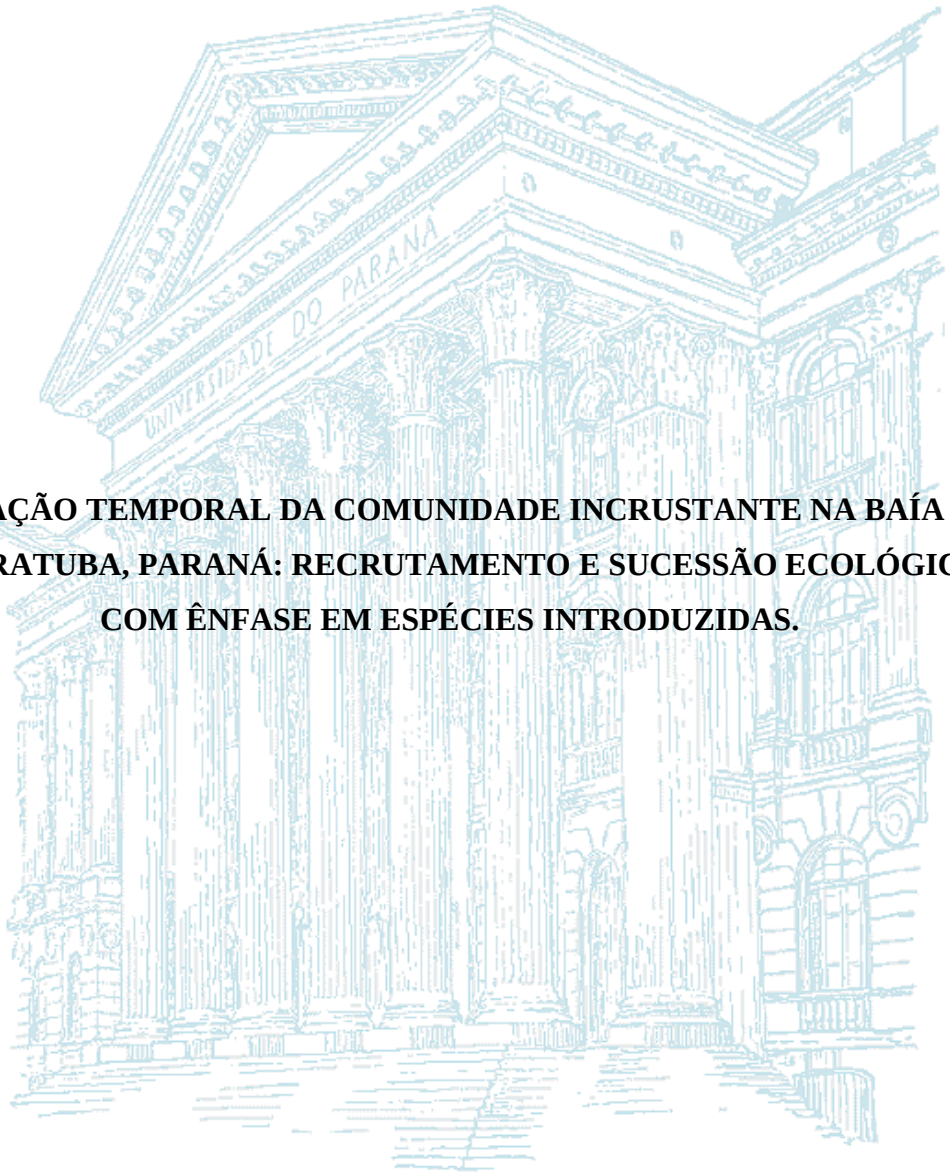
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

KARIN FERNANDA DE ARRUDA



VARIAÇÃO TEMPORAL DA COMUNIDADE INCRUSTANTE NA BAÍA DE GUARATUBA, PARANÁ: RECRUTAMENTO E SUCESSÃO ECOLÓGICA COM ÊNFASE EM ESPÉCIES INTRODUZIDAS.

CURITIBA

2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

KARIN FERNANDA DE ARRUDA

VARIAÇÃO TEMPORAL DA COMUNIDADE INCRUSTANTE NA BAÍA DE GUARATUBA, PARANÁ: RECRUTAMENTO E SUCESSÃO ECOLÓGICA COM ÊNFASE EM ESPÉCIES INTRODUZIDAS.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós - Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientadora: Dr[a]. Rosana Moreira da Rocha

CURITIBA

2014

Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado a que se submeteu **Karin Fernanda Arruda** para fins de adquirir o título da Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão da candidata.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 10 de março de 2014.

BANCA EXAMINADORA:

Profª. Drª. Rosana Moreira da Rocha
Orientadora e Presidente

Profª. Drª. Ilana Rosental Zalmon
Membro

Prof. Dr. Rafael Metri
Membro

Visto:

Profª. Dra. Maria Regina Torres Boeger
Coordenadora do PPG-ECO

"Há quem diga que todas as noites são de sonhos. Mas há também quem garanta que nem todas, só as de verão. No fundo, isso não tem importância. O que interessa mesmo não é a noite em si, são os sonhos. Sonhos que o homem sonha sempre, em todos os lugares, em todas as épocas do ano, dormindo ou acordado."

(William Shakespeare)

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

À minha força maior, Deus, de onde vem toda a força e determinação para viver dia após dia, lutando pela concretização dos meus sonhos.

À minha orientadora Rosana Moreira da Rocha pela oportunidade, incentivo e toda ajuda durante todo o trabalho.

Ao Iate Clube Caiobá por apoiar o trabalho, disponibilizando as estruturas para a implantação dos experimentos.

Á CAPES pela bolsa concedida.

A todos que me auxiliaram nas coletas. Desde aos que dirigiram para mim quando estava impossibilitada (Van e Lu), até aqueles que me ajudaram a tirar placas e carregar baldes cheios de água (Van, Lu, Vini e Ká).

Aos que ajudaram na identificação das espécies: à professora Helena Matthews-Cascon pela identificação dos moluscos. À Halina Heyse e ao Leandro Manzoni Vieira pela ajuda na identificação dos briozoários. E ás colegas de laboratório Isabela, Sandra e Lívia pela identificação das ascídias.

A todos que ajudaram nas discussões, análises e revisões deste trabalho, em especial à Laura Kremer, à Jana Bumbeer, ao Rafa Kauano, ao Vinicius Richardi pelas figuras e à Vanessa Ribeiro pela ajuda na estatística e nos conceitos de ecologia.

Aos colegas de laboratório: Rafa, Isa, Laura, Lívia, Jana, Sandrinha, Simone e Nicolas, que ajudaram a tornar os dias de trabalho mais alegres, com cafés terapêuticos e conversas descontraídas. Em especial ao Rafa, pelo companheirismo em coletas, desabafos e discussões.

À minha família. Aos meus pais por estarem sempre ao meu lado, me apoiando em minhas escolhas, comemorando minhas conquistas e consolando minhas derrotas. Meus mais sinceros agradecimentos a vocês pela oportunidade de correr atrás dos meus sonhos. À Ká, minha irmã, por todo o incentivo, pelo colo nos momentos difíceis, pela ajuda na única coleta que choveu, pelo exemplo de persistência que é para mim. À Kay, por ser a minha alegria, a minha companheira, além de me ajudar a lavar placas e me acompanhar no laboratório. À minha tia Vânia, por todo apoio, carinho e força, principalmente nessa reta final.

Aos meus amigos, pelo companheirismo, apoio, puxões de orelha e risadas. Aos meus biólogos: Van, Vini, Lu, Japa, Cami, Toni, Dani, Di, Tiaguinho, Samuca e Ligia, obrigada pelo nosso grupo, por serem tão especiais e tão importantes para mim. Agradeço especialmente ao Vini, à Van e a Lu por estarem tão presentes durante todo

esse trabalho. Obrigada por me aturarem nos momentos de desespero e por me incentivarem.

Aos membros da banca, Dr. Rafael Metri e Drª Ilana Rosental Zalmon, pelas valiosas contribuições na correção desse trabalho.

Sumário

RESUMO GERAL 9
ABSTRACT 11
PREFÁCIO 12
REFERÊNCIAS 16
CAPÍTULO 1 20
VARIAÇÃO TEMPORAL DO RECRUTAMENTO DA COMUNIDADE INCRUSTANTE (*FOULING*) NA BAÍA DE GUARATUBA, PARANÁ. 20
INTRODUÇÃO 20
MATERIAL E MÉTODOS 23
Área de Estudo 23
Coleta de Dados em Campo 25
Procedimentos em laboratório e triagem do material 26
Análises dos dados 26
RESULTADOS 28
DISCUSSÃO 36
REFERÊNCIAS 41
CAPÍTULO 2 45
SUCESSÃO ECOLÓGICA DA COMUNIDADE INCRUSTANTE EM SUBSTRATO ARTIFICIAL NA BAÍA DE GUARATUBA, PARANÁ, ENFATIZANDO ESPÉCIES INTRODUZIDAS. 45
INTRODUÇÃO 45
MATERIAL E MÉTODOS 48
Área de Estudo 48
Coleta de Dados em Campo 48
Procedimentos em laboratório e triagem do material 49
Análise dos dados 50
RESULTADOS 53
DISCUSSÃO 60
REFERÊNCIAS 67
CONSIDERAÇÕES FINAIS 71

RESUMO GERAL

Invasões biológicas ocorrem quando um organismo se estabelece em um local diferente de sua área de distribuição original, sendo seu transporte mediado por atividades humanas. Esse processo depende, no caso de espécies incrustantes, de substrato disponível para sua fixação, o que torna portos e marinas locais propícios para a introdução de espécies. É importante compreender características de espécies introduzidas como o período de reprodução e a fase sucessional em que estão presentes para criar medidas de manejo e prevenção da bioinvasão. Os objetivos desse trabalho foram: realizar um levantamento de espécies na região da Baía de Guaratuba a fim de detectar possíveis espécies introduzidas e analisar o período de recrutamento da comunidade local e verificar padrões interanuais de recrutamento. Foi também analisada a sucessão ecológica na comunidade local, identificando mecanismos de interação entre espécies. A frequência das espécies introduzidas, bem como os estágios sucessionais em que apareceram foram acompanhados. Para isso, placas de polietileno foram colocadas em uma marina na Baía de Guaratuba para a coleta dos organismos. Foram encontradas quatro espécies introduzidas para a região: o octocoral *Stragulum bicolor*, os cirripédios *Amphibalanus reticulatus* e *Amphibalanus eburneus* e a ascídia *Styela plicata*. A composição da comunidade não variou sazonalmente, pois a maioria das espécies esteve presente na comunidade durante todo o tempo de estudo. A abundância de algumas espécies variou consideravelmente e foi relacionada com a variação de temperatura, como os briozoários *Bowerbankia* sp. 1 e *Conopeum reticulum*, que foram mais abundantes nos meses mais frios e o briozoário *Hippoporina indica* e a ascídia *Diplosoma listerianum*, nos meses mais quentes. A espécie de cirripédio nativo *Fistulobalanus citerosum* foi mais frequente do que a espécie introduzida *Amphibalanus reticulatus*. A sucessão ecológica ocorreu por diferentes mecanismos como adição, exclusão e substituição de espécies. Duas das espécies introduzidas, *A. eburneus* e *S. plicata* apareceram apenas em estágios intermediários a tardios na sucessão e foram menos frequentes que as espécies nativas próximas filogeneticamente. *Amphibalanus reticulatus* colonizou em todos os estágios sucessionais, mostrando-se uma espécie generalista, porém foi menos frequente que o cirripédio nativo *Fistulobalanus citerosum*. Já o octocoral *S. bicolor* não apresentou nenhum padrão, mostrando-se oportunista. A falta de padrão sazonal de recrutamento aumenta a probabilidade de

estabelecimento de introduzidas, assim como a de exportação das espécies nativas da baía. A abundância das espécies introduzidas tende a aumentar ao longo da sucessão. Portanto, o manejo, como a limpeza de estruturas, deve ser contínuo ao longo do ano para abranger a época de recrutamento da maioria das espécies e evitar que o processo de sucessão atinja estágios intermediários e avançados.

Palavras-chave: Espécies introduzidas, *fouling*, sucessão ecológica, variação temporal, bioinvasão.

ABSTRACT

Biological invasions occur when an organism is transported because of human activities, arrives and establishes in a different area of their original distribution site. This process depends, in the case of sessile species, on the available substrate for attachment, which makes ports and marinas potential sites for species introduction. It is important to understand some characteristics of introduced species, such as the reproduction period and successional stage, in order to develop management procedures to prevent bioinvasion. The objectives of this study were 1) to conduct a species survey in the Guaratuba Bay region in order to detect possible introduced species, analyze the recruitment period of local community and observe interannual recruitment patterns; 2) We also analyzed the ecological succession of the community, and tried to identify mechanisms of interaction between species. The frequency and the successional stages when introduced species occurred were studied by deploying polyethylene plates in a marina in Guaratuba Bay to collect organisms. Four introduced species were found: the octocoral *Stragulum bicolor*, the barnacles *Amphibalanus reticulatus* and *Amphibalanus eburneus* and the ascidian *Styela plicata*. Community composition did not vary seasonally, and most species were found in the community throughout the study time. However, some species abundance varied considerably in accordance to temperature variation. For example *Bowerbankia* sp. 1 and *Conopeum reticulum were* more abundant during the colder months, while *Hippoporina indica* and *Diplosoma listerianum* were more abundant in the warmer months. The native barnacle *Fistulobalanus citerosum* was more frequent than the introduced species *Amphibalanus reticulatus*. The ecological succession occurred by different mechanisms such as addition, deletion and replacement of species. Two of the introduced species, *A. eburneus* and *S. plicata* recruited only during the middle and late stages in succession and were less frequent than the phylogenetically close native species. The barnacle *A. reticulatus* colonized all successional stages, being generalist, however it was less frequent than the native *Fistulobalanus citerosum. Stragulum bicolor* did not show any pattern, being opportunist. The lack of a seasonal recruitment pattern increases the probability of establishment of introduced species, as well as the export of native species from the bay. The abundance of introduced species tends to increase during the succession. Therefore, management actions, such as cleaning the structures, shall be continuous throughout the year in order to include the recruitment season of most species and then prevent that the succession process reaches intermediate and advanced stages.

Key-words: Introduced species, *fouling*, ecological succession, temporal variation, bioinvasion.

PREFÁCIO

A dispersão é um processo natural pelo qual os organismos marinhos se deslocam para locais diferentes de sua origem e determina a escala de interação das espécies com o ambiente (Kinlan & Gaines, 2003; Begon *et al.*, 2006). Pode ocorrer de maneira passiva, por meio de correntes oceânicas (Shanks *et al.*, 2003), através de fixação em material flutuante (Carlton, 1987) ou por ações intencionais (Begon *et al.*, 2006). A dispersão de propágulos é um processo importante em organismos sésseis pois facilita a fuga de condições desfavoráveis (Kinlan & Gaines, 2003; Sotka *et al.*, 2004) e eles podem durar no ambiente de alguns minutos a meses, dependendo do organismo (Shanks *et al.*, 2003). No ambiente marinho a dispersão de organismos é espacialmente limitada, devido à retenção local de suas larvas (Sotka *et al.*, 2004, Kinlan *et al.*, 2005).

Barreiras biológicas, fisiológicas e geográficas, tais como temperatura e qualidade da água, bancos de areia e predação são responsáveis por limitar a dispersão dos organismos marinhos (Tewfik & Béné, 2003) e, sua violação por ações antropogênicas facilita a dispersão de organismos, resultando na invasão de um habitat por uma espécie "nova" (Ruiz *et al.*, 1997; Cohen & Carlton, 1998, Kennedy *et al.*, 2002; Begon *et al.*, 2006). O desenvolvimento de atividades humanas como comércio, viagens intercontinentais, aquicultura, construções de canais e diques, assim como controle biológico e comércio de animais ornamentais estimulou o transporte de organismos para novas áreas, aumentando assim o número de invasões biológicas (Carlton, 1987; Silva *et al.*, 2004; Silva *et al.*, 2008).

Invasões biológicas ocorrem quando um organismo se estabelece em um local diferente de sua área de distribuição original (Williamson & Fitter, 1996; Anil *et al.*, 2002; Pereira, 2009) e causa danos às espécies nativas. São originadas por atividades humanas através do transporte associado ou não a alterações no habitat receptor. Elas podem ocorrer de forma intencional ou acidental (Williamson & Fitter, 1996; Silva *et al.*, 2008). O processo de bioinvasão dá-se em quatros fases: transporte, estabelecimento, expansão e impacto. Apenas no final da última fase é que uma espécie pode ser considerada invasora, quando sua presença causa prejuízos aos organismos nativos (Carlton, 1989; Pereira, 2009), antes disso é considerada apenas como introduzida. Após a chegada no novo ambiente, a espécie "nova" pode ou não se estabelecer. O estabelecimento de uma espécie depende das suas características

biológicas, do clima, de condições do ambiente receptor, do número de indivíduos introduzidos, das interações bióticas com espécies nativas, da disponibilidade de alimento (Silva *et al.*, 2004; Carlton, 1996a; Carlton & Geller, 1993) e, no caso de organismos incrustantes, de substrato disponível para fixação (Glasby *et al.*, 2006).

O transporte marítimo internacional é um dos principais contribuintes para a redução e eliminação das barreiras naturais à dispersão de espécies marinhas facilitando o processo de bioinvasão (Silva *et al.*, 2004; Gama *et al.*, 2009; Pereira, 2009). A água de lastro é utilizada em navios desde 1880 para auxiliar na sua estabilidade. A água contida nos tanques de lastro contém larvas de diversas espécies que são transportadas e despejadas em portos a quilômetros de distância da sua origem (Carlton, 1987; Carlton & Geller, 1993). Muitas espécies sedentárias são transportadas incrustadas em cascos de navios intercontinentais (Carlton, 1987; Anil *et al.*, 2002; Bax *et al.*, 2003; Silva *et al.*, 2004) e detritos marinhos flutuantes (Pereira, 2009), principalmente em regiões portuárias. A região da Baía de Paranaguá no Paraná, por exemplo, abriga o Porto de Paranaguá, onde há intenso tráfego de navegações internacionais e consequentemente a ocorrência de espécies introduzidas (Neves *et al.*, 2007; Neves & Rocha, 2008). Pequenas embarcações comerciais ou de lazer também são de grande importância, pois transportam organismos incrustados em seus cascos (Neves & Rocha, 2008). Alguns autores defendem que a incrustação é a principal fonte de introduções de espécies marinhas, pois algumas larvas não conseguem sobreviver durante grandes intervalos de tempo nas águas de lastro, mas os adultos são encontrados nos cascos de navios (Silva *et al.*, 2004).

A maricultura também desempenha um importante papel na introdução de espécies marinhas (Bax *et al*., 2003; Carlton, 1987; Ruiz *et al,*. 1997; Ruiz & Fofonoff, 2000; Miller, 2002.), pois, além de levar espécies não-nativas para cultivo a uma região, estas também podem servir de substrato para que outras espécies introduzidas se estabeleçam.

A maioria das espécies introduzidas não tem sucesso, porém quando se tornam invasoras podem causar grandes impactos ecológicos no novo ambiente (Williamson & Fitter, 1996), bem como impactos econômicos em toda a sociedade (Silva *et al,*. 2004), sendo um dos maiores impactos ambientais causados pelo homem nos últimos séculos, tão ou mais preocupante que o aquecimento global. A bioinvasão é um dos principais

agentes de mudança global (Carlton & Geller, 1993; Ruiz *et al.*, 1997; Shea *et al.*, 2002), acelerando a perda de biodiversidade (Stachowicz *et al.*, 1999) e podendo aumentar a homogeneização taxonômica, genética e funcional da flora e fauna em todo o mundo (Silva *et al.*, 2004; Olden *et al.*, 2004; Olden & Rooney, 2006; Sala *et al.*, 2000). Espécies introduzidas podem ser sérias pragas (Williamson & Fitter, 1996), além de alterar diversos aspectos de ecossistemas naturais, como por exemplo, a disponibilidade de nutrientes, as taxas de produtividade primárias, bem como a estrutura das teias alimentares na comunidade receptora por meio de interações bióticas. A predação, por exemplo, pode diminuir as populações de presas, assim como foi o caso do caranguejo *Carcinus maenas* introduzido na Tasmânia, Austrália, que apresentou maiores taxas de predação do que qualquer outro predador nativo (Walton *et al.*, 2002). A competição por espaço também pode diminuir a abundância de espécies, podendo até eliminá-las do ambiente e, consequentemente, causar efeitos indiretos em diferentes níveis das redes tróficas (White *et al.*, 2006; Gama *et al.*, 2009).

