas (Pereira Filho, 2004; Rossi, 2007; Pereira, 2007; Ghilardi, 2007; Ribeiro, 2010).

Além dos trabalhos estritamente biológicos, destacam-se ainda os que abordam o uso recreativo (Robim, 1999), a qualidade da experiência do visitante (Kataoka, 2004) e as atividades de educação ambiental (Pedrini *et al.*, 2008a; Ursi *et al.*, 2009). Apesar do número restrito deste tipo de trabalho em relação aos estritamente biológicos, eles estão aumentando recentemente, o que reflete uma percepção da importância dos estudos em Unidades de Conservação que focam o uso público e a educação ambiental além da conservação da biodiversidade. Para avaliação do impacto ecológico relacionado ao uso público foram realizados estudos nas trilhas terrestres expostas a pisoteio intenso (Carvalho *et al.*, 2000) e na trilha subaquática muito procurada para mergulho livre (Berchez *et al.*, 2005b; Pedrini *et al.*, 2008b).

Piscina Natural e Áreas de Referência

A Piscina Natural, assim como as duas áreas de referência ficam na Enseada das Palmas (Fig. 3). Essa enseada está voltada para o continente e, naturalmente, abrigada das

ondas. A Piscina Natural fica adjacente à Praia do Engenho, apresentando uma variação de 0 a 1 metro de profundidade. Os matacões que a compõem atingem por volta de 3 metros de altura representando uma barreira eficiente contra a ação das ondas. Substrato inconsolidado preenche seu interior com alguns matacões esparsos. A Área de Referência 1 é formada pelos mesmos matacões, porém observados pelo outro lado. Está, portanto, exposta à ação das poucas ondas que atingem a enseada. Além disso, atinge profundidades maiores, entre 2 e 3 metros. Já a Área de Referência 2 fica adjacente à Piscina Natural no sentido Praia de Fora e é formada por matacões menores que permitem uma maior turbulência nas águas desta área. Sua profundidade varia entre 0,5 e 1 metro e possui muitos pequenos matacões submersos preenchendo quase completamente seu fundo, o que colabora para dificultar a visitação nesta área. Apesar das diferenças físicas entre as áreas, elas foram testadas como referência por serem geograficamente próximas e ecologicamente semelhantes. A delimitação das áreas de referência foi feita com base no tamanho delimitado pela Piscina Natural, assim as três áreas possuem 60 metros de comprimento.

Figura 4. Localização da área de estudo (sendo PN=Piscina Natural, R1= Área de Referência 1 e R2=Área de Referência 2) na Enseada das Palmas, Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, São Paulo, Brasil.

Levantamento Fisionômico de Comunidades Bentônicas de Substrato Consolidado

O protocolo a ser utilizado se encaixa no modelo BACI – Before-After-Control-Impact para estudos de avaliação de impacto (Murray *et al.*, 2006). A Piscina Natural (PN: 23°32'7.13"S, 45° 3'43.10"O) corresponde à área de estudo que possivelmente sofre impacto relacionado à visitação. As duas áreas de referência (R1: 23°32'6.81"S, 45° 3'43.98"O e R2: 23°32'6.22"S, 45° 3'43.11"O) foram selecionadas por serem geograficamente próximas e ecologicamente semelhantes, porém pouco sujeitas ao impacto da visitação. Embora a idéia de áreas controle seja discutível para a maioria das situações de estudos de costão rochoso, devido à alta complexidade física e biológica desses ambientes, as áreas de referência foram utilizadas como indicadores da variação temporal naturalmente esperada para aquela área.

Os dados de variação temporal entre as amostragens (dezembro e fevereiro) permitem a comparação entre as áreas (PN, R1 e R2) indicando se há uma variação temporal significativamente maior na Piscina Natural em relação às áreas de referência. Apesar de não poder concluir se essa variação está ou não relacionada ao impacto causado pela visitação, é possível inferir se ocorre alguma influência.

Este desenho amostral associa o estudo de variações espaciais e temporais, sendo interessante para distinguir a variabilidade natural esperada naquele período através das flutuações observadas nas áreas de referência uma consideração importante para estudos de costão rochoso.

O mapeamento foi realizado seguindo a metodologia proposta pelo “Projeto Levantamento Fisionômico de Comunidades Bentônicas de Substrato Consolidado, Biota/FAPESP”. Esse método permite a identificação de padrões visuais, ou heterogeneidade, de comunidades bentônicas de costões rochosos, usando unidades da paisagem, os povoamentos (Berchez *et al.*, 2005b). O trabalho foi executado seguindo duas abordagens:

- I) Determinação dos povoamentos presentes;
- II) Quantificação de seu recobrimento percentual médio a partir de imagens.

Descrição da Abordagem I - Determinação dos povoamentos presentes

A partir de avaliação visual (Dethier *et al*, 1993), foram listados todos os povoamentos presentes na área estudada. Os organismos que não puderam ser identificados no local foram coletados, preservados e levados para identificação em laboratório. A identificação das algas foi feita por especialista baseando-se nas chaves de identificação propostas por Joly (1965) e por Littler & Littler (2000) apenas até gênero. A confirmação foi feita por comparação com o banco de dados Algaebase. Os invertebrados não foram identificados por especialista.

Os dados obtidos foram organizados em uma tabela qualitativa de presença/ausência para comparação de similaridade entre as três diferentes áreas em uma mesma amostragem (Piscina Natural, área de referência 1 e 2) e entre as diferentes amostragens em cada uma das três áreas (dezembro de 2008 e janeiro de 2009). Foi calculado o Índice de Similaridade de Sorensen segundo a fórmula (Legendre e Legendre, 1983):

$$I. S. Sorensen = ((2c)/(a+b+(2c)))$$

Onde:

a = número de povoamento exclusivos da área 1;

b = número de povoamentos exclusivos da área 2;

c = número de povoamentos comuns as áreas 1 e 2.

O Índice de Similaridade de Sorensen representa a probabilidade de sortear uma espécie comum a duas áreas, considerando que elas têm o dobro de chance de serem amostradas do que as espécies que aparecem em apenas uma das áreas. Este índice é qualitativo, pois considera apenas a presença ou ausência de cada povoamento, ou seja, independe do grau de recobrimento, e enfatiza as semelhanças observadas.

Foram produzidos dendrogramas a partir de análise de agrupamento (Cluster Analysis) utilizando o programa MVSP para comparar os dados qualitativos (presença e ausência) das três áreas (Piscina Natural e Áreas de Referência 1 e 2) nas duas amostragens (dezembro de 2008 e janeiro de 2009). Os grupos foram formados com base no Índice de Similaridade de Sorensen, adotando o critério de agrupamento WPGMA (Weighted Pair Group Method with Averaging).

Descrição da Abordagem II – Quantificação do recobrimento percentual médio de cada povoamento a partir de imagens

Imagens fotográficas foram obtidas em cada área de estudo e em cada amostragem, para serem consideradas réplicas (Murray *et al.*, 2006). Foi utilizada câmera digital Canon PowerShot A85, com resolução de 4,0 megapixels, acondicionada em caixa estanque Canon WP-DC30. Métodos fotográficos, além de não-destrutivos, permitem a posterior recuperação dos dados, sendo interessantes para o monitoramento ambiental (Ghilardi, 2007).

Os elementos amostrais foram distribuídos de forma aleatória, sorteando as coordenadas no Excel e relacionando cada ponto com a posição em campo através de um cabo flutuante marcado de metro em metro. O número de elementos amostrais, 20 para médio-litoral e 20 para infra-litoral em cada área estudada, foi idealizado com base nos estudos anteriores para superar a suficiência amostral, apesar desta não ter sido testada. Entretanto, as fotografias que não puderam ser tiradas por motivos técnicos ou estruturais em campo assim como as que não puderam ser analisadas devido à baixa qualidade, turbidez ou movimentação da água no momento da foto, foram descartadas.