A detecção de espécies introduzidas marinhas é difícil e muitas vezes é realizada tardiamente quando as espécies já estão estabelecidas, o tamanho das populações é grande e os danos causados por elas se tornam visíveis, dificultando sua erradicação (Mehta *et al.*, 2007). Atividades de monitoramento aumentam a chance de detecção precoce, facilitando medidas de erradicação e manejo para essas espécies (Bax *et al.*, 2001).

As comunidades incrustantes são formadas por organismos coloniais ou solitários e são constituídas por uma ou mais camadas de organismos, resultando em alta diversidade de esponjas, hidrozoários, briozoários, cracas, bivalves, ostras, ascídias, entre outros (Gama *et al.*, 2009). A adição de indivíduos nas populações marinhas após a fixação das larvas bentônicas é denominada recrutamento (Caley *et al.*, 1996). Essa fixação depende de fatores como tipo de substrato, intensidade de luz, sedimentação entre outros (Maughan, 2001).

As comunidades incrustantes podem sofrer um processo de sucessão ecológica devido a uma perturbação que cause mortalidade de organismos e forneça um novo habitat, ou quando há fornecimento de novas superfícies, como estruturas de portos e marinas (Connell & Slatyer, 1977; Pacheco *et al.*, 2010). Algumas espécies não conseguem se estabelecer no novo espaço fornecido, pois não apresentam adaptações a

eles, necessitando dessa forma do auxílio de outras espécies (facilitação). Espécies pioneiras são capazes de tolerar condições adversas de um novo ambiente, em seguida podem modificá-lo e assim, facilitar o aparecimento de novas espécies que deslocam as iniciais. Por outro lado, existem espécies que ao instalar-se no substrato impedem o recrutamento de novas espécies (inibição) (Connell e Slatyer, 1977). Dependendo do estágio sucessional, uma comunidade pode ser mais ou menos susceptível à ocupação por espécies introduzidas (Byrne, 1992).

A sazonalidade de fatores abióticos pode ter grande influência na reprodução, crescimento, abundância e riqueza de organismos marinhos (Coma *et al.*, 2000) devido à grande variabilidade na temperatura e na disponibilidade de alimento nesse ambiente (Stephens *et al.,* 1967). O recrutamento é particularmente afetado por essa variação temporal (Watson & Barnes, 2004; Rico *et al.*, 2012) o que influencia na sucessão e consequentemente na estrutura da comunidade (Rico et al, 2012).

As invasões biológicas em sistemas marinhos são menos estudadas se comparadas aos ambientes terrestre e de água doce, porém elas também podem ocasionar grandes mudanças ecológicas (Carlton & Geller, 1993). Assim, trabalhos de detecção de espécies incrustantes em ecossistemas marinhos são de grande importância como base para estudos mais detalhados sobre bioinvasão, visando sua erradicação e diminuição dos danos ecológicos e econômicos causados por elas. No capítulo 1 a sazonalidade de recrutamento de espécies introduzidas será abordada afim de verificar sua época de recrutamento, o potencial reprodutivo e a sobrevivência das espécies o que pode indicar quão adaptadas essas espécies estão a região de introdução, além dos possíveis riscos que podem causar ao ambiente. No capítulo 2 será avaliada a sucessão das espécies incrustantes ao longo do tempo com a finalidade de ajudar na compreensão de como as espécies interagem para se manter na comunidade. Dessa forma, espera-se identificar as espécies introduzidas na Baía de Guaratuba e contribuir para a compreensão da época de reprodução e dos estágios sucessionais que essas espécies aparecem a fim manejá-las e conservar a biodiversidade local.

REFERÊNCIAS

Anil, A. C.; Venkat, K.; Sawant, S. S.; Dileepkumar, M.; Dhargalkar,V. K.; Ramaiah, N.; Harkantra, S. N. & Ansari, Z. A (2002). Marine bioinvasion: Concern for ecology and shipping. **Current Science** 83(3):214-218

Bax, N.; Carlton, J. T.; Mathews-Amos, A.; Haedrichs, R. L.; Howarth, F. G.; Purcell J. E.; Rieser, A. & Gray, A (2001). The control of biological invasions in the world's oceans. **Conservation Biology**, 15(5):1234-1246

Bax, N.; Williamson, A.; Aguero, M.; Gonzalez, E. & Geeves, W. (2003). Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. **Marine Policy** 27:313-323.

Begon, M.; Towsend, C. R. & Harper. J. L.(2006). **Ecology: From Individuals to Ecosystems**. 4 ed. P. 738p.

Caley, M. J.; Carr, M. H.; Hixon, M. A.; Hughes, T. P.; Jones, G. P. & Menge, B. A. (1996) Recuitment and the local dynamics of open marine populations. **Annual Review of Ecology and Systematics**. 27:477-500

Carlton, J.T. (1987). Patterns of transoceanic marine biological invasions in the Pacific Ocean. **Bulletin of Marine Science**, 41(2): 452-465.

Carlton, J.T. (1989). Man's role in changing the face of the ocean: biological invasions and implications for conservation of near-shore environments. **Conservation Biology** (3): 265-273.

Carlton, J.T. (1996a). Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. **Biological Conservation**, 78: 97-106.

Carlton, J.T. (1996b). Biological invasions and cryptogenic species. **Ecology**, 77 (6): 653-1655.

Carlton, J.T. & Geller, J.B. (1993). Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. **Science**, 261: 78-82.

Chalmer, P. N. (1982). Settlement patterns of species in a marine fouling community and some mechanisms of succession. **Journal Experimental Marine Ecology**, 58:73-85.

Chaves, P. T. C. & Corrêa, M. F. M. (1998). Composição ictiofaunística da área de manguezal da Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, **15**(1):195-202.

Cohen A. N. & Carlton J. T., 1998. Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. **Science** 279: 555 – 558.

Coma, R.; Ribes, M.; Gili, J. M. & Zabala, M. (2000) Seasonality in coastal benthic ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution** 15(11): 448-453.

Connell, J. H. & Slatyer, R. O. (1977) Mechanisms of successional in natural communities and their role in community stability and organization. **America Naturalist** 111(982): 1119-1144.

Gama, B. A. P; Pereira, R. C. & Coutinho, R. A. (2009). Bioincrustação Marinha. In Pereira, R. C. & Sores-Gomes, A. (org.). **Biologia Marinha**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 299-318.

Glasby, T. M.; Connell, S.D.; Holloway, M.G. & Hewitt, C. L. (2006). Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? **Marine Biology** 151(3): 887-895.

Kennedy, T. A.; Naeem, S.; Howe, K. M.; Knops, J. M. H.; Tilman, D. & Reich, P. (2002). Biodiversity as a barrier to ecological invasion. **Nature**. 417:636-638.

Kinlan, B. P. & Gaines, S. D. (2003). Propagule dispersal in marine and terrestrial environments: a community perspective. **Ecology**, 84(8):2007-2020.

Kinlan, B. P.; Gaines, S. D. & Lester, S. E. (2005) Propagule dispersal and the scales of marine community process. **Diversity and Distributions** 11:139-148.

Maughan, B. C. (2001) The effects of sedimentation and light on recruitment and development of a temperate, subtidal, epifaunal community. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 256:59-71.

Mehta, S. V.; Haight, R. G.; Homans, F. R.; Polasky, S. & Venette, R. C. (2007). Optimal detection and control strategies for invasive species management. **Ecological Economics** 61:237-245.

Miller, A. W.; Hewitt, C. L.& Ruiz, G. M. (2002). Invasion success: does size really matter? **Ecology letters**, 5: 159-162.

Neves C.M. & Rocha R.M., (2008). Introduced and cryptogenic species and their management in Paranaguá bay, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 51(3): 623-633.

Neves, C. S.; Rocha, R. M.; Pitombo, F. B. & Roper, J. J. (2007). Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, Southern Brazil. **Biofouling**, 23(5): 319-330.

Olden, J. D. & Rooney, T. P. (2006). On defining and quantifying biotic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, 15:113-120.

Olden, J. D.; Poff, N. L.; Douglas, M. R.; Douglas, M. E. & Fausch, K. D. (2004). Ecological an evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in Ecology and Evolution**, 19(1):18-24.

Pacheco, A. S.; Laudien, J.; Thiel, M.; Oliva, M. & Heilmayer, O. (2010). Succession and seasonal onset of colonization in subtidal hard-bottom communities off northern Chile. **Marine Ecology**, 1-13.

Pereira, R. C. (2009). Bioinvasão Marinha. In Pereira, R. C. & Sores-Gomes, A. (org.). **Biologia Marinha**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 555-577.

Rico, A.; Peralta, R. & Gappa, J. L. (2012) Succession in subtidal macrofouling assemblages of a Patagonian harbour (Argentina, SW Atlantic). **Helgoland Marine Research** 66:577-584.

Ruiz, G. M. & Fofonoff, P. W. (2000). Invasion of Coastal Marine Communities in North America: Apparent patterns, processes, and biases. **Annual Review Ecology and Systematics**, 31: 481-531

Ruiz, G.M.; Carlton, J.T.; Grosholz, E.D.; Hines, A.H. (1997). Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. **American Zoologist**, 37: 621-632.

Sala, O.E.; Chapin III, F.S,; Armesto, J.J.; Berlow, R.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sanwald, E.; Huenneke, L.F.; Jackson, R.B.; Kinzig, A.; Leemans, R.; Lodge, D.; Mooney, H.A.; Oesterheld, M.; Poff, N.L; Sykes, M.T.; Walker, B.H.; Walker, M. & Wall, D.H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, 287: 1770-1774.

Shanks, A. L.; Grantham, B. A. & Carr, M. H. (2003). Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. **Ecological Applications**, 13(1):S159-S169

Shea, K and & Chesson, P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, 17(4):170-176.

Silva, J.S.V.; Fernandes, F.C.; Souza, R.C.C.L.; Larsen, K.T.S.; Danelon, O.M. (2004). **Água de Lastro e Bioinvasão.** Editora Interciencia, Rio de Janeiro, RJ, 270 p.

Silva, L.; Land, E. O.; Luengo, J. L. R. & Daehler, C. (2008) **Flora e Fauna Terrestre Invasora na Macaronésia**. TOP 100 nos Açores, Madeira e Canárias. ARENA, Ponta Delgada, 546 pp.

Sotka, E. E; Wares, J. P.; Barth, J. A.; Grosberg, R. K. & Palumbi, S. R. (2004). Strong genetic clines and geographical variation in gene flow in the rocky intertidal barnacle *Balanus glandula*. **Molecular Ecology,** 13:213-215.

Stachowicz, J. J.; Whitlatch, R. B. & Osman, R. W. (1999). Species diversity and invasion resistance in a marine ecosystem. **Science**, 286:1577-1579

Stephens, K.; Sheldon, R. W. & Parsons, T. R. (1967). Seasonal variation in the availability of food for benthos in a coastal environment. **Ecology**, 48(5):852-855.

Tewfik, A. & Béné, C. (2003). Effects of natural barriers on the spillover of a marine mollusk: implications for fisheries reserves. Aquatic Conservation: **Marine and Freshwater Ecosystems**. 13: 473-488.

Walton, W. C.; MacKinnon, C.; Rodriguez, L. F.; Proctor, C. & Ruiz, G. M. (2002). Effect of an invasive crab upon a marine fishery: green crab, Carcinus maenas, predation upon a venerid clam, Katelysia scalarina, in Tasmania (Australia). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 272:171-189.

Watson, D. I.; Barnes, D. K. A. (2004). Temporal and spatial components of variability in benthic recruitment, a 5-year temperate example. **Marine Biology**, 145: 201-214.

White, E. M.; Wilson, J. C. & Clarke, A. R. (2006). Biotic indirect effects: a neglected concept in invasion biology. **Diversity and Distributions**, 12:443-455.

Williamson, M. & Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. **Ecology**, 77(6):1661- 1666.

CAPÍTULO 1

VARIAÇÃO TEMPORAL DO RECRUTAMENTO DA COMUNIDADE INCRUSTANTE (*FOULING*) NA BAÍA DE GUARATUBA, PARANÁ.

Resumo: Nosso objetivo foi realizar um levantamento de espécies, analisar o período de recrutamento do *fouling* e verificar se houve uma tendência sazonal na distribuição temporal dos organismos incrustantes. Testamos a hipótese de que espécies introduzidas apresentam períodos de recrutamento maiores do que as espécies nativas próximas filogeneticamente, devido seu alto potencial reprodutivo. O estudo foi realizado em uma marina situada no sul do Brasil, onde placas de polietileno ficaram submersas mensalmente durante um ano e meio para a incrustação dos organismos. Encontramos 31 táxons, dos quais, a maioria apareceu durante quase todo o ano, apresentando baixa sazonalidade. Ao contrário do esperado, a espécie introduzida *Amphibalanus reticulatus* foi menos frequente que a nativa *Fistulobalanus citerosum*. Outra espécie introduzida, *Stragulum bicolor,* também foi pouco frequente na comunidade. A baixa sazonalidade da presença das espécies evidencia que elas são generalistas em relação à variação de condições ambientais, aumentando a probabilidade de estabelecimento daquelas introduzidas e de exportação das espécies nativas. A alta abundância de algumas espécies no verão mostra que nessa época deve receber atenção especial de medidas de manejo.

INTRODUÇÃO

Nos estuários, como a Baía de Guaratuba, existe uma grande variação de salinidade, temperatura, luminosidade, oferta de alimentos, pH, entre outras características ambientais. Dentre os fatores abióticos que afetam a sobrevivência de invertebrados marinhos a salinidade e a temperatura são de grande importância (Tomanek e Helmuth 2002) e para se estabelecerem nesse tipo de habitat os organismos apresentam mecanismos fisiológicos, como tolerância à variação de salinidade por exemplo, e comportamentais.

O período de reprodução dos organismos incrustantes, por exemplo, depende particularmente das flutuações de salinidade e temperatura (Satheesh e Wesley 2011).

São formadas larvas, em sua maioria planctônicas, responsáveis pela dispersão das espécies. A adição de indivíduos juvenis para as populações bênticas locais ocorre após a metamorfose e fixação das larvas e é denominada recrutamento (Caley et al. 1996). O recrutamento também é afetado pela variação temporal (Watson e Barnes 2004; Rico et al. 2012) de fatores como intensidade da pressão de propágulos, tipo de substrato, interações biológicas, intensidade de luz e sedimentação entre outros (Maughan 2001; Satheesh e Wesley 2011) o que resulta em efeitos na sucessão e consequentemente na estrutura das comunidades (Rico et al. 2012).

Comunidades incrustantes são caracterizadas por mudanças contínuas ao longo do tempo na composição de espécies devido a fatores bióticos e abióticos. Não apenas o processo de reprodução e recrutamento, mas o crescimento, abundância e riqueza de organismos marinhos também estão sujeitos à sazonalidade de condições ambientais (Coma et al. 2000).

As condições ambientais da Baía de Guaratuba a classificam como um ambiente subtropical. Nesses ambientes são previstos mais baixos graus de sazonalidade (Osman 1978) se comparados a ambientes temperados. Mesmo em ambientes tropicais pode existir alguma sazonalidade devido a mudanças de algumas condições ambientais ao longo do ano. **N**o Golfo do México, o cirripédio *Balanus eburneus* apresentou sazonalidade em seu recrutamento, sendo esse maior na primavera (Brown e Swearingen 1998).

O fornecimento de substratos artificiais, como ocorre em regiões de portos e marinas, pode facilitar o recrutamento e estabelecimento de espécies introduzidas, que geralmente são generalistas quanto à preferência por substrato (Neves et al. 2007), onde também são frequentemente encontradas diversas espécies das quais não se conhece sua origem, sendo então classificadas como criptogênicas (Carlton 1996).

O sucesso da introdução de uma espécie em uma região ocorre devido à soma de diversos fatores físicos, químicos, biológicos e, no caso de espécies incrustantes, a disponibilidade de substrato (Carlton 1996). O aparecimento de espécies introduzidas na região da Baía de Guaratuba pode ser favorecido devido à proximidade com a Baía de Paranaguá. Esta abriga o Porto de Paranaguá, onde há intenso tráfego de navios internacionais e grande fornecimento de substratos artificiais (Neves et al. 2007; Neves

e Rocha 2008), o que torna esse local uma fonte de propágulos de espécies incrustantes introduzidas para as regiões adjacentes. *Garveia franciscana*, *Polydora cornuta*, *Amphibalanus reticulatus*, *Striatobalanus amaryllis*, *Megabalanus cocoopoma*, *Podocorina* sp., *Hydroides sanctaecrucis*, *Styela plicata* (Neves et al 2007, Cangussu et al 2010) são algumas espécies incrustantes introduzidas na Baía de Paranaguá.

A compreensão da época de reprodução das espécies é de extrema importância quando se trata de espécies introduzidas, pois a partir dessas informações podem ser elaboradas estratégias de manejo para a prevenção do estabelecimento de espécies introduzidas. A detecção de espécies invasoras marinhas é difícil e muitas vezes é realizada tardiamente quando as espécies já estão estabelecidas, o tamanho das populações é grande e os danos causados por elas se tornam visíveis, dificultando sua erradicação (Mehta et al. 2007). Atividades de monitoramento aumentam a chance de detecção precoce, facilitando medidas de erradicação para as espécies invasoras (Bax et al. 2001) e também auxiliam na determinação de épocas de maior recrutamento para concentrar atividades de manejo e controle (Sievers et al 2014).

Espécies introduzidas apresentam alta capacidade reprodutiva (Alpert et al. 2000), ou seja, fornecem grande quantidade de larvas disponíveis para a colonização do substrato e são caracterizadas pela alta capacidade de se tornarem competidoras superiores às espécies nativas, devido à grande capacidade de se adaptar a novos ambientes, como a ascídia *Pyura praeputialis,* que se expandiu nas regiões inferiores de um costão rochoso, limitando o crescimento do mexilhão nativo *Perumytilus purpuratus* e alterando os padrões de zoneamento do costão (Caro et al 2011).

As invasões biológicas em sistemas marinhos são menos estudadas se comparadas aos ambientes terrestre e de água doce, porém elas também podem ocasionar grandes mudanças ecológicas (Carlton e Geller 1993). Esse é o primeiro estudo com espécies incrustantes introduzidas na região da Baía de Guaratuba.

Dessa forma objetivo desse trabalho foi realizar um levantamento de espécies na região da Baía de Guaratuba e assim poder detectar possíveis espécies introduzidas, além de avaliar a sazonalidade do recrutamento de cada espécie. Será testada a hipótese de que espécies introduzidas apresentam períodos reprodutivos mais longos do que

espécies nativas próximas filogeneticamente. Será avaliado também se a distribuição temporal de todas as espécies se mantém nos 17 meses de estudo.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A Baía de Guaratuba, que faz parte da Área de Proteção Ambiental de Guaratuba, (25°51.80'S, 48° 38.20'W) apresenta uma área de 49 km² e está localizada no estado do Paraná, entre os municípios de Guaratuba e Matinhos (Balneário de Caiobá). A salinidade varia sazonalmente, sendo seus valores mais altos no inverno (37 ‰) e baixos no verão (3‰) a temperatura da água varia de 15°C até 28°C ou mais (Chaves e Corrêa 1998). Está localizada a aproximadamente 60 Km do Porto de Paranaguá (Figura 1). Na região, são comuns atividades de maricultura e pesca.

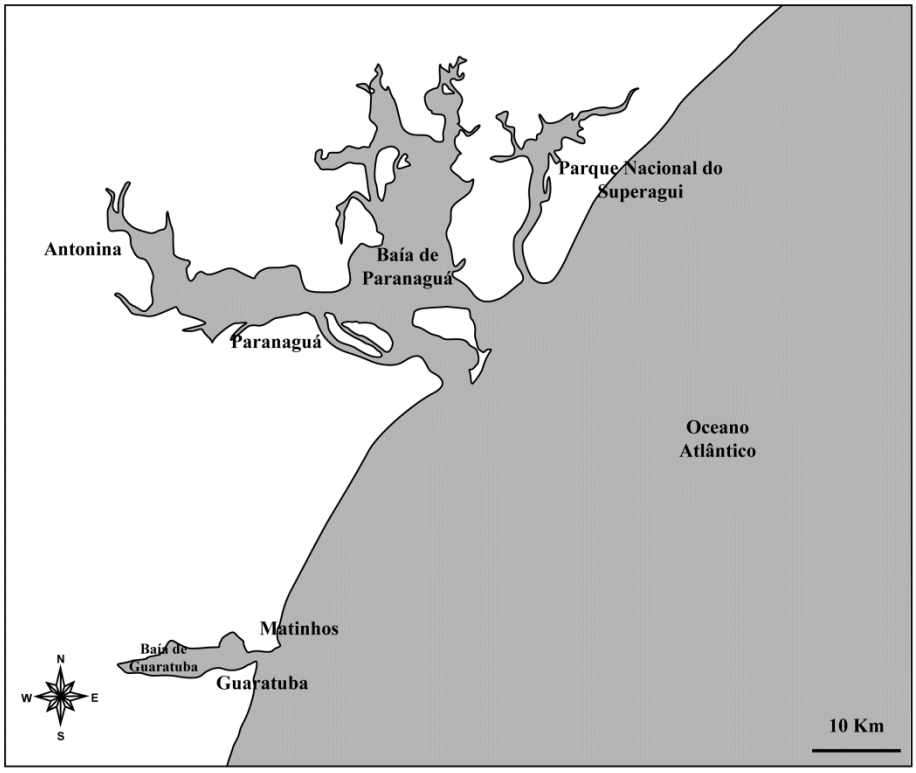


Figura 1 Mapa ilustrando as baías de Guaratuba e Paranaguá

O estudo foi realizado no Iate Clube Caiobá, situado no Balneário de Caiobá, município de Matinhos (Figura 2). Foi fundado em agosto de 1961 e está localizado na sede atual desde 1990. Contém seis píeres flutuantes, medindo aproximadamente 70 m (Figuras 3 e 4).

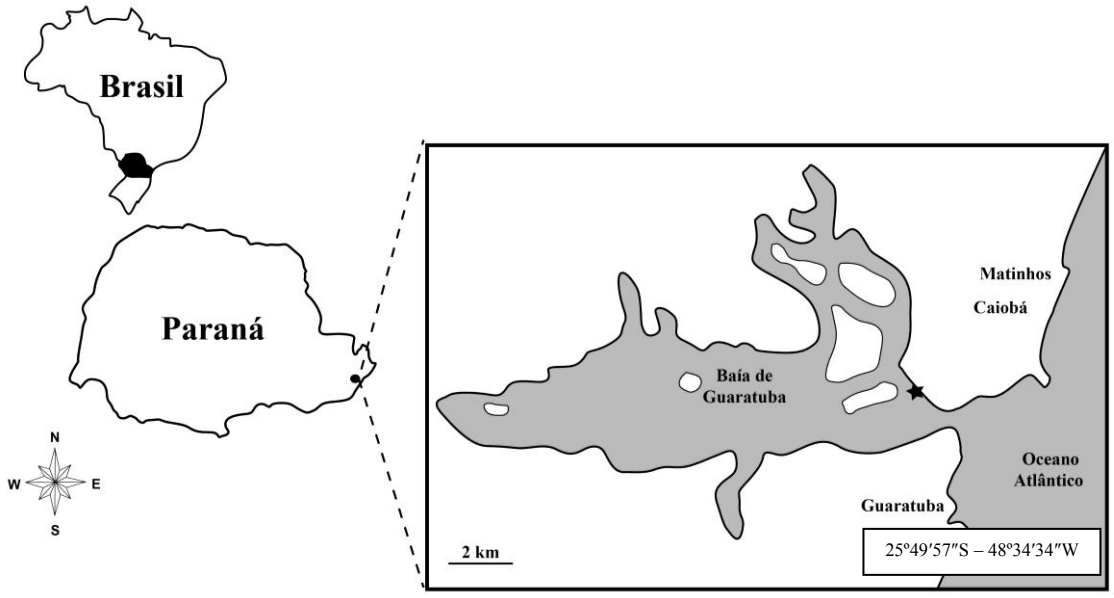


Figura 2 Mapa mostrando a localização da Baía de Guaratuba. Em destaque o local de realização das coletas, o Iate Clube Caiobá.

Figura 3 Imagens do Iate Clube Caiobá, mostrando sua estrutura.

Coleta de Dados em Campo

Os organismos incrustantes foram coletados mensalmente de março de 2012 a julho de 2013 na região da marina. Placas de polietileno de coloração preta e dimensão 12x12 cm foram amarradas duas a duas, com espaçamento de 2 cm entre elas, apresentando uma conformação de "sanduíche" (Figura 4). Esses foram posteriormente presos a cordas de 3 m de comprimento com auxílio de abraçadeiras plásticas, na posição horizontal em diferentes posições ao longo da corda (1, 2 ou 3 m de profundidade). Cada placa foi devidamente etiquetada, com dados do mês de coleta, numeração e face da placa (interna ou externa). Essa conformação das placas fornece uma maior disponibilidade de micro-habitats para os organismos e assim possibilita a detecção de uma maior riqueza de espécies, além de fornecer uma área padronizada de amostragem e o controle temporal do início exato dos processos a serem analisados.

Uma das extremidades da corda contendo o sanduíche foi amarrada ao píer e a outra em uma garrafa com areia que auxiliou para que as placas ficassem submersas. Foram distribuídos aleatoriamente 12 sanduíches em quatro píeres da marina (três em cada), os quais ficaram submersas ao longo de um mês, e foram trocadas mensalmente por novas placas. Após terem sido coletadas, as placas foram colocadas em água do mar com mentol para anestesia dos organismos incrustados e transportadas para o laboratório. Os dados de temperatura foram obtidos por um *datalogger* (HOBO Pendant®) que permaneceu submerso durante o estudo.

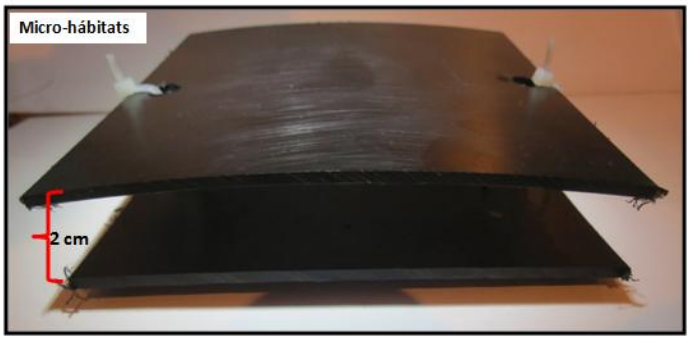


Figura 4 "Sanduíche" composto por duas placas de polietilento 12x12 cm utilizado para a coleta dos organismos incrustantes em campo.

Procedimentos em laboratório e triagem do material

Em laboratório, cada placa foi fotografada e armazenada em álcool 70%, até o momento de triagem. Para todas as análises os sanduíches foram desfeitos e verificadas apenas as faces voltadas para o fundo da baía (figura 5), pois a luminosidade e a deposição de sedimentos dificultam o recrutamento do *fouling* nas faces superiores (Maughan 2001). Assim, cada sanduíche resultou em uma área total para recrutamento de 288 cm². Os organismos foram identificados ao menor nível taxonômico possível. Aqueles que não puderam ser identificados em laboratório foram enviados a especialistas.

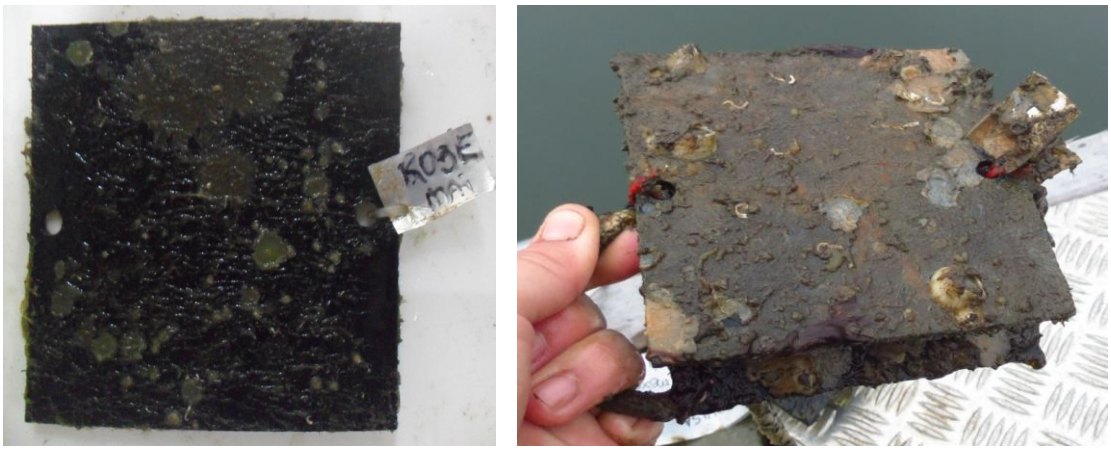


Figura 5 Faces analisadas das placas, que ficaram voltadas para o fundo da baía

Análises dos dados

Foram analisadas riqueza, presença e abundância (porcentagem de cobertura) das espécies ao longo dos 17 meses de amostragem. As placas foram analisadas qualitativamente (presença - ausência de espécies) para verificar a riqueza e *status* das espécies encontradas que foram classificadas em nativas, introduzidas ou criptogênicas (Carlton 1996) e determinar o período de recrutamento das espécies. Utilizando esses dados qualitativos, construímos uma lista de espécies e uma tabela de frequência das espécies durante os 17 meses de trabalho. Curvas de rarefação para cada mês de coleta foram construídas a fim de analisar a suficiência do número de réplicas para a amostragem das espécies e a variação de riqueza no tempo.

As placas também foram analisadas de forma quantitativa por meio do Método de Ponto de Contato (figura 6) para avaliar a capacidade de colonização do espaço pelas espécies. Esse método consistiu em utilizar uma grade de 12x12 cm contendo 40 pontos de intersecção, cada um dos quais correspondeu a 2,5% da cobertura total da placa. Assim, pôde ser definida a porcentagem de cobertura total de cada espécie por placa.

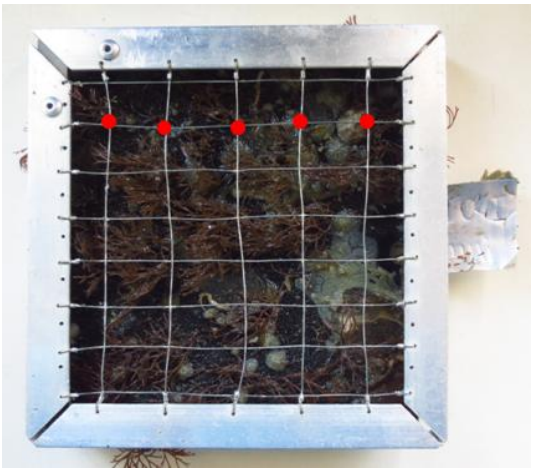


Figura 6 Grade utilizada no Método de Ponto de Contato. Os pontos vermelhos indicam o local de interseção das duas linhas, o qual é analisado para verificar a porcentagem de cobertura de cada espécie por placa.

Tanto para análises qualitativas, quanto para as quantitativas, foi realizado um teste de Mantel para testar a correlação entre as matrizes de dados das placas internas e externas. Houve correlação entre as placas internas e externas dos sanduíches tanto com relação à composição de espécies (Mantel: $r = 0,45$; $p < 0,05$) como à abundância de espécies da comunidade (Mantel: $r = 0,41$; $p < 0,05$), o que permitiu a soma das placas dos dois conjuntos nas análises.

A abundância mensal de cada espécie foi calculada pela média de cobertura em todas as placas retiradas no mês. Para as espécies que apresentaram uma abundância média mensal maior que 5% em pelo menos um dos meses de amostragem foram construídos gráficos de abundância ao longo dos meses, comparando com a temperatura média do mês. Uma análise de regressão foi realizada para verificar se houve uma relação significativa entre a abundância das espécies com a temperatura média de cada mês.

Para todas as análises quantitativas os dados de porcentagem de cobertura foram transformados para arco-seno da raiz quadrada da proporção de cobertura. Um

Escalonamento Dimensional Não-Métrico (NMDS), usando uma matriz de distância de Bray-Curtis, foi realizado para representar visualmente a dispersão das amostras (Clarke e Gorley 2006) e assim verificar se houve a formação de grupos de meses baseados na abundância de cada uma das espécies presentes. Uma análise de percentual de similaridade (SIMPER) foi utilizada para mostrar quais as espécies seriam as mais significativas para a separação de tais grupos, assim como uma Análise de Similaridade (ANOSIM) para verificar se haveria diferença significativa entre eles. As análises NMDS e SIMPER foram realizadas utilizando o software PERMANOVA+ no programa Primer-6 (Anderson et al. 2008).

A presença e a abundância das espécies nativas e introduzidas foram comparadas com a finalidade de verificar a duração e época de recrutamento de cada uma das espécies.

Foi realizado um teste de Mantel, correlacionando os dados de riqueza e abundância de março a julho de 2012 e 2013, para verificar se o padrão sazonal da distribuição e da abundância das espécies apresentado em 2012 se repetiu no ano seguinte, o que foi interpretado como a correlação entre as duas matrizes de dados dos dois anos.

RESULTADOS

Encontramos 31 táxons nas placas na marina do Iate Clube Caiobá (Tabela 1). Apenas duas espécies introduzidas foram encontradas: o octocoral *Stragulum bicolor* e a craca *Amphibalanus reticulatus*. A maioria das espécies apareceu em quase todo o período de amostragem. Quatro táxons recrutaram em todos os meses: Gammaridae ni, *Bowerbankia* sp. 1, *Hippoporina indica* e Serpullidae ni, mostrando-se como generalistas com capacidade de adaptação à variação nas condições ambientais.

Tabela 1: Frequência dos táxons encontradas na Baía de Guaratuba, Paraná ao longo de 17 meses de coleta.

	M/12	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J/13	F	M	A	M	J	J
Porifera																	
Porifera ni 1	X		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x					
Porifera ni 2	x	x	x	x			x	x	x	x		x			x		
Cnidaria																	
Actiniaria ni	x					x				x							
Atecado ni	x				x	x	x									x	x
Stragulum bicolor van Ofwegen & Haddad, 2001(**I**)	x	x	x					x									
Entoprocta																	
Pedicellina sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x		x		
Barentsia sp.		x	x			x		x									
Entoprocta ni	x	x		x			x	x	x								
Polychaeta																	
Serpullidae ni	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Sabellidae ni	x	x				x		x	x	x		x	x	x	x		
Crustacea - Cirripedia																	
Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854) (**C**)	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Amphibalanus reticulatus Utinoni, 1967 (**I**)	x	x		x		x	x			x	x		x	x	x		
Fistulobalanus citerosum (Henry, 1973) (**N**)	x	x		x	x	x			x	x	x	x	x	x	x		
Crustacea - Malacostraca																	
Gammaridae ni	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Mollusca																	
Mytilidae ni	x	x					x			x	x	x			x		
Crassostrea brasiliana (Lamarck, 1819) (**C**)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Bryozoa																	
Alcyonidium sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x
Biflustra sp.	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
Bowerbankia sp. 1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Bowerbankia sp. 2		x	x	x	x	x	x	x					x		x	x	x
Bugula neritina (Linnaeus, 1758) (**C**)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x		
Bugula stolonifera Ryland, 1960 (**C**)	x		x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		
Conopeum reticulum (Linnaeus, 1767) (**C**)		x	x	x		x	x	x					x	x	x	x	x
Electra tenella (Hincks, 1880) (**C**)				x			x	x		x				x	x		
Hippoporina indica Pillai, 1978 (**C**)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Nolella sp.		x	x			x	x	x									
Sinoflustra annae (Osburn, 1953) (**C**)		x	x	x		x		x			x	x	x	x	x		
Tunicata																	
Diplosoma listerianum (Milne-Edwards, 1841) (**C**)		x						x	x	x	x	x	x		x	x	
Molgula phytophila Monniot, 1970 (**N**)	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
Styela canopus (Savigny, 1816) (**C**)	x	x						x		x	x	x	x	x			
Symplegma sp.												x			x		

Status: C - Criptogênica. N - Nativa. I - Introduzida

Os táxons menos frequentes foram Actiniaria ni., *Stragulum bicolor*, *Barentsia* sp. e *Symplegma* sp., o primeiro aparecendo em três meses de amostragem e os demais em quatro, quatro e dois meses, respectivamente. Apesar da maioria das espécies

apresentar baixa sazonalidade de recrutamento, algumas espécies da comunidade incrustante apresentam períodos intermitentes de recrutamento, como Porifera ni 2, *Amphibalanus reticulatus*, *C. reticulum*, Saballidae ni e *S. canopus* (Tabela 1).

Curvas de acúmulo de espécies (rarefação - Figura 7) mostraram que a riqueza varia ao longo do ano (riqueza média de 19,6 táxons), sendo os meses de janeiro, junho e julho de 2013 os de menor riqueza, porém para janeiro a curva não atingiu uma assíntota, indicando a necessidade de mais amostragens. Abril de 2012 foi o mês que apresentou maior riqueza (25 táxons), seguido de outubro (24) e março (23) de 2012. Em outros meses como março, maio, agosto, outubro e dezembro de 2012 a curva de rarefação também não atingiu a assíntota, indicando o valor de riqueza subestimado nesses meses.

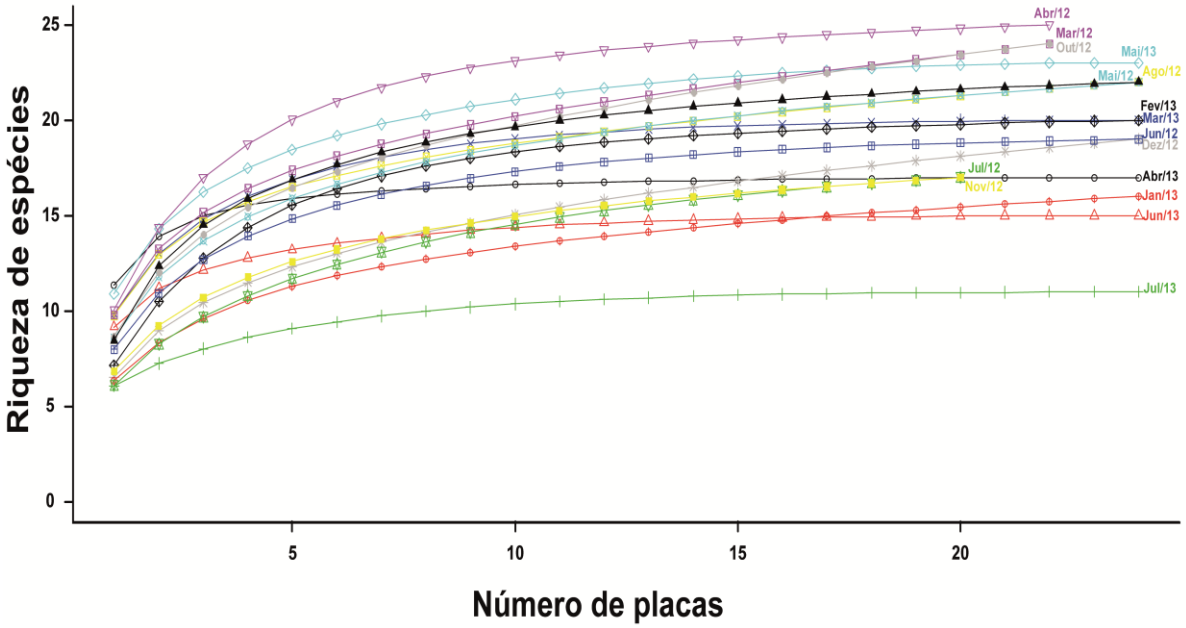


Figura 7 Curva de acúmulo de espécies de março de 2012 a julho de 2013 em substrato artificial na Baía de Guaratuba, PR. Cada uma das curvas representa um mês.