Para que os elementos amostrais tivessem sempre o mesmo tamanho, 25 x 35 cm, as fotografias foram tiradas sempre perpendicularmente e a uma mesma distância do costão. Para isso foi utilizado um suporte adaptado a máquina.

O descritor analítico primário foi o recobrimento percentual. Este foi determinado indiretamente a partir de 50 pontos aleatórios nas imagens, número suficiente para uma estimativa confiável, segundo Pereira Filho (2008).

A análise foi realizada em computador através do programa CPCE versão 3.6 (Kohler e Gill, 2006). Os dados obtidos foram inseridos em uma matriz quantitativa de povoamentos versus elemento amostral, que apresenta as porcentagens ocupadas por cada povoamento em cada elemento amostral. Assim, foram obtidas as seis tabelas contendo os valores médios das réplicas para cada povoamento dentro de cada área em cada amostragem.

Para análise desses dados foi utilizado o Índice de Similaridade de Morisita-Horn e o Teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis para comparação da porcentagem média de recobrimento de cada povoamento nas diferentes coletas e nas diferentes áreas. Além disso, as áreas foram comparadas de forma geral para médio-litoral e para infra-litoral em cada amostragem e através do programa MVSP versão 3.12 (Kovach 2001), resultando na obtenção de dendrogramas entre as coletas (dezembro 2008 e janeiro 2009) e entre as áreas (Piscina Natural, Área de Referência 1 e Área de Referência 2).

Resultados

Abordagem I - Caracterização e descrição dos povoamentos com suas espécies dominantes

Foram encontrados 24 povoamentos nas três áreas estudadas. A figura 6 ilustra a distribuição em manchas dos povoamentos na Piscina Natural.

Figura 6. Ilustração da distribuição em manchas dos povoamentos na Piscina Natural do Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba (Ilustração: Alice Miranda Ribeiro Costa).

A Piscina Natural apresentou riqueza intermediária dentre as três áreas estudadas, teve 18 povoamentos observados em dezembro de 2008 e 20 em janeiro de 2009. A Área de Referência 1 apresentou a maior riqueza, com 23 povoamentos em dezembro de 2008 e 22 em janeiro de 2009. Já a Área de Referência 2 teve a menor riqueza, apenas 15 povoamentos em dezembro de 2008 e 16 em janeiro de 2009.

Dos 24 povoamentos encontrados, 12 estão presentes nas duas amostragens realizadas e nas três áreas amostradas. A presença ou ausência de cada povoamento está representada na Tabela 1.

Tabela 1. Povoamentos encontrados na Piscina Natural e nas Áreas de Referência 1 e 2, onde x representa presença, nas coletas de dezembro de 2008 e janeiro de 2009 no Parque Estadual da Ilha Anchieta.

	<i>Piscina Natural</i>		<i>Área de Referência 1</i>		<i>Área de Referência 2</i>	
	Dez 08	Jan 09	Dez 08	Jan 09	Dez 08	Jan 09
Região de <i>Tetraclita</i>	x	x	x	x	x	x
Banco de <i>Chthamallus</i>	x	x	x	x	x	x
Banco de <i>Brachidontes</i>	x	x	x	x	x	x
Tapete de <i>Bostrychia</i>	x	x	x	x	x	x
Banco de <i>Codium</i>	x	x	x	x	x	x
Banco de <i>Colpomenia</i>	x	x	x	x	x	x
Banco de <i>Laurencia</i>	x	x	x	x		x
Banco de <i>Asparagopsis</i>		x	x	x		x
Banco de <i>Caulerpa</i>	x	x	x	x	x	x
Banco de <i>Dichotomaria</i>	x	x	x	x	x	x
Banco de <i>Dictyota cervicornis</i>	x	x	x	x		x
Banco de <i>Dictyota ciliolata</i>		x		x		
Tapete de <i>Ectocarpaceae</i>	x	x	x	x	x	x
Banco de <i>Padina</i>	x		x	x	x	
Banco de <i>Pterocladia</i>			x		x	
Banco de <i>Sargassum</i>	x		x	x	x	
Banco de <i>Tricleocarpa</i>	x	x	x			x
Crosta de <i>Corallinaceae</i>	x	x	x	x	x	x
Tapete de <i>Jania e Amphiroa</i>	x	x	x	x	x	x
Crosta de <i>Porífero</i>	x	x	x	x	x	x
Colônia de <i>Carijoa</i>		x	x	x		
Colônia de <i>Palythoa</i>	x	x	x	x		
Colônia de <i>Schizoporella</i>		x	x	x		
Tapete de <i>Ectoprocta</i>			x	x		

O Índice de Similaridade de Sorensen calculado entre as áreas (Piscina Natural e áreas de referência 1 e 2) para cada amostragem mostrou alta similaridade, sempre acima de 0,79 (Tabela 2). As áreas mais similares em dezembro de 2008 foram a Piscina Natural e a Área de Referência 1, assim como em janeiro de 2009.

Tabela 2. Índice de similaridade de Sorensen entre as áreas (Piscina Natural e as Áreas de Referência 1 e 2) para cada amostragem (dezembro de 2008 e janeiro de 2009) no Parque Estadual da Ilha Anchieta.

		<i>Sorensen</i> <i>((2c)/(a+b+(2c)))</i>
Dezembro/2008	PN/R1	0,88
	PN/R2	0,85
	R1/R2	0,79
Janeiro/2009	PN/R1	0,9
	PN/R2	0,89
	R1/R2	0,79

O Índice de Similaridade calculado entre as coletas de dezembro de 2008 e de janeiro de 2009 para cada uma das áreas mostrou alta similaridade entre as amostragens, acima de 0,75 (Tabela 3). Entre as áreas a que apresentou maior variabilidade entre as amostragens foi a área de referência 2. A Piscina Natural apresentou variabilidade intermediária entre as áreas no período estudado.

Tabela 3. Índice de similaridade de Sorensen entre as amostragens realizadas em dezembro de 2008 e janeiro de 2009 para a Piscina Natural (PN) e as Áreas de Referência 1 e 2 (R1 e R2, respectivamente) no Parque Estadual da Ilha Anchieta.

<i>Dezembro/2008 x Janeiro/2009</i>	<i>Sorensen</i> <i>((2c)/(a+b+(2c)))</i>
PN	0,84
R1	0,93
R2	0,77

O dendrograma resultado da análise de agrupamento dos dados qualitativos (presença e ausência), utilizando o Índice de Similaridade de Morisita-Horn, mostrou que a mais alta similaridade ocorreu entre as duas amostragens realizadas na área de referência 1. Este primeiro grupo foi agrupado com a amostragem realizada na Piscina Natural em janeiro de 2009. Já a amostragem de dezembro de 2008 realizada na Piscina Natural foi agrupada com o obtido em janeiro de 2009 na área de referência 2. A amostragem realizada em dezembro de 2008 na área de referência 2 foi a que apresentou menor similaridade com os outros grupos (Fig. 7).

Figura 7. Dendrograma relativo aos dados coletados em Dezembro de 2008 (D08) e em janeiro de 2009 (J09) na Piscina Natural (PN) e nas Áreas de Referência 1 e 2 (R1 e R2 respectivamente). O dendrograma foi originado a partir de análise de agrupamento (Cluster Analysis) utilizando o programa MVSP e evidencia grupos formados com base no Índice de Similaridade de Sorensen. Foi adotado o critério de agrupamento WPGMA (Weighted Pair Group Method with Averaging).

Abordagem II - Quantificação do recobrimento percentual médio de cada povoamento a partir de imagens

Os dados obtidos da percentagem de recobrimento de cada povoamento nas três áreas, foram separados em médio-litoral (Fig. 8) e infra-litoral (Fig. 9), para facilitar a visualização. Foram considerados apenas os povoamentos que apresentaram média de recobrimento maior que 10% em pelo menos uma amostragem.

Descrição das áreas em dezembro de 2008

Entre os povoamentos encontrados no médio-litoral, Banco de *Chthamallus* foi o que apresentou o maior recobrimento percentual nas três áreas estudadas (Piscina Natural: 58,61%; Área de Referência 1: 37,12% e Área de Referência 2: 51,54%). Na Piscina Natural foi observado ainda Banco de *Brachidontes* (26,67%) e Banco de *Bostrychia* (14,72%). A Área de Referência 1, apresentou o mais alto recobrimento percentual do povoamento Banco de *Tetraclita* (34,51%) e Tapete de Ectocarpaceae (16,49%), seguido por Banco de *Brachidontes* (11,88%). Já a área de Referência 2 apresentou Banco de *Chthamallus* seguido por Banco de *Brachidontes* (21,47%) e Tapete de *Bostrychia* (14,49%).

No infra-litoral as três áreas estudadas apresentaram o povoamento Tapete de *Jania* e *Amphiroa* com o maior recobrimento percentual. Na Piscina Natural, o Tapete de *Jania* e *Amphiroa* (47,80%), foi seguido por Colônia de *Palythoa* (17,62%) e Crosta de Coralinaceae (14,10%). Na Área de Referência 1, com Tapete de *Jania* e *Amphiroa* (67,85%), aparece Banco de *Schizoporella* (10,15%), povoamento que não apareceu em nenhuma das outras áreas. Já a Área de Referência 2 o Tapete de *Jania* e *Amphiroa* (60,69%) foi seguido por Banco de *Dichotomaria* (10,35%).

O teste estatístico de Kruskal-Wallis mostrou que nesta amostragem houve diferença significativa (considerando $\alpha = 0,05$) entre a Piscina Natural e a Área de Referência 1 para os povoamentos Banco de *Bostrychia* ($p = 0,006$), Região de *Tetraclita* ($p = 0,005$), Banco de Ectocarpaceae ($p = 0,004$), Colônia de *Palythoa* ($p = 0,036$), Colônia de *Schizoporella* ($p = 0,005$). Já entre a Piscina Natural e a Área de Referência 2 houve

diferença significativa apenas para os povoamentos Banco de *Dichotomaria* ($p = 0,014$) e Colônia de *Palythoa* ($p = 0,006$).

Descrição das áreas em Janeiro de 2009

No médio-litoral, a Piscina Natural apresentou predominância de Banco de *Chthamallus* (46,60%), seguido por Banco de *Bostrychia* (31,40%) e Banco de *Brachidontes* (21,60%). A Área de Referência 1 apresentou Banco de *Chthamallus* (34,90%), Banco de *Tetraclita* (36,24%) e Banco de *Brachidontes* (28,86%). Já a Área de Referência 2 apresentou Banco de *Chthamallus* (41,27%), Banco de *Bostrychia* (22,57%), Banco de *Brachidontes* (16,38%) e Região de *Tetraclita* (14,71%).

No infra-litoral, a Piscina Natural apresentou os povoamentos Tapete de *Jania* e *Amphiroa* (59,67%) e Banco de *Sargassum* (10,17%). A Área de Referência 1, apresentou Tapete de *Jania* e *Amphiroa* (75,58%) e Banco de *Sargassum* (10,75%). Já a Área de Referência 2 apresentou Tapete de *Jania* e *Amphiroa* (47,77%), Crosta de Corallinaceae (30,58%) e Banco de *Sargassum* (14,42%).

Para essa amostragem, o teste de Kruskal-Wallis mostrou que houve diferença significativa entre a Piscina Natural e a Área de Referência 1 para os povoamentos Banco de *Bostrychia* ($p = 0,0005$), Banco de *Brachidontes* ($p = 0,0004$), Região de *Tetraclita* (0,04) e Tapete de *Jania* e *Amphiroa* ($p = 0,005$). Já entre a Piscina Natural e a Área de Referência 2, apresentaram diferença significativa apenas os povoamentos Região de *Tetraclita* ($p = 0,006$) e Crosta de Corallinaceae ($p = 0,004$).

Comparação entre as diferentes amostragens para cada área

O teste estatístico de Kruskal-Wallis mostrou que não houve diferença significativa (considerando $\alpha = 0,05$) entre as amostragens de dezembro de 2008 e janeiro de 2009 na Piscina Natural para nenhum dos povoamentos. A Área de Referência 1 apresentou diferença significativa entre as amostragens apenas para os povoamentos Banco de Ectocarpaceae ($p = 0,000005$), Banco de *Brachidontes* ($p = 0,000004$) e Banco de *Sargassum* ($p = 0,011$). Já na Área de Referência 2, o único povoamento que apresentou diferença significativa entre as amostragens foi Crosta de Corallinaceae ($p = 0,03$).

Figura 8. Porcentagem de recobrimento de cada povoamento de médio-litoral na Piscina Natural (PN) e nas Áreas de Referência 1 e 2 (R1 e R2, respectivamente) nas amostragens de dezembro de 2008 (Dez08) e Janeiro de 2009 (Jan09) no Parque Estadual da Ilha Anchieta. Foram considerados apenas os povoamentos que apresentaram média de recobrimento maior que 10% em pelo menos uma amostragem. As letras a, b e c indicam se a diferença foi significativa nos resultados do teste de Kruskal-Wallis (letras diferentes onde houve diferença significativa).

Figura 9. Porcentagem de recobrimento de cada povoamento de infra-litoral na Piscina Natural (PN) e nas Áreas de Referência 1 e 2 (R1 e R2, respectivamente) nas amostragens de dezembro de 2008 (Dez08) e janeiro de 2009 (Jan09) no Parque Estadual da Ilha Anchieta. Foram considerados apenas os povoamentos que apresentaram média de recobrimento maior que 10% em pelo menos uma amostragem. As letras a, b e c indicam se a diferença foi significativa nos resultados do teste de Kruskal-Wallis.

O Índice de Similaridade de Morisita-Horn calculado entre as diferentes amostragens e entre as diferentes áreas a partir de análise de agrupamento (Fig. 10) mostrou que as duas amostragens realizadas nas três áreas estudadas foram agrupadas com alta similaridade ($> 0,82$). A Área de Referência 1 apresentou alta similaridade entre as amostragens de dezembro de 2008 e janeiro de 2009. Já a Área de Referência 2 em dezembro de 2008 foi agrupada com a Piscina Natural em janeiro de 2009 e este grupo com a Piscina Natural em dezembro de 2008.

Figura 10. Dendrograma relativo aos dados coletados em Dezembro de 2008 (Dez08) e em janeiro de 2009 (Jan09) na Piscina Natural (PN) e nas Áreas de Referência 1 e 2. O dendrograma foi originado a partir de análise de agrupamento (Cluster Analysis) utilizando o programa MVSP e evidencia grupos formados com base no Índice de Similaridade de Morisita-Horn. Foi adotado o critério de agrupamento WPGMA (Weighted Pair Group Method with Averaging).

Discussão

Os 24 povoamentos observados neste trabalho já haviam sido encontrados na Enseada das Palmas (Pereira Filho, 2004; Rossi, 2007; Ghilardi, 2007; Pereira, 2007; Ribeiro, 2010), corroborando a hipótese de semelhança entre os costões desta enseada (Fig. 11).

Figura 11. Localização dos trechos de costão da enseada das Palmas descritos utilizando o Levantamento Fisionômico de Comunidades Bentônicas de Substrato Consolidado, Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, São Paulo.