Comparando os dados de abundância com a variação da temperatura ao longo do tempo de trabalho, foi possível verificar que apenas quatro táxons da comunidade

incrustante, dos seis que apresentaram valores de abundância maior que 5% em pelo menos um dos meses, apresentaram uma relação entre temperatura e abundância. Os briozoários *Bowerbankia* sp.1 e *Conopeum reticulum* têm tendência de recrutar nos meses com temperaturas mais baixas, nos quais apresentam os maiores valores de abundância (Figuras 8a e 8b). A relação entre a abundância e a temperatura foi significativa para ambos táxons (*Bowerbankia* sp.1 - r^2=0,40; $F_{1,15}$=10,1199; p<0,05 - Figura 9a. *C. reticulum*- r^2=0,32; $F_{1,15}$=6,9269; p<0,05 - Figura 9b). *Conopeum reticulum* apresentou seu pico de cobertura em julho de 2013, o mês de menor temperatura (temperatura média = 18,7°C), assim como *Bowerbankia* sp. 1, que teve alta de porcentagem de cobertura no mês de junho de 2012 (temperatura média= 19,5°C). Outro briozoário, *Hippoporina indica*, recrutou durante todo o ano, e apresentou os maiores valores de abundância (acima de 20% de porcentagem de cobertura) nos meses de verão (dezembro, janeiro e fevereiro) e início do outono (março de 2012 e 2013 - Figura 8c), e sua distribuição temporal foi significativa com a temperatura (r^2=0,39; $F_{1,15}$=9,7310; p<0,05 - Figura 9c).

A ascídia *Diplosoma listerianum* teve abundância relacionada significativamente com a temperatura (r^2=0,63; $F_{1,15}$=25,1375; p<0,05 - Figuras 8d e 9d) e recrutou a partir da metade da primavera (outubro de 2012) até o fim do verão (fevereiro de 2013), correspondendo aos meses com temperaturas mais altas (média=26,3°C) e teve seu pico de abundância em dezembro, o mês mais quente (27,9°C).

A ostra *Crassostrea brasiliana*, recrutou durante todo o ano, porém seu pico de recrutamento foi em abril de 2013 e a relação entre abundância e temperatura não foi significativa (r^2=0,20; $F_{1,15}$=3,7705; p>0,05 - Figura 10b).

O cirripédio *Amphibalanus improvisus*, apesar de apresentar baixa abundância, recrutou o ano todo (exceto no mês de outubro de 2012), mostrando-se tolerante à variação térmica (Figura 10a). Seu maior valor de abundância foi de 15,6% em agosto de 2012. Essa espécie não apresentou relação significativa com a temperatura (r^2=0,09; $F_{1,15}$=1,4273; p>0,05). Os demais táxons não foram analisados, pois sua porcentagem de cobertura foi menor do que o valor de 5% estipulado para as análises.

Considerando todos os táxons encontrados, a maior taxa de ocupação de organismos nas placas ocorreu nos meses mais quentes (r^2=0,68 ; $F_{1,15}$=32,5406; p<0,05), atingindo 94,5% de cobertura em fevereiro de 2013 e início do outono. Nos meses mais frios, houve grande quantidade de espaços vazios nas placas de colonização, chegando a quase 100% de espaço vazio em junho de 2013 (Figuras 11a e 11b).

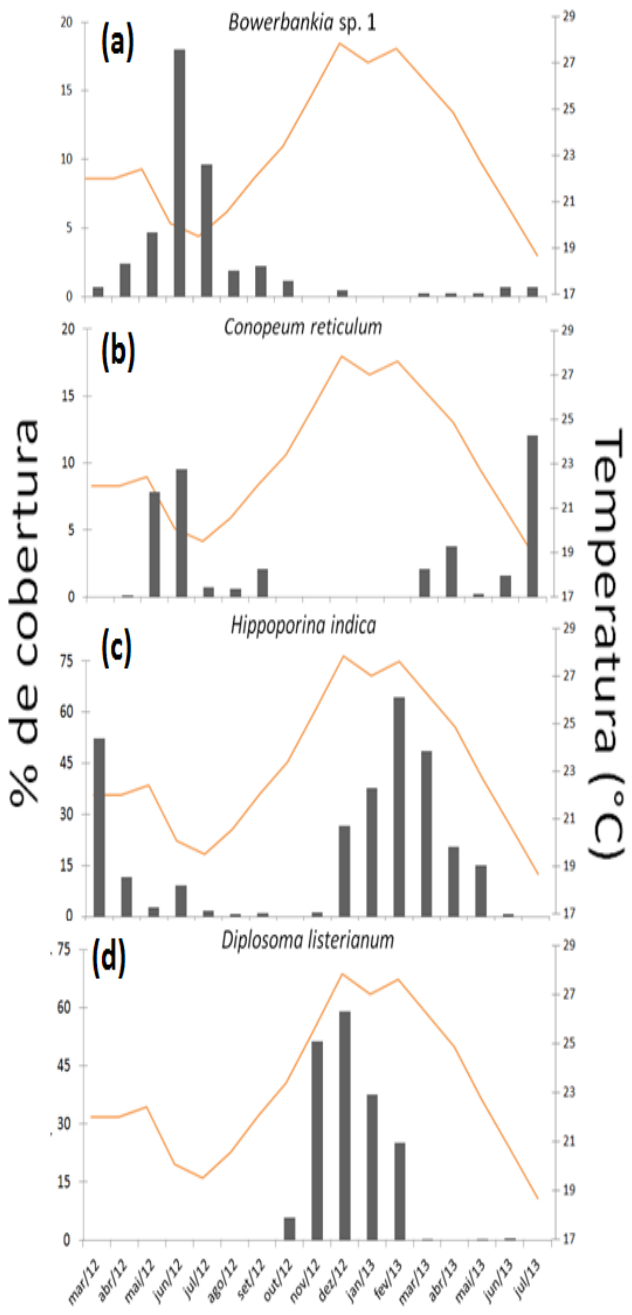


Figura 8 Variação da abundância das espécies de março de 2012 a julho de 2013. A linha representa a variação de temperatura média mensal da água no período. (a) *Bowerbankia* sp. 1; (b) *Conopeum reticulum*; (c) *Hippoporina indica* e (d) *Diplosoma listeriranum.*

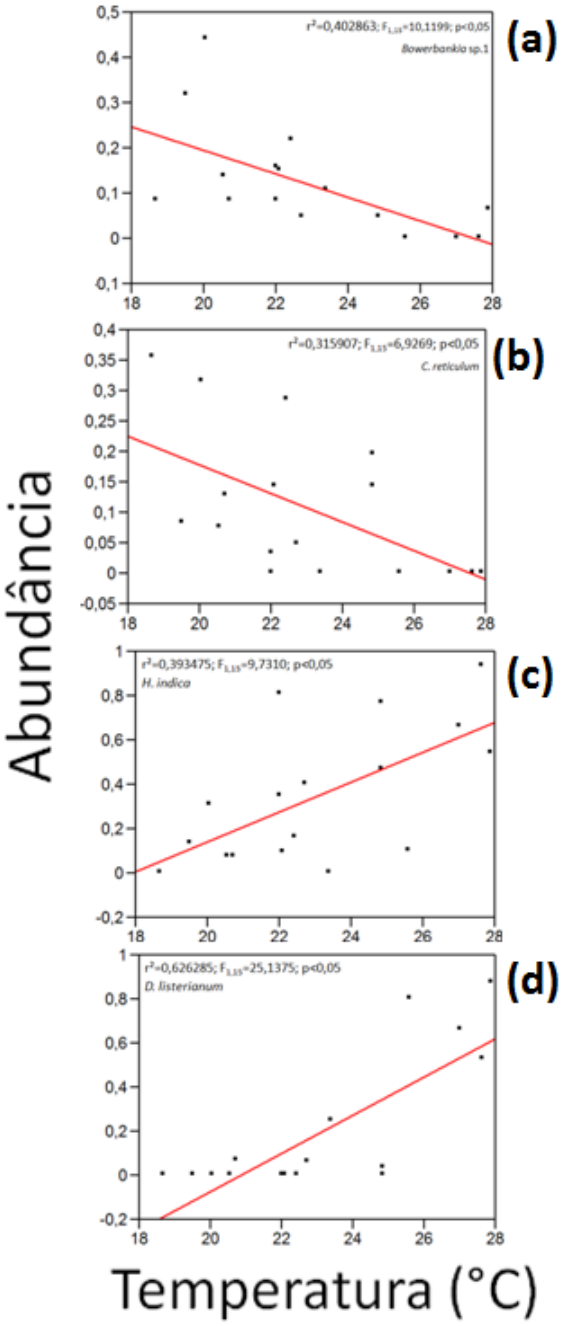


Figura 9 Regressão entre a abundância das espécies e a temperatura média de março de 2012 a julho de 2013. (a) *Bowerbankia* sp. 1; (b) *Conopeum reticulum*; (c) *Hippoporina indica* e (d) *Diplosoma listeriranum*

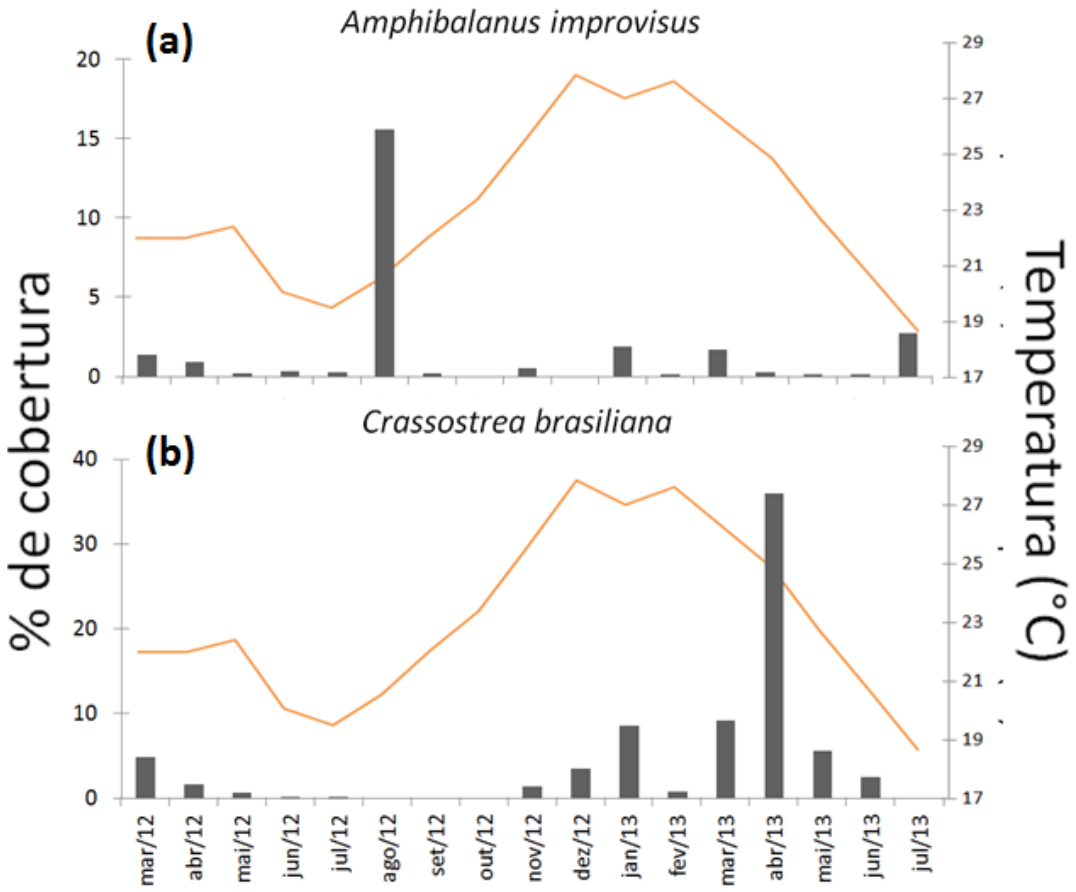


Figura 10 Variação da abundância do cirripédio *Amphibalanus improvisus* (a) e da ostra *Crassostrea brasiliana* (b) de março de 2012 a julho de 2013. A linha representa a variação de temperatura média mensal da água no período.

Levando-se em consideração a identidade das espécies, houve separação em dois grupos de meses com base na abundância de espécies na análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS, Figura 12). Um grupo incluindo parte de novembro, a fevereiro de 2012 (grupo A), correspondendo aos meses de maior temperatura (temperatura média = 27°C), e outro com março a outubro e parte de novembro de 2012 e março a julho de 2013 (grupo B), apresentando as menores temperaturas (temperatura média = 21,6°C). A análise ANOSIM mostrou que os dois grupos formados são significativamente diferentes ($R=0,6906$; $p<0,05$), enquanto que a análise SIMPER indicou a ascídia *D. listerianum* e o briozoário *H. indica* como as espécies mais representativas do grupo A, ou seja, aquelas que mais contribuíram para a formação do grupo, tendo as duas espécies juntamente uma porcentagem de contribuição de 77,1%. No grupo B mais de 84,4% da contribuição para a formação do grupo não veio de nenhuma espécie, mas sim dos espaços vazios presentes nas placas.

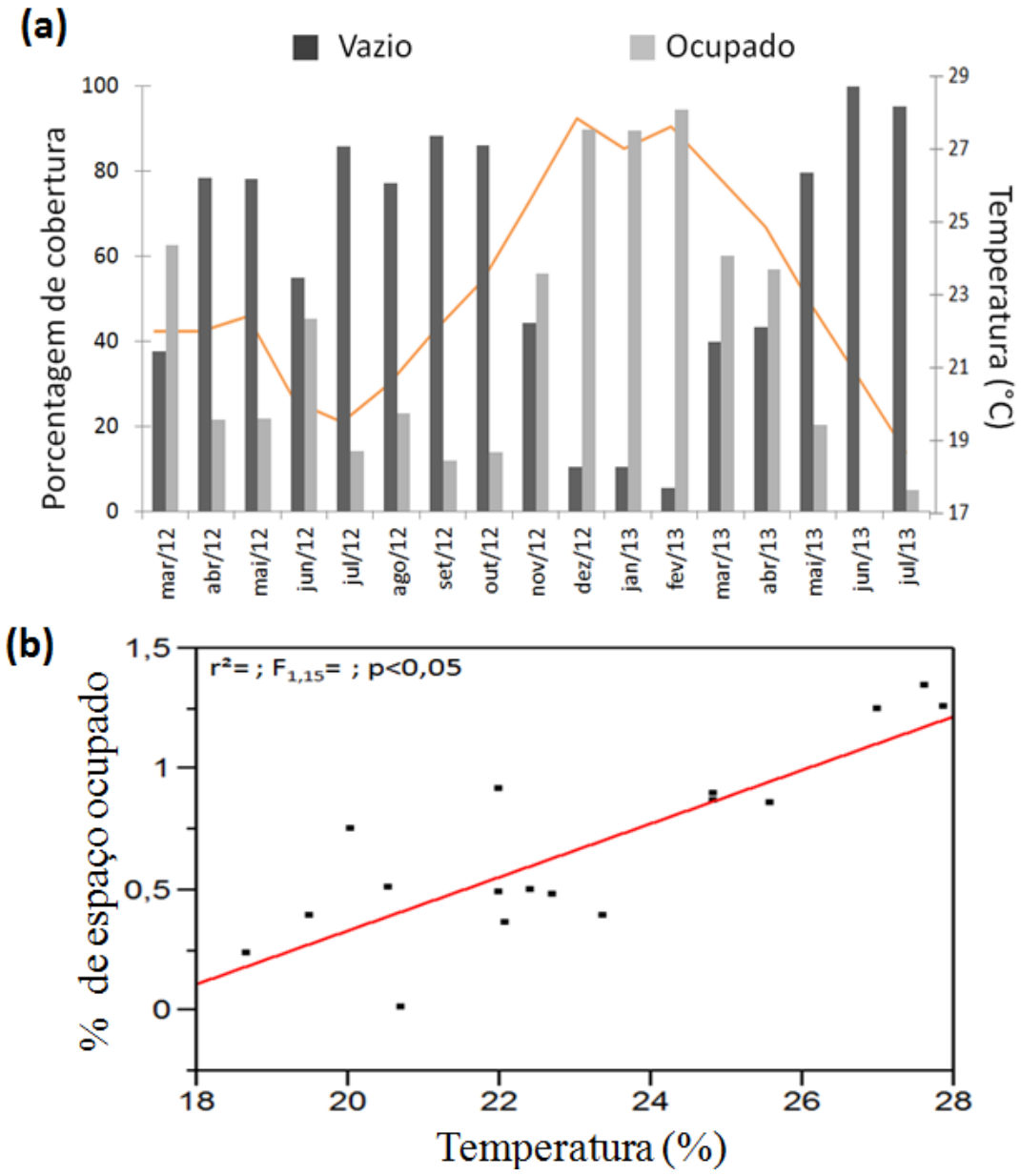


Figura 11 Comparação entre a porcentagem de espaço vazio e espaço ocupado ao longo dos 17 meses de trabalho. (a) A linha representa a temperatura média mensal da água no período. (b) Regressão entre a porcentagem de espaço ocupado e a temperatura média de março de 2012 a julho de 2013.