Considerando as três áreas estudadas conjuntamente (PN, R1 e R2), a riqueza encontrada foi maior apenas que a observada por Pereira Filho (2004) no médio-litoral do costão oeste da mesma enseada, que inclui 23 povoamentos. Todos os outros tiveram

riqueza maior ou igual. No costão leste desta enseada, 32 povoamentos foram encontrados por Rossi (2007) no médio-litoral, 31 encontrados por Ghilardi (2007) e 24 encontrados por Ribeiro (2010) ambos no infra-litoral. Já no costão oeste foi encontrada a maior riqueza por Pereira (2007) contando com 64 povoamentos. Esses dados podem ser comparados, pois utilizaram a mesma metodologia proposta por Berchez (2005).

Entretanto é preciso cuidado para tirar conclusões, pois a unidade operacional e a escala de estudos adequada vêm sendo aprimoradas para que a aquisição de dados se torne mais objetiva. Apesar de Pereira Filho *et al.* (2008) afirmarem que há precisão nas análises quantitativas realizadas por diferentes pesquisadores, assim como em diferentes análises realizadas pelo mesmo pesquisador, para as análises qualitativas podem haver diferenças significativas entre diferentes pesquisadores.

Um exemplo ocorreu neste trabalho que uniu em um único povoamento, todas as Crostas formadas por diferentes espécies de poríferos, enquanto separou em dois povoamentos o Banco de *Dictyota*. Assim como no caso dos grupos morfofuncionais (Steneck e Dethier, 1994), agrupa-se organismos de semelhantes formas com semelhantes funções ecológicas, para atingir o objetivo proposto pelo método de ganhar velocidade nas amostragens possibilitando o conhecimento de áreas maiores com menor esforço amostral. Os povoamentos Banco de *Dictyota cervicornis* e Banco de *Dictyota ciliolata*, pelo contrário, estavam inseridos em Banco de *Dictyota* e foram separados em dois neste trabalho porque o segundo apareceu apenas na amostragem de janeiro de 2009 e possivelmente sugeriria uma diferença de habitat.

Outro exemplo característico ocorreu no trabalho de Pereira (2010), que descreveu como povoamentos distintos Tapete de *Jania* e *Amphiroa* com *Centroceras*, Tapete de *Jania* e *Amphiroa* com Ectocarpales e Tapete de *Jania* e *Amphiroa* com *Wrangelia*, sendo que todos eles estariam sendo considerados como um único povoamento nos outros trabalhos, Tapete de *Jania* e *Amphiroa*. Essa subjetividade também ocorre em outros métodos como na definição de espécies indicadoras, por exemplo, que depende do julgamento do pesquisador (Dauvin *et al.*, 2010).

Além da subjetividade intrínseca ao método, que vêm sendo aprimorado para aumentar a objetividade, outro fator deve ser considerado na comparação entre os

resultados obtidos nos diferentes trabalhos, o tamanho da área de estudo. Pereira Filho (2004) e Pereira (2007) estudaram 750 metros do costão oeste, Ghilardi (2007) e Rossi (2007) estudaram 250 metros do costão leste e Ribeiro (2010) estudou 650 metros de outro trecho do costão leste. O presente trabalho estudou três áreas de 60 metros cada, totalizando 180 metros estudados, sendo o único a incluir o médio e o infra-litoral no mesmo trabalho.

Segundo Murray *et al.* (2006) podem ocorrer consideráveis variações espaciais e temporais na distribuição e na abundância das espécies presentes em ambientes de costão rochoso, assim como na estrutura da população, mesmo na ausência de distúrbios externos.

Entretanto, diferentemente do que ocorre com as espécies e populações, poucos povoamentos dominantes compõem a estrutura da paisagem dos costões rochosos (Ghilardi, 2007). Os povoamentos são unidades operacionais mais estáveis e, assim como os grupos morfofuncionais, apresentam menor variação tanto espacial quanto temporal em relação às espécies (Steneck e Dethier, 1994), conforme pode ser observado pela alta similaridade entre os povoamentos encontrados nos diferentes trechos estudados e nas diferentes estações, verão e inverno. Essa é uma importante vantagem do método, que além de possibilitar o mapeamento de maiores áreas de costões em tempo reduzido (Guilardi *et al.*, 2008), permite o reconhecimento de padrões mais constantes espacial e temporalmente. Essa característica se torna especialmente interessante em estudos de avaliação de impacto ecológico que assumem a dificuldade de diferenciar variações naturais de variações causadas por impacto antrópico (Sanchez, 2006).

Para Ribeiro (2010), no infra-litoral os povoamentos distribuídos com maior frequência tanto no inverno quanto no verão foram: Colônia de *Palythoa*, Tapete de *Amphiroa* e *Jania*, Crosta de Corallinaceae, Tapete de Ectoprocta e Tapete de *Falkenbergia*. O maior recobrimento percentual, tanto no inverno como no verão, foi de Colônia de *Palythoa*, Banco de *Dichotomaria*, Tapete de *Amphiroa* e *Jania*, Tapete de Ectoprocta e Região de Substrato Inconsolidado. Ghilardi (2007) também registrou dominância de Tapete de *Amphiroa* e *Jania* e Tapete de Ectoprocta, além de Banco de *Sargassum*. Já para Pereira (2007) além do Tapete de *Amphiroa* e *Jania* houve dominância de Colônia de *Palythoa*. No presente trabalho, assim como nos outros três foi observada a dominância de Tapete de *Amphiroa* e *Jania* nas duas amostragens realizadas e nas três

áreas estudadas, o que mostra que apesar da Piscina Natural ser a área mais visitada na região, esse padrão não foi alterado.

As algas dos gêneros *Amphiroa* e *Jania* são relatadas como sendo importantes na composição de comunidades infralitorâneas por outros autores em diferentes locais do país (Eston *et al.*, 1986; Villaça & Pitombo, 1997; Costa Jr. *et al.*, 2002 e Figueiredo *et al.*, 2004) e junto com algas do gênero *Sargassum* formam padrões visuais nos costões do litoral norte paulista (Oliveira Filho & Paula, 1983). No estado do Rio de Janeiro, uma extensão geográfica dos costões paulistas, foram registrados alguns padrões semelhantes como Corallinaceae em Cabo Frio (Villaça *et al.*, 2008), e *Palythoa* em Parati (Figueiredo *et al.* 2004), em Búzios (Oigman-Pszczol *et al.*, 2004) e na Ilha Grande (Castro *et al.*, 1995). Apesar destes autores não utilizarem os povoamentos como unidade amostral, podemos inferir uma relação entre as espécies descritas e os povoamentos relacionados.

Comparação entre áreas e amostragens

A alta similaridade entre a Piscina Natural e as duas áreas de referência na amostragem de dezembro de 2008, indica que as áreas podem ser consideradas como referência para avaliar a variação temporal natural entre esta e a amostragem de janeiro de 2009, corroborando a hipótese inicial. Apesar de a similaridade ter sido maior entre a Piscina Natural e a Área de Referência 2, mesmo para Área de Referência 1 esta similaridade está acima de 80%.

Já era esperado que a variação temporal natural fosse muito pequena entre as amostragens realizadas nesse trabalho, ambas no verão, pois as diferenças entre verão e inverno encontradas nos outros trabalhos realizados na mesma Enseada foram pequenas (Rossi, 2007; Ghilardi, 2007; Ribeiro, 2010). No costão oeste, por exemplo, Ribeiro (2010) encontrou Banco de *Dictyota* e Banco de *Sargassum* apenas no verão, Tapete de Diatomacea apenas no inverno. Os demais povoamentos dominantes ocorreram em ambas estações do ano em quantidades significativamente iguais, mostrando que este padrão visual é consistente na escala temporal de um semestre (Ribeiro, 2010).

Apesar de este trabalho ter comparado duas amostragens em uma mesma estação do ano, o que a princípio diminuiria ainda mais as chances de mudança significativa, ele foi

intercalado pela fase de maior visitação na Piscina Natural, justamente a área que recebe maior visitação em todo o Parque. Assim, se uma mudança significativa tivesse sido observada na Piscina Natural e não nas áreas de referência, conforme esperado, isso indicaria um provável impacto em função da visitação. Entretanto essa hipótese não foi corroborada pelos dados. Pelo contrário, analisando estatisticamente o recobrimento de cada um dos povoamentos separadamente, foram as áreas de referência que apresentaram diferença significativa. Foram três povoamentos na Área de Referência 1 e um povoamento na Área de Referência 2, enquanto nenhum povoamento teve variação significativa na Piscina Natural.

Assim, para a análise de cada área separadamente incluindo todos os povoamentos, não houve diferença significativa entre as coletas de dezembro de 2008 e janeiro de 2009, inclusive para a Piscina Natural. Trabalhos recentes que compararam áreas de referência com locais onde ocorre coleta de animais (Barnes, 2010) ou pesca de arrasto (Williams *et al.*, 2010) encontraram o mesmo resultado, não houve diferença significativa entre as áreas, exceto para poucos táxons.

No presente estudo, duas explicações podem ser sugeridas para explicar o observado: 1) A visitação não está causando impacto na comunidade bentônica de substrato consolidado desta área, considerando o método utilizado; 2) O impacto causado pela visitação não pode ser mensurado através desta metodologia. As duas explicações são abordadas a seguir.

A visitação não está causando impacto na comunidade bentônica de substrato consolidado desta área, considerando o método utilizado

Esse resultado poderia estar relacionado a um possível impacto anterior que já alterou a comunidade, permanecendo apenas aqueles povoamentos resistentes a esse tipo de impacto. Locais sujeitos a altos níveis de visitantes e atividades exploratórias podem apresentar reduzida abundância de espécies vulneráveis e elevada abundância de espécies oportunistas ou resistentes ao impacto (Brosnam and Crumrine, 1994; Addessi, 1995; Murray *et al.*, 1999). Neste caso, não seria observada nenhuma variação significativa durante o período estudado.

Entretanto, a semelhança da Piscina Natural com as Áreas de Referência 1 e 2, assim como com os outros costões da mesma Enseada estudados por Ghilardi (2008) e Ribeiro (2010), indicam que a alta taxa de visitação que ocorre especificamente na Piscina Natural não seria responsável por alterar a comunidade estudada mais que os impactos causados por fatores ambientais naturais, como hidrodinamismo e herbivoria, por exemplo.

Segundo Cvitanovic e Hoey (2010), as taxas de herbivoria apresentam uma relação direta com a estrutura da comunidade bentônica, em particular a cobertura de corais e macroalgas. Embora seja difícil determinar se essas relações estão relacionadas à disponibilidade de recursos alimentares ou a complexidade estrutural do substrato, elas destacam a influência potencial da composição bentônica em processos ecológicos (Cvitanovic e Hoey, 2010). As alterações observadas em alguns dos povoamentos compostos por macroalgas podem estar relacionadas à alteração na pressão de herbivoria devido à grande quantidade de alimentação oferecida aos peixes pelos visitantes, por exemplo (Pedrini *et al*, 2007).

Outra possibilidade seria a grande resistência desta comunidade, considerada como a capacidade de um sistema absorver mudanças e ainda assim persistir (Sánchez, 2006). É importante ressaltar que apenas a comunidade bentônica de substrato consolidado foi estudada, portanto as conclusões não podem ser extrapoladas para a comunidade de substrato inconsolidado, nem para os organismos nectônicos ou planctônicos.

Nesse caso, a limitação do número de visitantes pode ter contribuído para a conservação deste ambiente, apesar dos estudos de capacidade de carga não terem sido baseados neste ecossistema. Robim (1999), estudando as características do uso recreativo e a capacidade de manejo do PEIA em relação à capacidade de carga da Trilha da Praia do Sul, considerou a necessidade de limitação da visitação e ampliação da infra-estrutura, incluindo contratação de pessoal.

O conceito de capacidade de carga para áreas naturais é controverso e incita muitas discussões (Cole e Carlson, 2010). É preciso levar em conta não apenas as características físicas e bióticas que mantenham o equilíbrio ecológico do ambiente natural, mas também as características sociais, econômicas e culturais importantes nas relações entre homem e meio (Sánchez, 2006).

No entanto, há situações em que o desenvolvimento de uma estimativa numérica da capacidade é importante mesmo que sua determinação não leve em conta todos os fatores necessários (Cole e Carlson, 2010). O número escolhido para o limite do PEIA, 1020 pessoas por dia, foi determinado a partir da capacidade máxima das escunas. Essa limitação ponderou a necessidade de conservação e a relevância econômica do turismo para a região. É preciso ressaltar que a conservação dos ecossistemas é importante também para a manutenção da própria atividade turística.

A região onde se encontra a Piscina Natural foi enquadrada por Guillaumon (1989) na Zona de Uso Extensivo, Robim (1999) sugeriu que mudasse para Zona Intangível, uma vez que esse ambiente não seria propício para o uso recreativo. Este trabalho indica que, apesar de ser uma das áreas de maior afluxo de turistas (Buchianeri e Folegatti, 2009), não tem apresentado variações significativas na comunidade bentônica de substrato consolidado.

Segundo Underwood (2009) populações geralmente persistem apesar das variações ambientais. Existem diferenças entre as populações na resposta à perturbação e na taxa de recuperação após o impacto. Perturbação é definida aqui como a condição ambiental que reduz a sobrevivência, enquanto impacto é definido como a alteração ocorrida na população em função da perturbação. O tempo, a magnitude e a ordem das perturbações podem causar diferentes reações das populações, assim como a sinergia entre simultâneas ou sucessivas perturbações. Por isso é necessário distinguir entre perturbações ambientais que não causam alteração na população e fenômenos que provocam uma resposta. O monitoramento pode medir a alteração resultante dessa resposta, mas não pode prever o impacto potencial da maioria das perturbações ambientais (Underwood, 2009). Assim, não podemos afirmar que não está havendo perturbação, mas a comunidade não tem apresentado resposta passível de ser identificada através deste método e com a resolução utilizada neste trabalho.

O impacto causado pela visitação não pode ser mensurado através deste método

Sánchez (2006) considera que as ações humanas podem causar impactos ambientais através de aspectos ou efeitos ambientais. Nesse caso, os impactos ambientais incluem as

alterações positivas ou negativas dos processos naturais, enquanto os aspectos ou efeitos ambientais seriam os mecanismos ou interfaces entre a causa e sua consequência. Neste estudo, por exemplo, poderíamos ter uma ação humana, como o pisoteamento dos povoamentos, provocando um efeito, como a morte de indivíduos, que não é observada como um impacto negativo, porque o recobrimento do povoamento não é reduzido.

Para que um impacto antrópico seja identificado é necessário que as variações causadas sejam maiores que as variações que ocorreriam naturalmente (Lewis, 1976; Gray, 1980; Underwood, 1989). Assim, é fundamental o conhecimento prévio do ecossistema e de suas variações naturais (sazonais ou não).

Os ambientes de costão rochoso são pouco conhecidos. Segundo Ghilardi *et al.*, (2008) a maior parte dos estudos baseia-se na identificação de espécies utilizando elementos dispostos em transecções em suas amostragens. Esses dados, embora detalhados, exigem alto esforço amostral e não podem ser extrapolados para toda a área de estudo. Abordagens rápidas associadas a amostragem aleatória são alternativas para aumentar a área amostrada e consequentemente o conhecimento sobre este ambiente (Ghilardi *et al.*, 2008).