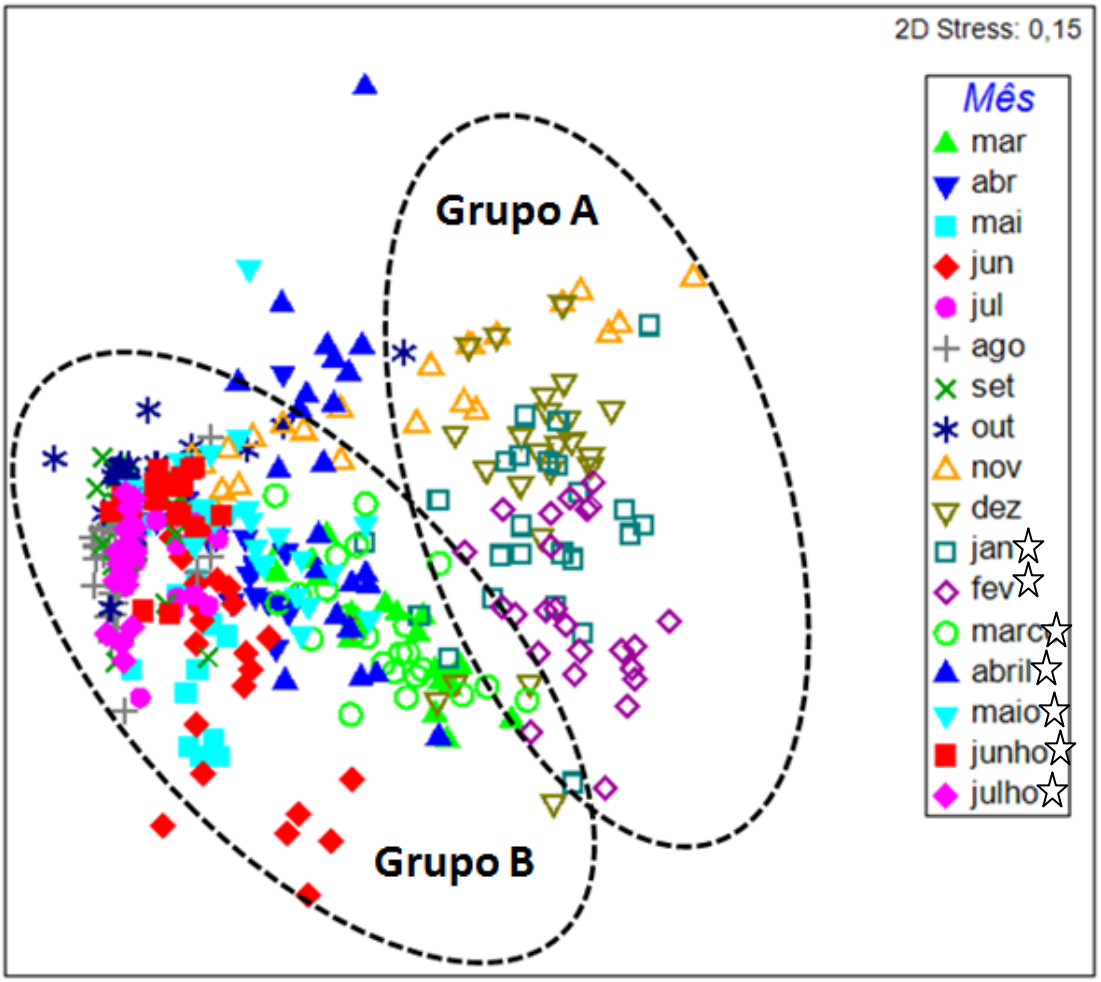


Figura 12 Análise NMDS mostrando separação significativa em dois grupos de meses com base na abundância das espécies. O grupo A inclui os meses de maior temperatura (temperatura média = 27°C) e o grupo B inclui os meses de menores temperaturas (temperatura média = 21,57°C). ☆epresenta os meses do ano de 2013.

O cirripédio *Amphibalanus reticulatus* foi uma das espécies encontradas que é considerada introduzida para a região. Ao comparar sua distribuição temporal com a craca nativa *Fistulobalanus citerosum*, é possível verificar que ao contrário da hipótese proposta para esse trabalho, a espécie nativa teve um período mais extenso de recrutamento (12 meses contra 10 meses da introduzida, Tabela 1), mas esse período não foi contínuo para nenhuma das duas espécies e ambas apresentaram épocas semelhantes de recrutamento (Tabela 1). A abundância de *A. reticulatus* e *F. citerosum* foi igualmente baixa (< 1%), tendo a primeira espécie abundância média de 0,06% de cobertura, e a segunda com 0,08%. Ambas as espécies apresentaram baixa sazonalidade de recrutamento.

O octocoral introduzido *Stragulum bicolor* teve um período curto e específico de recrutamento, aparecendo nos meses março, abril, maio e outubro de 2012, e não pode ser comparado com nenhuma espécie nativa próxima filogeneticamente. Foi a espécie que apresentou um dos períodos mais curtos (apenas quatro meses) quando comparado a qualquer outra das espécies encontradas.

Houve correlação entre os meses de março a julho de 2012 e 2013 tanto com relação à composição (presença-ausência) de espécies (Mantel: $R=0,3942$; $p<0,001$) quanto à sua abundância (Mantel: $R=0,1802$; $p<0,001$), o que mostra que a comunidade não mudou significativamente de um ano para outro.

DISCUSSÃO

Foram encontradas apenas duas espécies introduzidas na Baía de Guaratuba: o octocoral *Stragulum bicolor* e o cirripédio *Amphibalanus reticulatus*, apesar da baía ficar próxima a um grande porto, o porto de Paranaguá, que é considerado uma área de risco para bioinvasão marinha e tem grande influência nas áreas de entorno. Em um experimento paralelo foram encontradas mais duas espécies introduzidas (*Amphibalanus eburneus* e *Styela plicata*) em placas que ficaram submersas por mais tempo. Algumas espécies introduzidas na Baía de Paranaguá não foram encontradas em Guaratuba, como: *Garveia franciscana*, *Podocoryna* sp., *Hydroides sanctaecrucis*, *Megabalanus coccopoma* e *Striatobalanus amaryllis* (Cangussu et al. 2010)

As duas espécies introduzidas foram pouco abundantes nesse estudo, ambas com abundância média inferior a 1%. *Amphibalanus reticulatus* recrutou intermitentemente em todas as estações do ano, diferente de *Stragulum bicolor* que recrutou no outono e em apenas um mês do inverno. Ao contrário do que se esperava, o período reprodutivo e a abundância média do cirripédio nativo *Fistulobalanus citerosum* foi maior do que do introduzido *Amphibalanus reticulatus*, fato já observado anteriormente na Baia de Paranaguá (Cangussu, 2008). Nessa mesma baía, mesmo *A. reticulatus* apresentando alto potencial invasor e um crescimento inicial mais rápido que a espécie nativa, *F. citerosum* ainda apresentou abundância superior à introduzida (Rigo

2011). Em alguns meses, como julho e novembro de 2012 as curvas de rarefação não atingiram uma assíntota, o que indica que mais réplicas nesses meses poderiam ser encontrados mais organismos de *A. reticulatus.*

Com base nos dados de presença das espécies, não foi possível visualizar uma sazonalidade marcada no recrutamento da comunidade incrustante da marina do iate clube de Caiobá, pois a maioria dos táxons recrutou ao longo de todo o ano (Tabela 1). Por outro lado, a variação da abundância da comunidade ao longo do ano mostrou que há uma tendência de divisão dos 17 meses em dois grupos: o primeiro incluindo novembro e dezembro de 2012 e janeiro e fevereiro de 2013, sendo os meses de maior taxa de colonização nas placas e maiores temperaturas registradas e o segundo, incluindo março a outubro de 2012 e março a julho de 2013, com as menores taxas de ocupação e menores temperaturas (Figuras 14 e 16). Esse padrão não se aplica para as espécies introduzidas e nativas isoladamente, pois elas não apresentaram suas maiores taxas de colonização nesses meses mais quentes.

Foi possível verificar que houve uma mudança na estrutura da assembleia de espécies na região, tanto com relação à riqueza e à composição de espécies quanto à abundância dos organismos, pois algumas espécies apresentaram flutuações de abundância, enquanto outras desapareceram e reapareceram ao longo do ano. Com relação à composição de espécies, a sazonalidade registrada foi baixa, porém quando se analisa a abundância, foi possível verificar que as espécies dominantes *H. indica* e *D. listerianum* apresentaram abundâncias elevadas nos meses de maior temperatura. Outros estudos utilizando também estruturas de recrutamento (placas, painéis) e que ficaram submersas mensalmente mostraram variação na colonização das espécies incrustantes ao longo do ano. No Rio de Janeiro mesmo os táxons dominantes apresentaram padrões irregulares de distribuição ao longo de doze meses, com coletas mensais (Krohling et al. 2004). No estuário de Santos, SP o cirripédio introduzido *Balanus trigonus* recrutou praticamente o ano todo e foi considerado uma espécie oportunista (Giordano et al 2013). Um trabalho na Índia com placas submersas por três meses mostrou que a colonização das espécies incrustantes variou ao longo das diferentes estações do ano, apresentando diferenças na abundância dos organismos nos períodos de pré e pós monções (Satheesh e Wesley 2011).

A riqueza de espécies variou ao longo dos meses de estudo, com tendência a valores mais altos em meses de menores taxas de ocupação das placas. Houve baixa variação temporal na composição da comunidade e na abundância das espécies, pelo menos entre março e julho de 2012 e 2013. Isso pode indicar que foi feita uma boa avaliação da riqueza da comunidade, devido à riqueza e composição serem semelhantes nos dois anos, e que a comunidade de Guaratuba é menos rica do que outras comunidades estudadas, como Paranaguá, por exemplo.

Algumas espécies apresentaram abundância média maior que 10% em pelo menos um mês. A ascídia *Diplosoma listerianum* recrutou nos meses de maiores temperaturas. Em algumas placas chegou a atingir 100% de cobertura em um mês de submersão. Os altos valores de abundância apresentados pela ascídia podem não estar diretamente relacionados com o recrutamento da espécie (como, por exemplo, a formação de novas colônias), mas sim com a alta capacidade de crescimento lateral da espécie (Vance et al. 2008). Foi possível verificar a fusão das colônias dessas ascídias nas placas, pois era evidente o crescimento das bordas de uma colônia sobre a outra, não sendo possível verificar colônias separadas, o que evidencia o seu crescimento lateral. Em Port Phillip Bay, no sudeste da Austrália, essa espécie também apresentou altos valores de cobertura em placas de recrutamento em acrílico, atingindo 88% (Sams 2013). É uma espécie considerada oportunista e com alta taxa de crescimento (Rocha 1991). Isso evidencia a capacidade de crescimento rápido da espécie, o que pode ser uma vantagem competitiva contra outras espécies incrustantes em um curto intervalo de tempo, podendo ela se tornar dominante em substratos disponíveis (Vance et al. 2008). Esse rápido crescimento em curto intervalo de tempo pode sugerir um sucesso dessa espécie como potencial invasora (Rocha e Kremer 2005; Altman e Whitlatch 2007; Vance et al. 2008) na região da Baía de Guaratuba, onde é considerada uma espécie criptogênica.

O briozoário *Hippoporina indica* recrutou ao longo dos 17 meses, apresentando maiores abundâncias (acima de 30% de cobertura) nos meses com temperatura média acima de 22°C, e foi a espécie mais frequente em placas em todo o estudo. É uma espécie frequente em substratos artificiais e também apresentou altos valores de abundância no verão em um estudo na Baía de Babitonga em Santa Catarina (Heyse 2012). Em Brisbane na Austrália, também foi reportado que esse briozoário teve

uma alta abundância no verão e outono (Tilbrook 2012). Sua alta frequência e abundância nesse trabalho pode se dar pelo fato de que o Iate Clube Caiobá se localiza na entrada da Baía de Guaratuba, onde os valores de salinidade são mais altos e alguns trabalhos já reportaram que *H. indica* não recruta em locais com baixa salinidade (McCann et al. 2007) como seria no interior da baía. Para entender melhor o padrão espacial de recrutamento dessa espécie seriam necessárias mais amostragens em diferentes pontos da Baía de Guaratuba, mensurando os respectivos valores de salinidade.

O briozoário *Conopeum reticulum* apareceu nos meses de menores temperaturas, atingindo o maior valor de abundância (crescimento das colônias) em junho (20°C). Corroborando com o que encontramos, Menon (1972) verificou o maior crescimento das colônias desse briozoário em uma faixa de temperatura de 12° a 22°C.

O cirripédio *Amphibalanus improvisus* teve um longo período de colonização das placas durante o ano, o que indica que essa espécie apresenta adaptações às variações ambientais, situação comum em estuários. Na região do Mar Báltico na Europa *A. improvisus* se estabeleceu ao longo dos anos de 2009 e 2010 com maiores valores de abundância no verão e no outono, tendo sido correlacionada com os valores de temperatura (Pansch 2012). No nordeste do Mar Negro foram encontradas larvas de *A. improvisus* da primavera até o outono (Selifonova 2012). Isso mostra que esse cirripédio é uma espécie que tem capacidade de tolerar variações sazonais de condições e recursos, se mostrando oportunista.

Alguns táxons, mesmo não apresentando abundância maior que 5% de cobertura em pelo menos um mês, estiveram presentes em épocas específicas do ano, como a ascídia *Symplegma* sp., que apareceu apenas em fevereiro e maio de 2012 (Tabela 1), e o Entoprocta ni que recrutou apenas no outono e inverno (Tabela 1). Dos táxons que apresentaram abundância média superior a 5% em pelo menos um mês, a maioria teve sua abundância relacionada diretamente à variação de temperatura ao longo do tempo, sendo os meses mais quentes os de maior ocupação. Devido aos estuários serem ambientes que apresentam grande variação de condições ao longo do dia, como salinidade e temperatura, é de se esperar que as espécies que habitam esses locais sejam bastante adaptadas a essas variações e que, consequentemente, estejam adaptadas às pequenas variações sazonais nesses ambientes.

A temperatura foi relacionada à abundância da maioria das espécies testadas. Nesse trabalho, restringimos o estudo de influência abiótica sofrida pelas espécies apenas à temperatura, porém estudos mais detalhados de dados abióticos como a variação sazonal da salinidade e disponibilidade de alimento, entre outros, podem esclarecer e justificar a distribuição temporal encontrada na baía. Estudos de longo prazo também são importantes para analisar espécies que apresentam ciclos maiores que os apresentados nos 17 meses desse trabalho.

Diversos fatores podem afetar a colonização de organismos incrustantes, o que pode influenciar na detecção de espécies introduzidas. Em um estudo paralelo, realizado na mesma época do presente estudo, com placas que ficaram submersas por três meses no Iate Clube Caiobá foram encontradas mais duas espécies consideradas introduzidas para a região: o cirripédio *Amphibalanus eburneus* e a ascídia *Styela plicata*, ambas conseguindo recrutar apenas em placas já colonizadas, e uma espécie de esponja Porifera ni 3, que recrutou apenas em placas com um ano de submersão. O tipo de substrato e a disponibilidade de espaço livre para a fixação larval, o pool de larvas no momento da colocação das placas, a predação das larvas e o seu comportamento, além de eventos hidrodinâmicos, podem determinar se um organismo vai colonizar um novo espaço e se vai conseguir aumentar sua abundância. Outros materiais como granito, acrílico, madeira, entre outros podem ser testados para o inventariamento de espécies. Berntsson et al. (2000) em seu trabalho mostraram que a craca *A. improvisus* apresentou preferência por substratos macios ao invés dos rígidos. Outro fator importante que pode influenciar no resultado de trabalhos de sazonalidade é a amostragem em substrato natural, pois algumas espécies podem ter dificuldade em recrutar em substratos artificiais. Outras alternativas para uma melhor detecção de espécies introduzidas é realizar trabalhos em diferentes pontos do estuário, pois estudos nesse tipo de ambiente já evidenciaram que há variação na composição e abundância de espécies entre a entrada e o interior de uma baía (Heyse 2012).

A baixa sazonalidade da comunidade em geral é mantida também pelo fato de que a sazonalidade de uma espécie pode interferir em outra espécie, devido às interações bióticas (Holland e Polgar 1976), portanto se uma delas não muda, não há interferência na outra. Essa baixa variação temporal na composição de espécies incrustantes encontrada na Baía de Guaratuba evidencia que as espécies estudadas são

generalistas em relação à variação de condições ambientais ao longo do tempo. Isso aumenta a probabilidade de estabelecimento daquelas introduzidas, assim como a de exportação das espécies nativas da baía. O manejo, como por exemplo, a limpeza de estruturas, deve ser contínuo durante o ano todo. Porém uma atenção especial deve ser dada nos meses do verão, cujas temperaturas são mais elevadas e algumas espécies aumentam sua pressão de propágulo, assim como a chance de sucesso de recrutamento, podendo favorecer o processo de introdução de espécies para outras regiões. O monitoramento das populações nativas e introduzidas também deve ser feito ao longo do ano para uma melhor compreensão do processo de bioinvasão.

REFERÊNCIAS

Alpert P, Bone E, Holzapfel C. 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. Perspect Plant Ecol Evol Syst 3:52-66.

Altman S, Whitlatch RB. 2007. Effects of small-scale disturbance on invasion success in marine communities. J Exp Mar Biol Ecol 342:15–29.

Anderson M, Gorley R, Clarke K. 2008. PERMANOVA for PRIMER: Guide to software and statistical methods. Plymouth: PRIMER-E Ltd.

Bax N, Carlton JT, Mathews-Amos A, Haedrichs RL, Howarth FG, Purcell JE, Rieser A, Gray A. 2001. The control of biological invasions in the world's oceans. Conserv Biol 15(5):1234-1246.

Berntsson KM, Jonsson PR, Lejhall M, Gatenholm P. 2000. Analysis of behavioural rejection of micro-textured surfaces and implications for recruitment by barnacle *Balanus improvisus.* J Exp Mar Biol Ecol 251:59–83.

Brown KM, Swearingen DC. 1998. Effects of seasonality, length of immersion, locality and predation on an intertidal fouling assemblage in the Northern Gulf of Mexico. J Exper Mar Biol Ecol 225:107-121.

Caro AU, Guiñhez R, Ortiz V, Castilla JC. 2011. Competition between a native mussel and a non-indigenous invader for primary space on intertidal rocky shores in Chile. Mar Ecol Prog Ser 428:177-185.

Caley MJ, Carr MH, Hixon MA, Hughes TP, Jones GP, Menge BA. 1996. Recruitment and the local dynamics of open marine populations. Annu Rev Ecol Evol 27:477-500.

Cangussu LC. 2008. Espécies incrustantes introduzidas na Baía de Paranaguá: capacidade de estabelecimento em comunidades naturais. Tese de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 75p.

Cangussu LC, Altaver L, Haddad MA, Cabral AC, Heyse HL, Rocha RM. 2010. Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. Braz J Oceanogr 58(3):219-231.

Carlton JT. 1996. Biological invasions and cryptogenic species. Ecology 77 (6): 653-1655.

Carlton JT, Geller JB. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. Science 261: 78-82.

Chalmer PN. 1982. Settlement patterns of species in a marine fouling community and some mechanisms of succession. J Exper Mar Biol Ecol 58:73-85.

Chaves PTC, Corrêa MFM. 1998. Composição ictiofaunística da área de manguezal da Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. Rev Bras Zool 15(1):195-202.

Clarke KR, Gorley RN. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. Plymouth (USA): PRIMER-E

Coma R, Ribes M, Gili JM, Zabala M. 2000. Seasonality in coastal benthic ecosystems. Trends Ecol Evol 15(11): 448-453.

Gama BAP, Pereira RC, Coutinho RA. 2009. Bioincrustação Marinha. In Pereira RC, Sores-Gomes A. Biologia Marinha. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 299-318.

Giordano FB, Borges RP, Santos JAP, Rosso S. 2013. Recrutamento e colonização de cirripédios *Balanus trigonus* em painéis artificiais em águas estuarinas de Santos - SP, Brasil: um estudo de 45 meses. UNISANTA BioScience 2(1):35-41.

Heyse HL. Briozoários como bioindicadores de qualidade ambiental na Baía da Babitonga, Santa Catarina. 2012. Tese de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 106p.

Holland AF, Polgar TT. 1976. Seasonal changes in the structure of an intertidal community. Mar Biol 37:341-348.

Krohling W, Brotto DS, Zalmon IR. 2004. Fouling community recruitment on an artificial reef in the nort coast of Rio de Janeiro state. J Coast Res 19:1118-1121.

Maughan BC. 2001. The effects of sedimentation and light on recruitment and development of a temperate, subtidal, epifaunal community. J Exp Mar Biol Ecol 256:59-71.

McCann LD, Hitchcock NG, Winston JE, Ruiz GM. 2007. Non-native bryozoans in coastal embayments of the southern United States: new records for the western Atlantic. Bul Mar Sci 80(2): 319–342.

Mehta SV, Haight RG, Homans FR, Polasky S, Venette RC. 2007. Optimal detection and control strategies for invasive species management. Ecol Econ 61:237-245.

Menon, NR. 1972. Heat tolerance, growth and regeneration in three North Sea bryozoans exposed to different constant temperatures. Mar Biol 15:1-11.

Neves CS, Rocha RM, Pitombo FB, Roper JJ. 2007. Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, Southern Brazil. Biofouling 23(5): 319-330.

Neves CM, Rocha RM. 2008. Introduced and cryptogenic species and their management in Paranaguá bay, Brazil. Braz Arch Biol Techn 51(3): 623-633.

Osman RW. 1978. The influence of seasonality and stability on the species equilibrium. Ecology 59(2):383-399.

Pansch C, Nasrolahi A, Appelhans YS, Wahl M. 2012. Impacts of ocean warming and acidification on the larval development of the barnacle *Amphibalanus improvisus*. J Exp Mar Biol Ecol 420-421:48–55.