Especialmente em estudos de impacto, que em geral são realizados por consultores não especialistas em taxonomia de espécies, é necessário utilizar métodos que avaliem o estado ecológico do ecossistema ao invés de fazer uma listagem de espécies presentes (Dauvin *et al.*, 2010). A dificuldade de identificar as espécies em campo para estudos de impacto, que envolvem diversos grupos taxonômicos, leva à necessidade de usar categorias taxonômicas mais altas, como gênero ou família, ou mesmo outras características como longevidade, tipo de reprodução, tipo de alimentação ou mobilidade (Dauvin *et al.*, 2010).

Segundo Dauvin *et al.* (2010) a maior parte dos estudos de ecossistemas bentônicos utiliza grupos ecológicos previamente definidos e determina suas proporções na comunidade, comparando com uma condição de referência que pode incluir a estrutura da comunidade, a composição trófica e indicadores de poluição. Entretanto, essas classificações estão associadas à poluição por esgoto, que levam ao aumento de matéria orgânica na água e não são válidas para outras perturbações (Dauvin *et al.*, 2010), como por exemplo os aspectos associados à visitação.

A importância da aplicação da ecologia da paisagem no planejamento e gestão de recursos naturais é apontada por diversos autores (Robim, 1999). Zajac (2007) afirma a necessidade de estudar as paisagens, incluindo o desenvolvimento de tecnologias e abordagens analíticas para mapear e quantificar a paisagem bentônica do fundo do mar, possibilitando integrar a ecologia bêmica à teoria geral da ecologia da paisagem.

Esse é o objetivo do método Levantamento Fisionômico. Utilizando povoamentos como unidade amostral, na prática, são amostradas associações de espécies ou colônias de indivíduos que ocorrem de forma recorrente, recobrando porções significativas do substrato. As mesmas associações que ocorrem entre espécies em um lugar podem ocorrer em outro com condições semelhantes (Begon *et al.*, 2006). Com isso é possível amostrar grandes áreas com a rapidez necessária, apesar de menos detalhadamente.

Por serem mais estáveis, os povoamentos apresentam menor variação espacial e temporal natural. Da mesma forma, é necessária uma perturbação significativa para resultar em variação que possa ser identificada nesses povoamentos, relacionada à variação das espécies dominantes ou estruturadoras de habitat (Fraschetti *et al.*, 2008).

O teste estatístico se baseia em encontrar diferenças entre grupos maiores que as diferenças encontradas dentro de um mesmo grupo (Magalhães, 2005). Portanto, a análise é influenciada pela alta variabilidade de recobrimento de cada povoamento inferida a partir de fotos que representam cada área. Cada fotografia exibe apenas um recorte do costão onde poucos povoamentos, ou mesmo um único, podem estar presentes. Nesse caso, enquanto um povoamento recobre 90% ou 100% de uma foto, na foto seguinte podemos observar a situação inversa, em que o mesmo povoamento tem agora 10% ou mesmo 0%. Assim, a alta variação entre as amostras dificulta a delimitação de variação significativa entre áreas ou entre amostragens diferentes. Uma sugestão para minimizar este problema seria usar elementos amostrais maiores.

Além disso, os testes não paramétricos possuem menos capacidade de detectar diferenças que os testes paramétricos (Magalhães, 2005). Entretanto, como os dados não seguem os pressupostos, como padrão de distribuição Normal e homogeneidade de variâncias entre os grupos (homocedasticidade), os testes paramétricos não podem ser

utilizados. Nesse caso, para diminuir a probabilidade de erro do teste seria necessário aumentar o tamanho da amostra (Magalhães, 2005).

Outra sugestão interessante seria acompanhar a comunidade por mais tempo e aumentar a resolução do método. Além disso, seria importante testar a suficiência amostral, separar os dados de médio e infra-litoral, anotar dados observados e não incluídos nas amostras como, por exemplo, povoamentos mortos e principalmente utilizar análises multivariadas que seriam mais adequadas, como por exemplo, MDS e ANOSIM, substituindo as análises quantitativas utilizadas. As análises multivariadas permitiriam um teste mais robusto da hipótese.

O fato de não ter sido observada mudança estatisticamente significativa nas áreas como um todo entre as duas amostragens realizadas não indica que não houve variação em nenhum povoamento, pois apenas os dominantes foram analisados. Sugere apenas que os padrões visuais não foram alterados, mas um dos povoamentos menores podem ter sofrido impacto, assim como algumas espécies sensíveis que não aparecem como dominantes nos povoamentos podem ter sofrido impacto sem ter sido observada. Entretanto, para uma análise mais detalhada que incluísse a identificação de todas as espécies presentes, seria necessário maior tempo e esforço amostral. Uma sugestão seria considerar na análise os povoamentos menores e/ou mais sensíveis.

Por outro lado, mesmo no caso de ser verificada uma variação significativa na área estudada, isso mostraria apenas que as variáveis medidas não acompanham a variação ocorrida nas áreas de referência (Osenberg e Schmitt, 1996). Entretanto, as variações poderiam ser atribuídas a outros fatores além do impacto relacionado à visitação (Hurlbert, 1984).

Segundo Dauvin *et al.* (2010), o interesse na utilização de indicadores bentônicos para avaliar ambientes marinhos aumentou muito depois de um período bastante longo de relativa estagnação, devido ao interesse em melhorar as condições para o desenvolvimento de atividades recreativas e de cultivo de frutos do mar. Uma das principais vantagens seria a pequena mobilidade dos organismos que não podem se deslocar para evitar o impacto (Borja *et al.*, 2008). Muitos trabalhos sobre este assunto foram desenvolvidos, usando termos diferentes e gerando uma discussão sobre a subjetividade e a objetividade

envolvidas na utilização desses indicadores bentônicos (Dauvin *et al.*, 2010). Os autores recomendam o pragmatismo e a utilização de métodos simples para que as pesquisas de avaliação de impacto na comunidade bentônica possam ser realizados não apenas por especialistas, lembrando que é necessário adaptar os indicadores para as condições locais.

Essa foi a ideia inicial deste trabalho, o primeiro que se propôs a fazer uma avaliação de impacto utilizando o Levantamento Fisionômico de Comunidades Bentônicas de Substrato Consolidado. Entretanto, são necessários mais estudos para adaptar o método a esse objetivo.

É importante considerar também, além dos indicadores de impacto na comunidade biótica, os resultados obtidos a partir da experiência de lazer e educação ambiental vivenciada pelos visitantes. Esta pode proporcionar uma mudança de atitude e comportamento em relação à conservação ambiental não restrita a essa Unidade de Conservação.

Piscinas Naturais como a do Parque Estadual da Ilha Anchieta são frequentemente foco de interesse para a visitação pública, pois possuem grande apelo estético aliado a facilidade de acesso e segurança, proporcionando grande potencial para a educação ambiental. Essas atividades podem ajudar a prevenir ou melhorar muitos problemas de saúde e aspectos psicológicos (Lloret, 2010), além de favorecer o desenvolvimento de uma consciência ecológica. Experiências positivas em ambientes naturais aparecem com frequência em histórias de vida de pessoas que possuem algum nível de comprometimento com as questões ambientais (Soares, 1998; Vasconcellos, 2000).

Entretanto, as atividades de recreação podem causar impactos negativos alterando a riqueza e abundância de espécies presentes nessas áreas (Lloret, 2010), o que resultaria em prejuízo de seu próprio potencial. São grandes os desafios que a gestão costeira enfrenta para reduzir os impactos de todas as atividades humanas sobre os ecossistemas marinhos, principalmente a sinergia entre múltiplos fatores, buscando o equilíbrio na utilização sustentável dos oceanos e a manutenção dos serviços essenciais que prestam (Sodhi e Ehrlich, 2010).

No Parque Estadual da Ilha Anchieta, Kataoka (2004) afirma que é necessário controlar o número de pessoas que chegam à região da Piscina Natural, para evitar

aglomeração devido à grande visitação, que além de prejudicar o ecossistema, prejudica também a qualidade da experiência do visitante. Entretanto, a quantidade de impactos negativos em uma área pode estar mais ligada ao comportamento dos visitantes do que propriamente ao número de visitantes (Takahashi, 1998; Hammitt & Cole, 1998).

Por isso é essencial que sejam feitos mais estudos para entender melhor os impactos causados pela visitação, as possibilidades de minimizá-los e, principalmente, conservá-los da melhor forma para possibilitar o desenvolvimento do lazer e da educação ambiental, favorecendo assim a conservação não apenas deste, mas também de outros ecossistemas.

Referências Bibliográficas

- Aguiar, C.R.; Dal Poz W.R.; Silva, M.A.O.; Furlanetti, T.L.R.; Menossi, R.C.; Decanini, M.M.S.; Camargo, P.O. (2003). Mapeamento das Trilhas Ecoturísticas e Integração de Dados Geográficos do Parque Estadual da Ilha Anchieta. Congresso Brasileiro de Cartografia.
- Airolidi, L. (2003). The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanography and Marine Biology*, 41:161-236.
- Airolidi, L.; Cinelli, F. (1997). Effects of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental study from a Mediterranean rocky shore. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 215:269-288.
- Barnes R. S. K. (2010). Spatial variation in abundance and diversity of the smaller surface and near-surface eelgrass-associated intertidal macrobenthos within a warm-temperate estuarine bay in the Garden Route National Park, RSA. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 20 (7): 762-772.
- Begon, M.; Townsend, C.R.; Harper, J.L. (2006). *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4ª edição. Blackwell Publishing.
- Berchez, F.; Rosso, S.; Ghilardi, N.P.; Fujii, M.T.; Hadel, V. (2005a). Characterization of hard bottom marine benthic communities: the physiognomic approach as an alternative to traditional methodologies. In: Sociedade Brasileira de Ficologia (Org). *Formação de Ficólogos: um compromisso com a sustentabilidade dos recursos aquáticos*. Rio de Janeiro. Museu Nacional. Série Livros 10, p 207-220.

- Berchez, F., Carvalho, F., Robim, M.J. (2005b). Underwater interpretative Trail – guidance in improve education and decrease ecological damage. *International Journal of Environment and Sustainable Development*. 4.(2): 128-139.
- Berchez, F.; Ghilardi, N.; Robim, M.J.; Pedrini, A.; Hadel, V.F.; Fluckiger, G.; Simões, M.; Mazzaro, R.; Klausener, C.; Sanches, C.; Bepalec, P. (2007). Projeto Trilha Subaquática – Sugestão de diretrizes para a criação de modelos de educação ambiental para os ecossistemas marinhos. *OLAM – Ciência & Tecnologia*. Rio Claro, 7 (3): 181-209.
- Borja, A.; Bricker, S.B.; Dauer, D.M.; Demetriades, N.T.; Ferreira, J.G.; Forbes, A.T.; Hutchings, X.; Jia, P.; Kenchington, R.; Marques, J.C.; Zhu, C. (2008). Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1519–1537.
- Brasil (1983) Leis, decretos etc. - Portaria N056, de 10 de Novembro de 1983. Ministério da Agricultura - Superintendência do Desenvolvimento da Pesca – SUDEPE.
- Buchianeri, V.; Folegatti, H. (2009). Programa de turismo ambiental “Verão Floresta e Mar 2009”. Relatório de atividades. Ubatuba.
- Carvalho, J.; Robim, M.J.; Starzynski, R; Azevedo, M. (2000). A influência do pisoteio em algumas propriedades físicas do solo na trilha da praia do sul do Parque Estadual da Ilha Anchieta. In: II CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO. Anais... Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação; Fundação O Boticário, vol. II.
- Cole, D.; Carlson, T. (2010). Numerical visitor capacity: a guide to its use in wilderness. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-247. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 20 p.

- Connel, J.H.; Keough, M.J. (1985). Disturbance and patch dynamics of subtidal marine animals on hard substrata. In: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. (Eds). The ecology of natural disturbance and patch dynamics. London: Academic Press. p 125-151.
- Creed, J.C., Amado Filho, G.M. (1999). Disturbance and recovery of the macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in the Abrolhos marine National Park, Brazil: an experimental evaluation of anchor damage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 235: 285-306.
- Dauvin, J.C.; Bellan, G.; Santini, D.B. (2010). Benthic indicators: From subjectivity to objectivity – Where is the line? *Marine Pollution Bulletin* 60 (7): 947-953.
- 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*. Halstenbek, 96: 93-100.
- Diegues, A.C. (1996). *Ecologia Humana e Planejamento em Áreas Costeiras*. São Paulo: NUPAUB-USP, 191p.
- Diegues, A.C., (2004). A mudança como modelo cultural: o caso da cultura caiçara e a urbanização. *Enciclopédia Caiçara, Volume I: O Olhar do Pesquisador*. São Paulo: Hucitec. Núcleo de Apoio à Pesquisa sobre Populações Humanas e Área Úmidas Brasileiras, USP.
- Ferreira, B.P.; Maida, M. (2006). *Monitoramento dos Recifes de Coral do Brasil; Situação Atual e Perspectivas*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 90 p.
- 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*. Amsterdam. 146: 193-203.

- Fraschetti, S.; Terlizzi, A.; Boero, F. (2008). How many habitats are there in the sea (and where)? *Journal of experimental Marine Biology and Ecology* 366:109-115.
- Ghilardi, N.P.; Pereira Filho, G.H.; Berchez, F. (2008). Current knowledge status of the ecology of hard bottom benthic communities in Brazil and the need for new approaches. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (2): 197-205.
- Ghilardi, N.P. (2007). Utilização dos povoamentos na caracterização de comunidades bentônicas em trecho do infra-litoral consolidado da enseada das palmas, Ilha Anchieta, Ubatuba, São Paulo. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- Guillaumon, J.R.; Marcondes, M.A.P.; Negreiros, O.C.; Motta, I.S.; Emmerich, W.; Barbosa, A.F.; Franco, I.H.D.C.; Câmara, J.J.C.; Ostini, S.; Pereira, R.T.L; Scorvo Filho, J.D.; Shimomichi, P.Y.; Silva, D.A.; Melo Neto, J.E. (1989). Plano de manejo do Parque Estadual da Ilha Anchieta. IF-Série Registros, São Paulo. 1 (1): 1-103.
- Hawkins, J.P.; Roberts, C.M. (1993). Effects of recreational scuba diving on coral reefs: trampling on reef-flat communities. *Journal of Applied Ecology*, 30: 25-30.
- Hawkins, J.P.; Roberts, C.M.; Van't Hof, T.; Meyer, K.; Tratalos, J.; Aldam, C. (1999). Effects of Recreational Scuba Diving on Caribbean Coral and Fish Communities. *Conservation Biology*, 13: 888-897.
- Hodgson, G.A (1999). Global Assessment of Human Effects on Coral reefs. *Marine Pollution Bulletin*, 38 (5): 345-355.