Rico A, Peralta R, Gappa JL. 2012. Succession in subtidal macrofouling assemblages of a Patagonian harbour (Argentina, SW Atlantic). Helgol Mar Res 66:577-584.

Rigo APR. 2011. Crescimento inicial e biologia reprodutiva do cirripédio introduzido *Amphibalanus reticulatus* e do nativo *Fistulobalanus citerosum* na Baía de Paranaguá (PR). Master's Thesis. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 40p.

Rocha RM. 1991.Replacement of compound ascidian species in a southeastern Brazilian fouling community. Bolm Inst Oceanogr 39(2):141-153.

Rocha RM, Kremer LP. 2005. Introduced ascidians in Paranguá Bay, southern Brazil. Rev Bras Zool 22(4):1170-1184.

Sams MA, Keough MJ. 2013. Effects of early recruits on temperate sessile marine community composition depend on other species recruiting at the time. Oecologia. DOI 10.1007/s00442-013-2597-8

Satheesh S, Wesley SG. 2010. Influence of substratum colour on the recruitment of macrofouling communities. J Mar Biol Assoc UK 90(5):941–946.

Satheesh S, Wesley SG. 2011. Influence of submersion season on the development of test panel biofouling communities in a tropical coast. Estuar Coast Shelf Sci 94:155-163.

Selifonova ZP. 2012. Taxonomic Composition and Seasonal Dynamics of the Meroplankton of the Coastal Zone of the Northeastern Black Sea. Russ J Mar Biol 38: 1–9.

Stephens K, Sheldon RW, Parsons TR. 1967. Seasonal variation in the availability of food for benthos in a coastal environment. Ecology 48(5):852-855.

Tilbrook KJ. 2012. Bryozoa, Cheilostomata: first records of two invasive species in Australia and the northerly range extension for a third. Checklist 8(1):181-183.

Tomanek L, Helmuth B. 2002. Physiological ecology of rocky intertidal organisms: A synergy of concepts. Integr Comp Biol 42: 771-775.

Vance T, Lauterbach L, Lenz M, Wahl M, Sanderson RA, Thomason JC. 2009. Rapid invasion and ecological interactions of *Diplosoma listerianum* in the North Sea, UK. Mar. Biodiversity Records 2:e59. doi:10.1017/S1755267209000815.

Watson DI, Barnes DKA. 2004. Temporal and spatial components of variability in benthic recruitment, a 5-year temperate example. Mar Biol 145: 201-214.

CAPÍTULO 2

SUCESSÃO ECOLÓGICA DA COMUNIDADE INCRUSTANTE EM SUBSTRATO ARTIFICIAL NA BAÍA DE GUARATUBA, PARANÁ, ENFATIZANDO ESPÉCIES INTRODUZIDAS.

Resumo: Foi analisada a sucessão ecológica na comunidade incrustante local, identificando mecanismos de interação entre espécies. A frequência das espécies introduzidas, bem como os estágios sucessionais em que apareceram foram acompanhados a fim de compreender como essas espécies se comportam ao longo do tempo. Placas de polietileno foram colocadas em uma marina na Baía de Guaratuba para a coleta dos organismos. Foram encontradas quatro espécies introduzidas para a região: o octocoral *Stragulum bicolor*, os cirripédios *Amphibalanus reticulatus* e *Amphibalanus eburneus* e a ascídia *Styela plicata*. A sucessão ecológica ocorreu por diferentes mecanismos como adição, exclusão e substituição de espécies. Duas das espécies introduzidas, *A. eburneus* e *S. plicata* apareceram apenas em estágios intermediários a tardios na sucessão e foram menos frequentes que as espécies nativas próximas filogeneticamente. *Amphibalanus reticulatus* colonizou em todos os estágios sucessionais, mostrando-se uma espécie generalista, enquanto que *S. bicolor* não apresentou nenhum padrão, mostrando-se oportunista. Assim, o manejo deve ser contínuo durante o ano todo visando evitar que o processo de sucessão atinja estágios intermediários e avançados.

INTRODUÇÃO

Comunidades marinhas incrustantes podem conter organismos coloniais ou solitários e serem constituídas por uma ou mais camadas de organismos, resultando no processo de bioincrustação. Elas podem apresentar alta diversidade de esponjas, hidrozoários, briozoários, cirripédios, bivalves, ostras, ascídias, entre outros (Gama et al. 2009).

A sucessão ecológica é um processo complexo que reflete as mudanças que ocorrem em uma comunidade ao longo do tempo após eventos de perturbação que

disponibilizam novos substratos, envolvendo processos de colonização, extinção e substituição local de espécies (Pickett 1976, Connell e Slatyer 1977, Walker 1987) e pode ser dividida em três estágios: inicial, intermediário e tardio. A bioincrustação pode sofrer um processo de sucessão ecológica devido a uma perturbação que cause mortalidade de organismos e forneça um novo habitat, ou quando há fornecimento de novas superfícies, como estruturas de portos e marinas (Connell e Slatyer 1977; Pacheco et al. 2010). As mudanças que ocorrem na comunidade podem ser causadas por interações entre colonizadores iniciais e tardios e/ou por modificações no ambiente físico, dentre outras explicações (Breitburg 1985).

Facilitação, inibição e tolerância são mecanismos importantes relacionados com sucessão ecológica. Algumas espécies não conseguem recrutar ou se estabelecer no novo espaço fornecido, pois não apresentam adaptações a ele, necessitando dessa forma do auxílio de outras espécies, em um processo conhecido como facilitação (Connell e Slatyer 1977, Stachowicz 2001). Espécies pioneiras são capazes de tolerar condições adversas de um novo ambiente, em seguida podem modificá-lo e, assim, facilitar o aparecimento de novas espécies que deslocam as iniciais. Por outro lado, existem espécies que, ao instalar-se no substrato, impedem o recrutamento de novas espécies, ou seja, causam inibição no recrutamento/estabelecimento de determinadas espécies (Connell e Slatyer 1977, Osman e Whitlatch 1995). Há ainda aquelas espécies que não afetam o estabelecimento de outras, ou seja, não facilitam e nem inibem as demais espécies, chamadas de tolerantes (Connell e Slatyer 1977; Miranda 2009).

A época do ano em que se inicia a sucessão pode influenciar a estrutura da comunidade (Breitburg 1985), em função da disponibilidade sazonal de propágulos. Portanto, para compreender as mudanças que ocorrem nas comunidades são necessários estudos em diferentes épocas para distinguir os processos de sucessão propriamente dito da sazonalidade de recrutamento das comunidades marinhas (Chapman 2002).

A Baía de Guaratuba, está localizada a aproximadamente 60 Km do Porto de Paranaguá (ver Figura 1, Capítulo 1), no qual há o favorecimento de introdução de espécies devido ao frequente tráfego de navios internacionais e fornecimento de substratos artificiais (Neves et al. 2007). Isso torna a Baía de Guaratuba um lugar vulnerável à introdução de espécies, devido ao transporte regional dessas espécies incrustadas em pequenos barcos de pesca e passeio (Niimi 2004). O presente estudo é o

primeiro a abordar a sucessão ecológica de organismo incrustantes e enfatizando espécies introduzidas na Baía de Guaratuba.

O conhecimento sobre a estrutura e a dinâmica das comunidades ecológicas é de suma importância para a conservação de espécies. Para a restauração de uma área degradada é necessário entender como se dá o processo de sucessão de espécies na comunidade, ou seja, a mudança na composição de espécies ao longo do tempo (Palmer et al. 1997). Espécies invasoras podem alterar o trajeto das sucessões ecológicas, pois podem se tornar dominantes em pequenas escalas (Prach e Walker 2011) ou podem competir com espécies nativas (Yurkonis et al. 2005). Estudos de sucessão ecológica podem indicar as condições do ambiente que favorecem a introdução de espécies e também auxiliar na compreensão do efeito de espécies introduzidas na comunidade, de modo que possam ser sugeridas medidas de restauração e manejo de áreas (Prach e Walker 2011).

Dependendo do estágio sucessional, uma comunidade pode ser mais ou menos susceptível à ocupação por espécies introduzidas. A disponibilidade de espaço criada por perturbações de pequena escala podem facilitar o sucesso de espécies marinhas invasoras em substratos rígidos (Altman e Whitlatch 2007). Já foi reportado que estágios iniciais de sucessão também foram os mais susceptíveis a espécies de plantas invasoras (Rejmánek 1989; Byrne 1992). Algumas espécies introduzidas, como *Diplosoma listerianum* (introduzida para a região de Long Island Sound, USA) já foram relatadas aumentando sua abundância e frequência em estágios iniciais de sucessão, colonizando áreas perturbadas (Altman e Whitlatch 2007, Agius 2007). Na Holanda as ascídias introduzidas *Botrylloides violaceus* e *Didemnum vexillum* colonizaram ambientes já ocupados por outros organismos, diferentemente das espécies de ascídias nativas da região, que tiveram seu recrutamento inibido pela comunidade já estabelecida (Lindeyer e Gittenberger 2011). Contudo, a maioria dos trabalhos sobre sucessão ecológica que abordam espécies introduzidas foram realizados em ambiente terrestre estudando sucessão vegetal. Os objetivos desse capítulo foram: 1) Identificar possíveis modelos de interações entre espécies durante o processo de sucessão que expliquem as comunidades finais observadas e testar a hipótese de que as espécies introduzidas são mais frequentes em estágios sucessionais iniciais devido à alta facilidade em recrutar em substratos disponíveis, sua alta taxa reprodutiva e alta disponibilidade de propágulos

(Alpert et al. 2000) e 2) Verificar se há maior susceptibilidade à introdução de espécies em um estágio sucessional específico.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A Baía de Guaratuba, que faz parte da Área de Proteção Ambiental de Guaratuba, (25°51.80'S, 48° 38.20'W) apresenta uma área de 49 km² e está localizada no estado do Paraná, entre os municípios de Guaratuba e Matinhos (Balneário de Caiobá). A salinidade varia sazonalmente, sendo seus valores mais altos no inverno (37‰) e baixos no verão (3‰); a temperatura varia de 15°C a 28°C, podendo ultrapassar este valor (Chaves e Corrêa 1998). Na região, são comuns atividades de maricultura e pesca.

O estudo foi realizado no Iate Clube Caiobá, situado no Balneário de Caiobá, município de Matinhos. Foi fundado em agosto de 1961 e está localizado na sede atual desde 1990. Contém seis píeres flutuantes medindo aproximadamente 70 m de comprimento e 66 vagas para embarcações além de apresentar um quebra-mar, criando uma zona de refúgio para as embarcações (Ver figura 2, Capítulo 1).

Coleta de Dados em Campo

Os organismos incrustantes foram coletados de agosto de 2012 a julho de 2013 na região da marina. Placas de polietileno de coloração preta e dimensão 12x12 cm foram amarradas duas a duas, com espaçamento de 2 cm entre elas, apresentando uma conformação de "sanduíche". Os sanduíches foram posteriormente presos a cordas de 3 m de comprimento em posição horizontal, com auxílio de abraçadeiras plásticas para a coleta dos organismos. Uma das extremidades da corda contendo os sanduíches foi amarrada ao píer e a outra a uma garrafa com areia que auxiliou para que as placas ficassem submersas. Três tratamentos foram realizados: mensal, trimestral e anual, compostos respectivamente por 1 mês, 3 meses e 12 meses de submersão das placas. Um "sanduíche" de cada tratamento foi colocado em posição aleatória ao longo da

corda, totalizando 12 réplicas de cada tratamento, que foram distribuídas em quatro píeres (três réplicas em cada). Os tratamentos ficaram submersos e os “sanduíches” foram coletados e substituídos por novos, conforme o tratamento. Desta forma, ao final do procedimento resultaram 12 séries de um mês de submersão (R), 4 séries de três meses (T) e uma série de um ano (A), cada uma delas com 12 “sanduíches” (Figura 2). Cada placa foi devidamente etiquetada com dados do mês de coleta, numeração, face da placa (interna ou externa) e tratamento. Essa conformação das placas em "sanduíches" fornece uma maior disponibilidade de micro-habitats para os organismos e assim possibilita a detecção de uma maior riqueza de espécies.

Após terem sido coletadas, as placas foram colocadas em água do mar com mentol para anestesia dos organismos incrustados e transportadas para o laboratório.

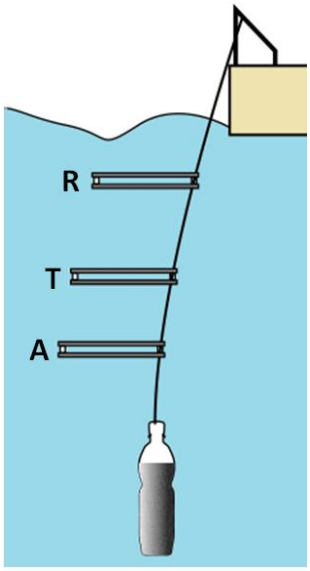


Figura 2 Disposição dos sanduíches submersos e amarrados ao píer da marina em Guaratuba, Paraná. R= Placas de recrutamento (mensais), T= Placas trimestrais e A= placas anuais

Procedimentos em laboratório e triagem do material

Em laboratório, cada placa foi fotografada e armazenada em álcool 70%, até o momento de triagem. Para a análise da composição da comunidade, os sanduíches foram desfeitos e observadas apenas as faces voltadas para o fundo da baía, pois a deposição de sedimentos dificulta o recrutamento nas faces voltadas para cima (Maughan 2001). Com o auxílio de um microscópio estereoscópico as espécies foram

identificadas e registradas em uma matriz de presença. Aquelas espécies que não puderam ser identificadas no laboratório foram enviadas a especialistas.

Análise dos dados

De acordo com o estágio sucessional, as espécies foram classificadas como pioneiras, intermediárias e tardias. Pioneiras foram consideradas aquelas que apareceram apenas em placas limpas, ou seja, nas séries mensais ou placas de recrutamento (R). As demais espécies que aparecerem apenas em placas já colonizadas foram consideradas como intermediárias as que estavam presentes em placas trimestrais (T), e tardias aquelas presentes apenas em placas anuais (A). A abundância das espécies foi estimada a partir de dados de porcentagem de cobertura através do método de Ponto de Contato, detalhado no capítulo 1.

O mecanismo de substituição foi considerado como sendo a troca de espécies pioneiras por espécies intermediárias ou tardias ao longo do tempo de estudo. Para verificar isso, a cada trimestre a lista de espécies nas placas trimestrais (T) foi comparada com as três listas das séries de placas mensais (R1, R2 e R3) do mesmo período (Figura 1a), sendo R1 imersa no mesmo instante que T, e as outras duas séries, R2 e R3, colocadas nos dois meses subsequentes (R3 e T retiradas ao mesmo tempo). Assim, a análise foi feita em 4 períodos: 1) Série trimestral imersa em agosto de 2012, juntamente com as séries mensais de agosto, setembro e outubro; 2) Trimestral imersa em novembro com as mensais de novembro, dezembro e janeiro de 2013; 3) Trimestral imersa em fevereiro de 2013 e mensais de fevereiro, março e abril e 4) Trimestral imersa em maio com as mensais de maio, junho e julho de 2013. De forma semelhante, as placas anuais, que foram submersas no mesmo instante que R1 e T1, foram comparadas com as trimestrais (T1, T2, T3 e T4 - Figura 1b) e com a mensais (R1 a R12 - Figura 1c).

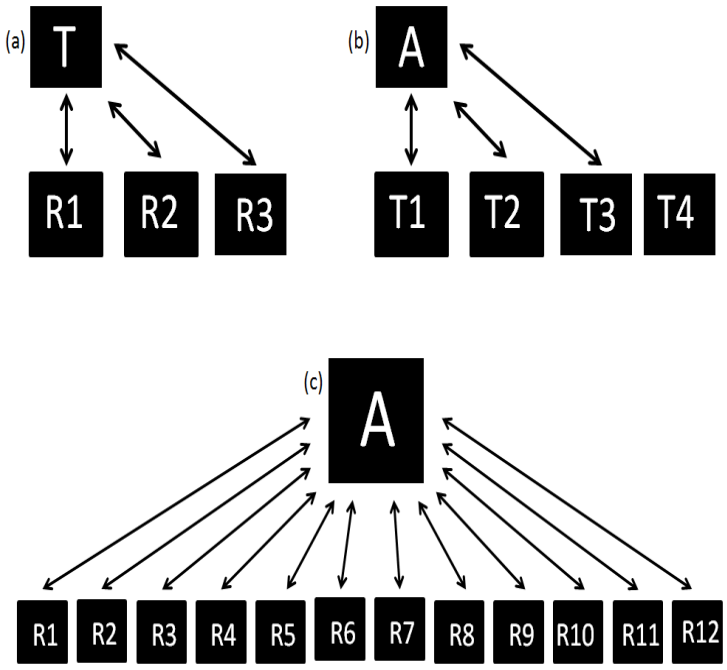


Figura 1 Esquema representando como se deu a análise da sucessão utilizando placas mensais (R), trimestrais (T) e anuais (A).

As séries mensais R(1-12) indicam a disponibilidade de larvas no ambiente e, portanto, a sazonalidade da reprodução das espécies. Foram utilizadas para compreender como se deu a formação das comunidades das placas T e A e se esta sazonalidade teve um papel importante. Como T, R1 e A foram submersas no mesmo dia, a comunidade inicial de T e A, ou seja, as primeiras espécies a colonizarem essas placas, foi considerada idêntica à comunidade que colonizou R1. O índice de similaridade de Jaccard foi utilizado para quantificar a semelhança entre as comunidades de T com R1, R2 e R3, e assim foi possível verificar as mudanças na comunidade de T desde o momento de sua submersão até o momento de sua retirada da água.

A mudança da comunidade que não se enquadrou no processo de substituição de espécies foi explicada devido a outros mecanismos relacionados com a época de recrutamento das espécies, como a adição nos meses subsequentes e também a exclusão de espécies que colonizaram o substrato em estágios iniciais, além da inibição de algumas espécies que não conseguiram recrutar em placas já colonizadas. Para

compreender melhor a sazonalidade, foram utilizadas informações mais detalhadas do período de recrutamento das espécies apresentadas no capítulo 1.

Uma análise de variância permutacional não métrica (PERMANOVA) (Anderson 2001) foi realizada para verificar se houve diferença na composição de espécies dos quatro trimestres devido aos mecanismos de sucessão, e também evidenciar assim o papel da sazonalidade na dinâmica da comunidade. Assim foi possível verificar se a época de início de estudo de uma sucessão influencia na formação da comunidade.

Para verificar os mecanismos de interação entre as espécies na comunidade, foram considerados os seguintes critérios: Espécies presentes apenas em R1 e ausentes em T foram consideradas excluídas da comunidade. Aquelas ausentes em R1 e presentes em R2, R3 e T foram adicionadas na comunidade ao longo do tempo. Espécies inibidas foram aquelas que estiveram presentes em R2 e/ou R3 e ausentes em T, ou seja, aquelas que recrutaram em placas "limpas", mas não em placas já colonizadas, e espécies facilitadas foram aquelas que estiveram presentes em T e ausentes em R1, R2 e R3, pois só recrutaram em placas onde já haviam organismos incrustados. Os mesmos critérios foram utilizados na comparação das placas anuais com mensais e trimestrais.

A frequência das espécies nativas e introduzidas próximas filogeneticamente foi comparada com a finalidade de testar a hipótese de que as espécies introduzidas serão mais frequentes em estágios sucessionais iniciais, ou seja, mais frequentes em placas mensais (R) do que as nativas, devido à sua alta pressão de propágulos e alta capacidade de colonização (Alpert et al. 2000). A frequência em cada estágio sucessional foi calculada dividindo-se o número de placas do respectivo tratamento (R, T ou A) em que a espécie foi encontrada pelo número total de placas do tratamento. Também foi analisado qual estágio sucessional foi mais susceptível à introdução de espécies, observando em quais tratamentos, R, T ou A, as espécies introduzidas colonizaram.