- Joly, A.B. (1965). Flora marinha do litoral norte do Estado de São Paulo e regiões circunvizinhas. Fac. Fil. Ciên. Letr., Univ. S. Paulo, 294, Botânica 21
- Kataoka, S.Y. (2004). Indicadores da qualidade da experiência do visitante no Parque Estadual da Ilha Anchieta. 97 f. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba - SP.
- Kingsford, M.J.; Battershill, C.N.; Walls, K. (1998). Introduction to ecological assessments. In: Studying temperate marine environments. A handbook for ecologists. Christchurch, New Zeland: Canterbury University Press.
- 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, DOI:10.1016/j.cageo.2005.11.009.
- Kovach, W.L. (2001). MVSP – A MultiVariate Statistical Package for IBM-PC's, ver. 3.12. Pentraeth: Kovach Computing Services.
- Littler, D.S. & Littler, M.M. (2000). Caribbean reef plants. An identification guide to the reef plants of the Caribbean, Bahamas, Florida and Gulf of Mexico. pp. 1-542. Washington: Offshore Graphics.
- Lloret, J. (2010). Human health benefits supplied by Mediterranean marine biodiversity. Marine Pollution Bulletin 60 (10): 1640-1646.
- Magalhães, M.N. (2005) Noções de probabilidade e estatística. 6ª edição. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.

- Magro, T.C. (2001). Manejo do uso público em áreas naturais protegidas – aspectos naturais e sociais. Departamento de Ciências Florestais. Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo.
- Medio, D., Ormond, R.F.G.; Pearson, M. (1997). Effect of briefings on rates of damage to corals by scuba divers. *Biological Conservation*, 79: 91-95.
- Milaré, E. (2001). *Direito do ambiente*. 2ª edição. São Paulo: Editora Revista dos Tribunais. 783p.
- Murray, S.T.; Ambrose, R.F.; Dethier, M.N. (2006). *Monitoring Rocky Shores*. University of California Press. Berkeley and Los Angeles, California.
- Pedrini, A.G.; Berchez, F.; Robim, M.J.; Spelta, L.; Ghilardi, N.P.; Costa, C.; Silva, V.G.; Manesch, F.S.; Newton, T.; (2007). Efeitos ambientais da visitação turística em áreas protegidas marinhas. Estudo de caso na Piscina Natural Marinha, Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, São Paulo, Brasil. *Revista OLAM – Ciência e Tecnologia*. Rio Claro-SP. 8 (1): pp.
- Pedrini, A.G.; Dutra, D.; Robim, M.J.; Martins, S.L. (2008a). Gestão de áreas protegidas e avaliação da educação ambiental no ecoturismo: estudo de caso com o projeto trilha subaquática – educação ambiental nos ecossistemas marinhos – no Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, São Paulo, Brasil. *OLAM: Ciência & Tecnologia*, 8 (2): pp.
- Pedrini, A. De G. ; Costa, C. ; Silva, V. G. ; Manesch, F. S. ; Newton, T.; Berchez, F. ; Ghilardi, N. P. ; Spelta, L. (2008b). Gestão de Áreas Protegidas e efeitos da visitação ecoturística pelo mergulho com snorkel: o caso do Parque estadual da Ilha Anchieta (PEIA), estado de São Paulo, Brasil. *Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental*, 20: 1-20.

- Pereira, A.P.V. (2007). Caracterização fisionômica da comunidade marinha bentônica de substrato consolidado do infralitoral no costão oeste da enseada das Palmas, ilha Anchieta, Ubatuba - SP, Brasil. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- Pereira Filho, G.H; Ghilardi, N.P.; Fluckiger, G.; Brchez, F. (2008). Quantitative approach to the “Physiognomic assessment of hard bottom marine benthic communities” method: precision analysis. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (2): 197-205.
- Pires, P.S. 2003. Interfaces ambientais do turismo. In: TRIGO, L.G.G. (2003). Turismo - como aprender, como ensinar. 3ª ed. São Paulo: Editora Senac São Paulo.
- Plathong, S., Inglis, G.J.; Huber, M.E. (2000). Effects of Self-Guided Snorkeling Trails on Corals in a Tropical Marine Park. *Conservation Biology*, 14 (6): 1821-1830,
- Rouphael, A.B.; Inglis, G.J. (2001). The effects of qualified recreational SCUBA divers on coral reefs. CRC Reef Research Centre, Technical Report, Townsville, n. 4, 40 p.
- Ruschmann, D.V.M. (1997). Turismo e planejamento sustentável: a proteção do meio ambiente. Campinas, SP: Papirus. Coleção Turismo.
- Sánchez, L.E. (2006) Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos. São Paulo: Oficina de Textos. 495p.
- Sodhi, N.S.; Ehrlich, P.R. (2010). Conservation Biology for all. Oxford University Press.
- Underwood, A.J. (1989). The analysis of stress in natural populations. *Biological Journal of the Linnean Society*. 37 (1-2): 51–78

- Ursi, S.; Towata, N; Berchez, F.; Ghilardi-Lopes, N.P. (2009). Concepções sobre educação ambiental em curso de formação para educadores do projeto Ecossistemas Costeiros (Instituto de Biociências – USP). Encontro Nacional de Pesquisa em Educação em Ciências (VII Enpec). Florianópolis.
- Vieitas, C.F. (1995). Análise ambiental das ilhas da região de Ubatuba – SP e proposta de manejo para a Ilha do Mar Virado. Dissertação Mestrado. Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo, SP. 130f.
- Walters, R. D. M.; Samways, M. J. (2001). Sustainable dive ecotourism on a South African coral reef. *Biodiversity and Conservation*, 10: 2167-2179.
- Williams, A.; Schlacher, T.A.; Rowden, A.A.; Althaus, F.; Clark, M.R.; Bowden, D.A.; Stewart, R.; Bax, N.J.; Consalvey, M.; Kloser, R.J. (2010). Seamount megabenthic assemblages fail to recover from trawling impacts. *Marine Ecology - Special Issue: Recent Advances in Seamount Ecology* 31(S1): 183-199.
- Wolda, H. (1981). Similarity índices, sample size and diversity. *Oecologia, Berlim*, 50: 57-85.
- Zajac, R.N. (2008) Challenges in marine soft-sediment benthoscape ecology. *Landscape Ecology*, 23: 7-18.

Artigos publicados / submetidos

PEDRINI, A. G. ; BERCHEZ, F. ; ROBIM, M. ; SPELTA, L. M. P. B. ; GHILARDI, N.P. ; COSTA, C. ; NEWTON, T. ; SILVA, V. ; MANESCHY, F. . Efeitos ambientais da visitação de turistas em áreas protegidas marinhas: Estudo de caso na Piscina Natural Marinha, Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, São Paulo, Brasil. OLAM (Rio Claro), v. 8, p. 678-696, 2007.

PEDRINI, A. G. ; COSTA, C. ; SILVA, V. ; MANESCHY, F. ; NEWTON, T. ; BERCHEZ, F. ; GHILARDI, N.P. ; SPELTA, L. M. P. B. . Gestão de áreas protegidas e efeitos da visitação ecoturística pelo mergulho com snorkel: o caso do Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA), Estado de São Paulo, Brasil.. Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental, v. 20, p. 1-20, 2008.

SILVA, J. R. S. ; NUNES, F. ; SPELTA, L. M. P. B. ; PRESTES, M. E. B. ; URSI, S. . Relato de experiência de ensino com pesquisa em disciplina de Introdução ao Ensino de Biologia no Instituto de Biociências da USP. In: III Encontro Nacional de Ensino de Biologia, 2010, Fortaleza. Revista de Ensino de Biologia da Associação Brasileira de Ensino de Biologia (SBEnBio). Campinas : Revista da SBEnBio / Associação Brasileira de Ensino de Biologia, 2010. v. 3. p. 1493-1501.

SPELTA, L. M. P. B. ; NUNES, F. ; SILVA, J. R. S.; URSI, S. ; PRESTES, M. E. B.. A pesquisa-ação na prática docente na disciplina Introdução ao Ensino de Biologia do Curso de Ciências Biológicas do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Revista Brasileira de Pesquisa em Educação em Ciências – ABRAPEC. Submetido em 20/01/2011.