RESULTADOS

Foram encontrados 38 táxons, dentre eles quatro foram identificados como introduzidos para a região: *Stragulum bicolor, Amphibalanus reticulatus, Amphibalanus eburneus* e *Styela plicata* (Tabela 1). Houve variação não só na composição, como também na abundância dos organismos. Os táxons dominantes nos estágios inicias foram o briozoário *Hippoporina indica* (abundância média 16,9%), seguido pela ascídia *Diplosoma listerianum* (10,8%) e a ostra *Crassostrea brasiliana* (4,2%). Esses aumentaram levemente sua abundância nos estágios intermediários. Nos estágios tardios a ostra aumentou sua abundância (18,9%), bem como os cirripédios *Fistulobalanus citerosum* (10,3%) e *Amphibalanus improvisus* (10,4%). *Diplosoma listerianum* e *Bowerbankia* sp. 1 diminuíram gradativamente sua abundância ao longo da sucessão, enquanto que os cirripédios em geral e as ostras, aumentaram.

Os táxons Actiniaria ni, Atecado ni, *Bowerbankia* sp. 2, *Electra tenella, Nolella* sp., *Barentsia* sp. e Entoprocta ni 2 foram encontradas apenas em placas mensais e consideradas como espécies pioneiras do processo de sucessão ecológica (Tabela 2). Essas espécies não foram encontradas em placas já colonizadas (trimestrais e anuais) provavelmente devido a algum mecanismo de inibição causado pela comunidade já existente.

Os táxons *Amphibalanus eburneus*, *Styela plicata* e Porifera ni 3 foram encontrados apenas nas placas trimestrais e/ou anuais, mostrando uma dependência da comunidade já estabelecida para que conseguissem recrutar. As duas primeiras foram classificadas como intermediárias e a última como tardia, pois só ocorreu em placas anuais (Tabela 2).

As demais espécies não foram classificadas por recrutarem tanto em placas mensais, como também em trimestrais e anuais, porém foram importantes em outros processos relacionados com a variação da comunidade.

Apenas em dois dos quatro períodos que foram acompanhados durante três meses, foi constatada a substituição de espécies pioneiras por espécies intermediárias. No período 1, os táxons Actiniaria ni, *Barentsia* sp., Atecado ni, *Bowerbankia* sp. 2 e *Nolella* sp. foram substituídos por *Amphibalanus eburneus.* Já no período 2, Entoprocta ni foi substituído por *Styela plicata* (Tabela 3). Entretanto, não é possível afirmar que a

espécie intermediária causou a exclusão das pioneiras em questão, pois o processo não foi acompanhado com resolução espacial suficiente.

Nas placas anuais também foi constatada a substituição de espécies pioneiras por intermediárias e tardias. *Barentsia* sp., Atecado ni, *Bowerbankia* sp. 2 e *Nolella* sp. foram substituídos ao longo do ano por Porifera ni 3, *Amphibalanus eburneus* e *Styela plicata* (Tabela 5). As demais variações na comunidade foram explicadas pelos processos de adição e exclusão das espécies na comunidade (tabelas 3, 4 e 5).

Analisando os índices de similaridades entres as placas T com as placas R1, R2 e R3, não houve um padrão. Nos dois primeiros períodos a maior similaridade foi entre as comunidades de T e R2 (0,50 e 0,68, respectivamente), mostrando que as espécies que foram adicionadas no segundo mês de submersão se mantiveram até a retirada das placas trimestrais. Já nos dois últimos períodos, as maiores similaridades foram entre T e R1 (0,75 e 0,83, respectivamente), evidenciando que a maioria das espécies que recrutaram no primeiro mês de submersão conseguiu se manter na comunidade nos três meses, provavelmente inibindo a chegada de novas espécies (Tabela 3). Os índices de similaridade das placas A com T, bem como os índices de A com R também não mostraram nenhuma tendência (Tabelas 4 e 5), porém podemos ressaltar que a similaridade entre as placas R12 e A foi bastante baixa, evidenciando as várias mudanças ocorridas na comunidade ao longo dos 12 meses.

Quatro espécies foram facilitadas por outras e apareceram apenas nas placas trimestrais de cada período: no primeiro período foram *Symplegma* sp. e *Amphibalanus eburneus;* no segundo foi a ascídia *Styela plicata;* no terceiro, o briozoário *Bugula nertina;* e no último não houve nenhuma espécie facilitada. Nas placas anuais, *Amphibalanus eburneus*, *Styela plicata* e Porifera ni 3 foram as espécies que sofreram facilitação (Tabelas 4 e 5). Espécies inibidas foram aquelas que mesmo colonizando placas mensais (R2 e/ou R3), não conseguiram colonizar as placas trimestrais que estavam submersas no mesmo período. Essas foram diferentes nos quatro períodos, sendo os briozoários *Bowerbankia* sp. 2 e *Electra tenella* os táxons inibidos com mais frequência, em três dos quatro períodos (Tabela 3). Nas placas anuais *S. canopus*, *Symplegma* sp. e *Pedicellina* sp. foram as espécies inibidas mais frequentes.

Houve diferença na comunidade entre os quatro períodos trimestrais (Pseudo-F = 21,995; P(perm) = 0,001; PERMANOVA - Tabela 6). Isso mostra o importante papel da sazonalidade na formação de uma comunidade, ou seja, a época em que se inicia a sucessão influencia a composição da comunidade de três meses de submersão.

Comparando as espécies introduzidas com as nativas próximas filogeneticamente, ao contrário do esperado, as espécies nativas foram mais frequentes do que as espécies introduzidas tanto nos estágios iniciais quanto nos intermediários e tardios de uma sucessão, ou seja, em todos os tratamentos (R, T e A - Tabela 7). O octocoral *Stragulum bicolor*, mesmo não podendo ser comparado com nenhuma outra espécie nativa, também apresentou baixas frequências nos três tratamentos, como as outras espécies introduzidas.

Ao longo dos 12 meses de acompanhamento da comunidade na marina, as espécies introduzidas apareceram nos três tratamentos: mensal, trimestral e anual. *Amphibalanus reticulatus* colonizou placas nos três tratamentos, além de aumentar gradativamente sua abundância, o que indica que essa espécie consegue se estabelecer em qualquer estágio sucessional. Já *A. eburneus* e *Styela plicata* recrutaram apenas em substratos já colonizados (placas T e A), ou seja, não conseguiu colonizar estágios sucessionais iniciais. O octocoral *S. bicolor* mostrou-se oportunista e não apresentou uma tendência de colonização, pois apareceu nas placas tanto em estágios iniciais (R) quanto nos mais avançados (A), porém nos estágios intermediários (T) não colonizou nenhuma placa (Tabela 8).

A sucessão ecológica na comunidade incrustante estudada ocorreu por meio de diversos mecanismos. Eventos de adição de espécies devido à sazonalidade da época de recrutamento e a exclusão de espécies ao longo do tempo tiveram grande importância para a estrutura da comunidade na marina. Espécies que não recrutaram em R1, mas sim nas placas R subsequentes, em T e em A, foram adicionadas ao longo do tempo, provavelmente devido a espaços livres existentes nas placas trimestrais, ou mesmo por essas espécies conseguirem se incrustar sobre outras espécies (epibiose). Outra mudança importante na comunidade foi a exclusão de algumas espécies que recrutaram no começo da sucessão, porém com o passar do tempo foram excluídas da comunidade (Tabelas 3, 4 e 5). Houve também evidência de facilitação e de inibição entre as espécies.

Tabela 1: Táxons encontrados na região da Baía de Guaratuba em placas mensais, trimestrais e anuais e seus valores médios de abundância (em porcentagem de cobertura) nos três tratamentos (em parênteses o desvio padrão). Coberturas maiores que 10% em negrito.

Táxon	Status	Mensal (%)	Trimestral (%)	Anual (%)
Porifera				
Porifera ni 1	-	0,2 (±1,2)	0,8 (±2,90)	0,1 (±0,51)
Porifera ni 2	-	0,2 (±0,99)	1,0 (±0,30)	3,4 (±14,70)
Porifera ni 3	-	0	0	8,9 (±5,93)
Cnidaria				
Actiniaria ni	-	< 0,1 (±0,11)	0	0
Atecado ni	-	< 0,1 (±1,24)	0	0
Clytia gracilis (M. Sars, 1850)	C	< 0,1 (±0,15)	< 0,1 (±0,81)	< 0,1 (±0,53)
Obelia bidentata Clarke, 1875	C	< 0,1 (±0,17)	< 0,1 (±0,13)	< 0,1 (±0,47)
Stragulum bicolor van Ofwegen & Haddad, 2001	I	< 0,1 (±1,83)	< 0,1	< 0,1 (±1,90)
Entoprocta				
Barenstia sp.	-	< 0,1 (±2,41)	0	0
Entroprocta ni	-	< 0,1 (±0,15)	0	0
Pedicellina sp.	-	0,1 (±0,56)	< 0,1 (±0,26)	< 0,1
Annelida				
Serpullidae ni	-	0,1 (±0,71)	0,4 (±1,0)	0,3 (±1,12)
Sabellidae ni	-	< 0,1 (±0,14)	< 0,1 (±1,58)	1,5 (±1,94)
Crustacea - Cirripedia				
Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854)	C	0,4 (±4,78)	3,9 (±8,09)	**10,4** (±11,32)
Amphibalanus eburneus (Gold, 1841)	I	0	< 0,1	0,7 (±1,38)
Amphibalanus reticulatus Utinoni, 1967	I	0,1 (±0,41)	0,1 (±0,56)	1,2 (±1,95)
Fistulobalanus citerosum (Henry, 1973)	N	0,1 (±0,56)	2,1 (±5,30)	**10,3** (±15,0)
Crustacea - Malacostraca				
Gammaridae ni	-	0,6 (±3,74)	0,2 (±1,29)	2,1 (±7,40)
Bivalvia				
Anomia ephippium Linnaeus, 1758	N	< 0,1 (±7,84)	< 0,1 (±0,22)	< 0,1 (±2,74)
Mytella charruana (Orbigny, 1842)	N	< 0,1 (±1,07)	< 0,1	< 0,1 (±0,35)
Mytilidae ni	-	< 0,1 (±2,34)	0,2 (±1,55)	0,7 (±1,88)
Crassostrea brasiliana (Lamarck, 1819)	C	4,2 (±11,95)	10,8 (±16,40)	18,9 (±19,0)
Bryozoa				
Alcyonidium sp.	-	0,4 (±1,5)	0,1 (±0,84)	< 0,1 (±0,13)
Biflustra sp.	-	0,3 (±0,86)	1,8 (±6,70)	< 0,1 (±0,02)
Bowerbankia sp. 1	-	2,5 (±6,85)	< 0,1	< 0,1 (±7,20)
Bowerbankia sp. 2	-	0,7 (±2,97)	0	0
Bugula neritina (Linnaeus, 1758)	C	0,1 (±1,12)	< 0,1(±0,26)	0,1 (±0,51)
Bugula stolonifera Ryland, 1960	C	0,1 (±0,61)	< 0,1 (±0,26)	< 0,1 (±0,73)
Conopeum reticulum (Linnaeus, 1767)	C	2,2 (±6,09)	0,1 (±0,84)	2,9 (±13,77)
Electra tenella (Hincks, 1880)	C	0,1 (±0,67)	0	0
Hippoporina indica Pillai, 1978	C	**16,9** (±24,88)	**24,6** (±25,58)	4,7 (±11,30)
Nolella sp.	-	0,1 (±0,13)	0	0
Sinoflustra annae (Osburn, 1953)	C	0,7 (±3,11)	2,6 (±11,0)	< 0,1 (±3,10)
Tunicata				
Diplosoma listerianum (Milne-Edwards, 1841)	C	**10,8** (±25,93)	**11,9** (±21,19)	2,3 (±7,29)
Molgula phytophila Monniot, 1970	N	0,2 (±0,83)	0,2 (±1,64)	< 0,1 (±0,38)

Styela canopus (Savigny, 1816)	C	0,2 (±0,76)	2,3 (±11,40)	< 0,1 (±1,84)
Styela plicata (Lesueur, 1823)	I	0	0,1 (±0,44)	< 0,1 (±0,20)
Symplegma sp.	-	< 0,1 (±0,69)	2,1 (±11,40)	< 0,1 (±3,83)

Tabela 2: Classificação das espécies de acordo com o estágio sucessional. Foram consideradas pioneiras as espécies que apareceram apenas em placas mensais, intermediárias em placas trimestrais e tardias somente em placas anuais. Espécies introduzidas em negrito.

Pioneiras	Intermediárias	Tardias
Actiniaria ni	***Amphibalanus eburneus***	Porifera ni 3
Atecado ni	***Styela plicata***	
Bowerbankia sp. 2		
Electra tenella		
Nolella sp.		
Barentsia sp.		
Entoprocta ni 2		

Tabela 3: Espécies excluídas, adicionadas, inibidas e facilitadas durante o processo de sucessão para a formação da comunidade das placas trimestrais. Espécies introduzidas em negrito.

P[1]	n[2]	Índice de Similaridade de Jaccard entre R e T			Evento			
		R1	R2	R3	Exclusão[3]	Adição[4]	Inibição[5]	Facilitação[6]
T1	19	0,45	0,50	0,43	Porifera ni 1 Actiniaria ni Atecado ni Gammaridae ni *Barentsia* sp. *Bowerbankia* sp. 2 *Nolella* sp. *S. annae* *M. phytophila*	Porifera ni 2 *Biflustra* sp. Mytilidae ni *D. listerianum*	Porifera ni 1 Atecado ni Entoprocta ni *Barentsia* sp. Gammaridae ni *Bowerbankia* sp. 2 *E. tenella* *Nolella* sp. *S. annae* *M. phytophila*	*Symplegma* sp. ***A. eburneus***
T2	18	0,59	0,68	0,62	Entoprocta ni *Alcyonidium* sp. *Bowerbankia* sp. 1	*A. reticulatus* Mytilidae ni *S. canopus*	Actiniaria ni *Biflustra* sp. *Bowerbankia* sp. 1 *E. tenella* *S. annae*	***S. plicata***
T3	21	0,75	0,68	0,68	*Biflustra* sp. *B. stolonifera* *D. listerianum*	*C. reticulum* *A. reticulatus*	*Biflustra* sp. *Bowerbankia* sp. 2 *B. stolonifera* *E. tenella*	*B. neritina*
T4	19	0,83	0,61	0,36	*Bowerbankia* sp. 1 *Bowerbankia* sp. 2 *E. tenella* *Pedicellina* sp.	---	Atecado ni *Bowerbankia* sp. 1 *Bowerbankia* sp. 2	---

1- T= placa trimestral, R= Placa mensal; 2- Número de táxons presentes nas placas trimestrais; 3- Táxons presentes apenas em R1; 4- Táxons ausentes em R1 e presentes em R2, R3 e T; 5- Táxons presentes em R1, R2 e R3 e ausentes em T; 6- Táxons presentes apenas em T.

Tabela 4: Espécies excluídas, adicionadas, inibidas e facilitadas na comunidade das placas anuais em relação às trimestrais. Em negrito as espécie introduzidas

Período	Índice similaridade de Jaccard entre T e A				Evento			
	T1	T2	T3	T4	Exclusão[1]	Adição[2]	Inibição[3]	Facilitação[4]
Anuais (n=30)	0,64	0,75	0,63	0,64	*Alcyonidium* sp. *Pedicellina* sp. *Symplegma* sp.	Gammaridae ni Porifera ni 1 *M. phytophila* ***Stragulum bicolor***	*Styela canopus* *Pedicellina* sp. *Alcyonidium* sp. *Sinoflustra annae* *Symplegma* sp.	***Styela plicata*** Porifera ni 3

1- Táxons presentes apenas em T1.
2- Táxons ausentes em T1 e presentes em T2, T3, T4 e A.
3- Táxons presentes em T1, T2, T3 e T4 e ausentes em A.
4- Táxons presentes apenas em A.

Tabela 5: Espécies inibidas e facilitadas na comunidade das placas anuais. Em negrito as espécies introduzidas

P[1]	Índice de Similaridade de Jaccard entre R e A	Evento			
		Exclusão[2]	Adição[3]	Inibição[4]	Facilitação[5]
R1	0,45	*Barentsia* sp.	*Biflustra* sp.	Actiniaria ni	***Amphibalanus eburneus***
R2	0,50	Atecado ni	*Diplosoma listerianum*	Atecado ni	***Styela plicata***
R3	0,44	*Bowerbankia* sp. 2	Porifera ni 2	*Bowerbankia* sp. 2	Porifera ni 3.
R4	0,56	*Nolella* sp.	Mytilidae	*Electra tenella*	
R5	0,64		***Stragulum bicolor***	*Nolella* sp.	
R6	0,58		***Styela plicata***	*Barentsia* sp.	
R7	0,56		***Amphibalanus eburneus***	Entoprocta ni 2	
R8	0,56		Porifera ni 3	*Pedicellina* sp.	
R9	0,46			*Alcyonidium* sp.	
R10	0,61			*Sinoflustra annae*	
R11	0,54			*Styela canopus*	
R12	0,32			*Symplegma* sp.	

1- R= Placa mensal; 2- Táxons presentes apenas em R1; 3- Táxons ausentes em R1 e presentes em R2-R12 e A; 4- Táxons presentes em R1a R12 e ausentes em A; 5- Táxons presentes apenas em A.

Tabela 6: Comparações pareadas na PERMANOVA de riqueza entre as quatro séries de placas trimestrais. Em destaque (*) as diferenças significativas.

Períodos	T	P (perm)
T1, T2	5,02	0,001*
T1, T3	5,43	0,001*
T1, T4	4,78	0,001*
T2, T3	3,09	0,001*
T2, T4	4,57	0,001*
T3, T4	4,87	0,001*

Tabela 7: Comparação da frequência entre espécies nativas (N) e introduzidas (I) nas placas de diferentes durações. Em destaque os maiores valores de frequência em cada um dos grupos taxonômicos.

	Espécie	Status	R[1] (n=288)	T[2] (n=96)	A[3] (n=24)
Cirripedia	*Fistulobalanus citerosum*	N	**0,22**	**0,44**	**0,75**
Cirripedia	*Amphibalanus reticulatus*	I	0,12	0,28	0,50
Cirripedia	*Amphibalanus eburneus*	I	0	< 0,1	0,33
Tunicata	*Molgula phytophila*	N	**0,32**	**0,13**	**0,13**
Tunicata	*Styela plicata*	I	0	< 0,1	< 0,1
Cnidaria	*Stragulum bicolor*	I	< 0,1	0	0,33

1 - placas mensais; 2- placas trimestrais e 3- placas anuais.

Tabela 8: Espécies introduzidas e os respectivos estágios em que conseguiram colonizar as placas.

	Estágio Inicial	Estágio Intermediário	Estágio Tardio
Amphibalanus reticulatus	X	X	X
Amphibalanus eburneus	-	X	X
Styela plicata	-	X	X
Stragulum bicolor	X	-	X

DISCUSSÃO

Foram encontradas quatro espécies introduzidas na região da marina na Baía de Guaratuba: o octocoral *Stragulum bicolor*, os cirripédios *Amphibalanus reticulatus* e *Amphibalanus eburneus* e a ascídia *Styela plicata*. Ao contrário da hipótese proposta, as espécies nativas foram mais frequentes que as introduzidas não só no período inicial de colonização do substrato, mas também nos estágios intermediários e tardios. A susceptibilidade do estágio sucessional à introdução de espécies está relacionada à

identidade das espécies. Enquanto *A. reticulatus* recrutou nos três estágios sucessionais, mostrando-se generalista, *S. plicata* e *A. eburneus* recrutaram apenas em comunidades já estabelecidas. O octocoral não apresentou tendência em recrutar em nenhum estágio sucessional. As demais variações na riqueza de espécies ocorridas na comunidade foram relacionadas à época de recrutamento das espécies, que adicionou espécies na comunidade ao longo do tempo, ou então pela exclusão de algumas espécies presentes no início da sucessão. Mecanismos de facilitação e inibição também foram observados. O processo de sucessão ecológica exposto nesse trabalho não apresentou um padrão único e evidenciou a importância da época em que se inicia a sucessão na formação da comunidade.

As espécies introduzidas, mesmo estando presentes em todos os estágios sucessionais, foram pouco frequentes em relação às espécies nativas próximas filogeneticamente nesse estudo (Tabela 7). Uma explicação para essa observação é a duração do período de recrutamento, que está relacionado com a quantidade de propágulos liberados pelas espécies. É possível verificar no Capítulo 1, que *Fistulobalanus citerosum* (nativa) teve um período de 12 meses de recrutamento em um estudo de 17 meses, enquanto que *Amphibalanus reticulatus* (introduzida) recrutou apenas em 10. Assim, a sazonalidade do recrutamento influenciou na frequência de placas colonizadas pelas espécies. *Amphibalanus reticulatus* é mais comumente encontrada em altas salinidades, enquanto *F. citerosum* tem preferência por salinidades mais baixas que caracterizam regiões estuarinas (Veiga 2009), o que daria vantagens fisiológicas à espécie nativa em Guaratuba e poderia explicar sua frequência maior em todos os estágios sucessionais. Na Baía de Paranaguá, esta espécie também foi mais frequente e abundante que a nativa (Rigo 2011). Ao contrário do que foi aqui observado, na Baía de Paranaguá as frequências de *Styela plicata* e *Molgula phytophila* foram similares entre si (Cangussu 2010) e a frequência do octocoral *Stragulum bicolor* foi alta em todos os períodos de estudo em placas trimestrais e anuais (Shaedler, comunicação pessoal).

O pequeno recrutamento observado para as espécies introduzidas pode indicar que tenham chegado recentemente na região da marina na Baía de Guaratuba, e que não estejam bem adaptadas às condições estuarinas da região. Seria importante avaliar a pressão de propágulos destas espécies na região, pois está diretamente relacionada à

variabilidade genética capaz de sustentar uma população viável, aumentando as chances do estabelecimento das espécies não-nativas (Lockwood et al. 2005, Von Holle e Simberloff 2005).

Outra explicação para a diferença na frequência de nativa e introduzidas é que o fornecimento do espaço disponível aumenta os recursos para colonizadores em geral (Altman e Whitlatch 2007) e as espécies nativas podem estar mais adaptadas ao ambiente do que as introduzidas, sendo competidoras dominantes. Nos Estados Unidos um experimento com gramíneas nativas *versus* não-nativas mostrou a superioridade competitiva das nativas que aumentaram sua abundância e se tornaram dominantes nas parcelas experimentais, pois limitaram o espaço e a luz disponíveis para as não-nativas (Corbin e D'Antonio 2004). Outro estudo também nos EUA com plantas mostrou que a espécie nativa *Populus deltoides* foi uma competidora dominante com a espécie não-nativa *Tamarix ramosissima* e apresentou maior densidade, afetando o estabelecimento da não-nativa (Sher et al. 2000).

Nos três estágios sucessionais: inicial, intermediário e tardio foram encontradas pelo menos uma espécie introduzida. *Amphibalanus reticulatus* se mostrou uma espécie generalista, recrutando em todos os estágios e foi a espécie introduzida mais frequente nesse estudo. As espécies *Amphibalanus eburneus* e *Styela plicata* apareceram apenas em estágios sucessionais mais desenvolvidos, sendo facilitadas por outras espécies. Porém, outros estudos já citados nesse trabalho mostraram que essas espécies foram encontradas em estágios iniciais de sucessão (Cangussu 2010). *Stragulum bicolor* não apresentou um padrão de recrutamento, pois apareceu em placas mensais e anuais, porém na Baía de Paranaguá colonizou placas trimestrais (Shaedler comunicação pessoal). O fato de não encontrarmos essas espécies em determinados estágios sucessionais pode ser resultado de um viés na coleta dos organismos. Talvez com um número maior de placas fosse possível encontrá-los na região nesse períodos.

Nenhuma das espécies introduzidas foi dominante na comunidade, pelo contrário, apresentaram baixos valores de abundância (tabela 1), assim como foi observado na Holanda (Lindeyer e Gittenberger 2011). Aqui, as espécies mais abundantes na comunidade foram o briozoário *Hippoporina indica* e a ascídia *Diplosoma listerianum*, ambas consideradas criptogênicas de ampla distribuição para as quais não se conhece a região de origem. A ascídia colonial *Diplosoma listerianum* é

considerada introduzida para a região de Long Island, USA, onde apresentou maior ocupação em substratos disponíveis após eventos de perturbação do que espécies nativas (Altman e Whitlatch 2007). Em Guaratuba foi uma espécie generalista encontrada em todos os estágios sucessionais e com frequência e abundância maiores do que as ascídias nativas e introduzidas. Atingiu 100% de cobertura em diversas placas mensais e foi encontrada crescendo sobre outras espécies nos tratamentos trimestrais e anuais. *Hippoporina indica* também esteve presente em todos os estágios sucessionais com valores altos de abundância. Outros exemplos são os briozoários arborescentes *Bugula neritina* e *Bugula stolonifera*. Eles também aparecerem em todos os estágios e aumentaram sua frequência no decorrer do tempo, atingindo uma frequência maior que 0,6 nas placas anuais. Devido a essas informações, são espécies que devem ser acompanhadas com atenção, pois, como sua origem é desconhecida, apresentam grande potencial para se tornarem invasoras na região, caso sejam introduzidas.

Dos táxons encontrados sendo inibidos ou facilitados, apenas três foram identificados em nível de espécie: *Electra tenella*, *Styela plicata* e *Amphibalanus eburneus*. *Electra tenella* apareceu apenas em estágios iniciais de sucessão, mostrando sua capacidade de recrutar em substratos limpos, sem precisar da facilitação de outras espécies. É conhecida a associação desta espécie a substratos artificiais (Heyse 2012), tendo sido encontrada em placas de granito e polietileno submersas durante um mês com frequência superior a 70% na Baía de Paranaguá (Cangussu 2010). No Oceano Antártico, colonizou frequentemente detritos de plástico, também evidenciando sua capacidade de colonizadora inicial (Lewis et al. 2005). Como foi encontrada apenas em placas mensais, não permanecendo na comunidade após três meses, pode-se dizer que seu ciclo de vida é curto, uma característica comum em espécies pioneiras de sucessões ecológicas (Connell e Slatyer 1977). O fato dessa espécie recrutar em placas mensais e não em trimestrais/anuais em um mesmo período, mostra que, além de ser substituída, ela também sofre inibição por outras espécies para colonizar substratos já ocupados.

Já a ascídia *Styela plicata* foi observada nesse estudo nos estágios intermediário e tardio da sucessão. Apesar de não ter recrutado nas placas mensais, outro estudo na Baía de Paranaguá mostrou que essa espécie conseguiu colonizar placas de granito e polietileno limpas, que ficaram submersas por apenas um mês, e apresentaram frequência maior que 30% (Cangussu 2010). É uma espécie comumente reportada por

sua facilidade em recrutar em substratos artificiais (cascos de embarcações, por exemplo), cultivos de mexilhões e ostras (Rocha e Kremer 2005; Rocha et al. 2009), mas raramente é vista em substratos naturais (Lambert e Lambert 2003; Rocha e Kremer 2005; Marins et al. 2010). Aparentemente comunidades simplificadas como aquelas de cultivos ou com poucos meses não impedem seu estabelecimento, como aconteceu no presente estudo. Devido sua frequência muito baixa (menor de 5%) na Baía de Guaratuba, sua colonização em placas trimestrais e anuais pode ter ocorrido ao acaso. Também é considerada uma espécie indicadora de áreas perturbadas, pois aparece geralmente em sucessões secundárias (Naranjo 1996; Breves-Ramos et al. 2005; Mayer-Pinto e Junqueira 2003).

O cirripédio *Amphibalanus eburneus* também foi facilitado por outras espécies e só recrutou em placas já colonizadas. Um estudo em Penha, SC mostrou que essa espécie recrutou em placas com apenas um mês de submersão, apresentando altos valores de frequência e abundância (Cangussu, comunicação pessoal). Essa diferença entre os resultados encontrados em Guaratuba pode ser explicada pela dificuldade de identificação de cracas em estágios iniciais de desenvolvimento, o que pode ter enviesado os resultados desse trabalho.

Porifera ni 3 foi o único táxon considerado como tardio na sucessão, pois esteve presente apenas nas placas anuais. Um estudo de sucessão ecológica no Chile, mostrou que em estágios avançados de sucessão (após 27 meses de submersão de placas), apareceram três gêneros de esponja, que foram facilitadas (Pacheco et al. 2010), assim como ocorreu com o táxon Porifera ni 3, presente apenas nas placas com 12 meses de submersão. Nos Estados Unidos, três esponjas incrustantes alcançaram altos valores de abundância em torno de nove meses de estudo (Greene et al. 1983).

Ocorreram poucas substituições de espécies tanto nos períodos trimestrais (seis espécies substituídas por duas outras), como no período anual (quatro espécies substituídas por outras três), mostrando que muitas espécies que recrutam no início da sucessão, bem como as espécies que vão chegando posteriormente, sendo adicionadas à comunidade sem necessariamente serem substituídas, conseguem permanecer até o final dos períodos de sucessão analisados. A semelhança entre placas mensais, trimestrais e anuais mostra que há pouca variação na comunidade ao longo do tempo, evidenciando também o sucesso das espécies que chegam no início da sucessão. Porém, estudos de

longo prazo são necessários para um acompanhamento minucioso da comunidade para verificar se haverá realmente uma estabilidade, ou seja, se a similaridade entre as comunidades de placas mensais, trimestrais e anuais se mantém. Adicionalmente, estudos futuros comparando a comunidade nas placas com a comunidade presente em ambiente natural são importantes para verificar se a comunidade experimental converge para a comunidade natural e quanto tempo é necessário para a finalização desse processo. Alguns estudos de sucessão ecológica em ambientes marinhos, porém, mostram que a comunidade não se torna estável mesmo após vários anos de acompanhamento (Dye 1998; Butler e Conolly 1999; Vasquez et al. 2006). Por outro lado, um estudo com duração de três anos no Chile mostrou uma mudança progressiva na comunidade em placas, conseguindo separar nitidamente espécies iniciais sendo substituídas por espécies intermediárias que por sua vez deram lugar às espécies tardias, e no fim do trabalho, a comunidade nas placas apresentou a composição de espécies muito semelhante à comunidade natural (Pacheco et al. 2010). Portanto, o tempo de estudo para compreender o processo de sucessão ecológica varia de comunidade para comunidade e a estabilidade das mesmas depende tanto da identidade das espécies, quanto das interações competitivas entre elas (Cifuentes et al 2010), em especial nos estuários, onde há variações de parâmetros que influenciam o recrutamento dos organismos,

Outras espécies foram excluídas da comunidade devido a prováveis mecanismos de inibição por espécies já estabelecidas, ou devido ao seu curto ciclo de vida. A exclusão e inibição de espécies em uma sucessão já foram relatadas, como por exemplo o poliqueta *Vermeliopsis biformis* e a alga *Giffordia granulosum* que tiveram suas abundâncias diminuídas ao passar do tempo, em um estudo de sucessão na Califórnia ou até mesmo desapareceram da comunidade, enquanto outras espécies se tornaram mais abundantes (Breitburg 1985).

A composição de espécies na comunidade nos quatro períodos trimestrais não foi a mesma, devido à variação na época de recrutamento das espécies. Isso mostra que a sucessão em ambiente marinho não é um processo direcional e previsível, pois depende de diversos fatores como período de recrutamento, número de propágulos, características da história de vida das espécies (Rico et al. 2012), além de fatores abióticos (Khalaman 2001). Essa diferença na composição de espécies em cada

trimestre explicada pelas épocas de recrutamento das espécies, evidencia o importante papel da sazonalidade no processo de sucessão ecológica, mostrando que a composição da comunidade varia de acordo com o período em que a sucessão é iniciada.

Como foi possível verificar no Capítulo 1, algumas espécies apresentam épocas específicas de recrutamento. No estudo de sucessão, algumas espécies recrutaram nos meses seguintes ao de imersão das placas e foram adicionadas à comunidade das placas trimestrais ou anuais. Porém essas mesmas espécies, na mesma época, conseguiram recrutar em placas mensais, mostrando-se oportunistas. Sua presença em placas trimestrais e anuais não foi necessariamente causada por facilitação por outras espécies, mas sim pela colonização de espaços vazios disponíveis nas placas. Isso foi possível, pois, as placas trimestrais e anuais apresentaram ainda altos valores área vazia (média de 28,2% de espaço vazio nas trimestrais e 32,7% em placas anuais), permitindo o recrutamento das espécies.

Diversos mecanismos foram responsáveis pelas mudanças presenciadas na comunidade ao longo dos 12 meses de trabalho. Breitburg (1985) fala em seu trabalho que a mudança da comunidade está relacionada com a interação entre indivíduos e não entre estágios sucessionais, uma vez que outros mecanismos como adição e exclusão de espécies são responsáveis pelas mudanças na comunidade e não só a substituição de espécies. Portanto, estudos de sucessão devem dar mais atenção às características das espécies, que podem inibir ou facilitar umas as outras.

Mesmo as espécies introduzidas sendo pouco frequentes e pouco abundantes nessa região, medidas de manejo são necessárias para evitar que elas se tornem invasoras e causem danos ecológicos e econômicos no futuro. Espécies introduzidas podem alterar a estrutura das comunidades alterando o processo de sucessão ecológica. Elas podem facilitar o estabelecimento de outras espécies introduzidas causando um fenômeno conhecido como "invasional meltdown" (Simberloff e Von Holle 1999). A lentidão da colonização, indicada pelos altos valores de espaço disponível nas placas, também pode favorecer a introdução de espécies na região, uma vez que comunidades incrustantes são dominadas por espécies oportunistas que exploram rapidamente os espaços disponíveis (Cifuentes et al. 2007). Dessa forma, acompanhamentos trimestrais (ou mais frequentes, se possível) por longos períodos são necessários para compreender melhor a mudança da comunidade ao longo do tempo. A limpeza de cascos de barcos e

estruturas da marina devem ser realizadas frequentemente, evitando que o processo de sucessão atinja estágios avançados (pelo menos 3 meses), pois, pelo menos três das quatro espécies introduzidas foram encontradas apenas em placas trimestrais e anuais e algumas delas, mesmo com valores baixos, se tornaram mais abundantes ao longo da sucessão.

REFERÊNCIAS

Alpert P, Bone E, Holzapfel C. 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. Perspect Plant Ecol Evol Syst 3:52-66.

Altman S, Whitlatch RB. 2007. Effects of small-scale disturbance on invasion success in marine communities. J Exp Mar Biol Ecol 342:15-29.

Anderson MJ. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Austral Ecol 26:32-46.

Agius BP. 2007. Spatial and temporal effects of pre-seeding plates with invasive ascidians: growth, recruitment and community composition. J Exp Mar Biol Ecol 342:30–39.

Breitburg DL. 1985. Development of a subtidal epibenthic community: factors affecting species composition and the mechanisms of succession. Oecologia 65:173-184.

Breves-Ramos A, Lavrado HP, Junqueira AOR, Silva HG. 2005. Succession in rocky intertidal benthic communities in areas with different pollution levels at Guanabara Bay (RJ-Brazil). Braz Arch Biol Technol 48(6): 951-965.

Butler AJ, Connoly RM. 1999. Assemblages of sessile marine invertebrates: still changing after all these years? Mar Ecol Prog Ser 182:109-118.

Byrne J. 1992. Wild ginger: aggressive invader of New Zealand's native forests. Hortic N Z 3:10-14.

Cangussu LC, Altaver L, Haddad MA, Cabral AC, Heyse HL, Rocha RM. 2010. Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. Braz J Oceanogr 58(3):219-231.

Chapman MG. 2002. Early colonization of shallow subtidal boulders in two habitats. J Exp Mar Biol Ecol 275:95–116.

Chaves PTC, Corrêa MFM. 1998. Composição ictiofaunística da área de manguezal da Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. Rev Bras Zool 15(1):195-202.

Cifuentes M, Kamlah C, Thiel M, Lenz M, Wahl M. 2007. Effects of temporal variability

of disturbance on the succession in marine fouling communities in northern-central Chile. J Exp Mar Biol Ecol 352:280-294.

Cifuentes M, Krueger I, Dumont CP, Lenz M, Thiel M. 2010. Does primary colonization or community structure determine the succession of fouling communities? J Exp Mar Biol Ecol 395:10-20.

Connell JH, Slatyer RO. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. Amer Naturalist 111(982): 1119-1144.

Corbin JD, D'Antonio CM. 2004. Competition between native perennial and exotic annual grasses: implications for an historical invasion. Ecology 85(5):1273-1283.

Dye AH. 1998. Community-level analyses of long-term changes in rocky littoral fauna from South Africa. Mar Ecol Prog Ser 165: 47-57.

Gama BAP, Pereira RC, Coutinho RA. 2009. Bioincrustação Marinha. In Pereira RC, Sores-Gomes A. Biologia Marinha. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 299-318.

Greene CH, Schoener A, Corets E. 1983. Succession on marine hard substrata: the adaptive significance of solitary and colonial strategies in temperate fouling communities. Mar Ecol Prog Ser 13:121-129.

Heyse HL. 2012. Briozoários como bioindicadores de qualidade ambiental na Baía da Babitonga, Santa Catarina. Master's Thesis. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 106p.

Khalaman VV. 2001. Succession of fouling communities on an artificial substrate of a mussel culture in the White Sea. Russ J Mar Biol 27(6):345-352.

Lambert CC, Lambert G. 2003. Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. Mar Ecol Prog Ser 259:145-161.

Lewis PN, Riddle MJ, Smith SDA. Assisted passage or passive drift: a comparison of alternative transport mechanisms for non-indigenous coastal species into the Southern Ocean. Antarct Sci 17(2):183-191.

Lindeyer F, Gittenberger A. 2011. Ascidians in the succession of marine fouling communities. Aquat Invasions 6(4):421-434.

Lockwood JL, Cassey P, Blackburn T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. Trends in Ecol and Evol 20(5):223-227.

Marins FO, Novaes RLM, Rocha RM, Junqueira AOR. 2010. Non indigenous ascidians in port and natural environments in a tropical Brazilian bay. Zoologia 27(2):213-221.

Maughan BC. 2001. The effects of sedimentation and light on recruitment and development of a temperate, subtidal, epifaunal community. J Exp Mar Biol Ecol 256:59-71.

Mayer-Pinto M, Junqueira AOR. 2003. Effects of organic pollution on initial development

of fouling communities in a tropical bay, Brazil. Mar Pol Bull 46:1495-1503.

Miranda, JC. 2009. Sucessão ecológica: conceitos, modelos e perspectivas. Rev Saúde Biol 4(1)31-37.

Naranjo AS, Carballo JL, García-Gómez JC. 1996. Effects of environmental stress on ascidian populations in Algeciras Bay (Southern Spain). Possible marine bioindicators?. Mar Ecol Prog Ser 144:119-131.

Neves CS, Rocha RM, Pitombo FB, Roper JJ. 2007. Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, Southern Brazil. Biofouling 23(5): 319-330.

Niimi AJ. 2004. Role of container vessels in the introduction of exotic species. Mar Pollut Bull 49:778-782.

Osman RW, Whitlatch RB. 1995. The influence of resident adults on recruitment: a comparison to settlement. J Exp Mar Biol Ecol 190:169-198.

Pacheco AS, Laudien J, Thiel M, Oliva M, Heilmayer O. 2010. Succession and seasonal onset of colonization in subtidal hard-bottom communities off northern Chile. Mar Ecol 1–13.

Palmer MA, Ambrose RF, Poff NL. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. Restor Ecol 5(4):291–300.

Pickett STA. 1976. Succession: an evolutionary interpretation. Am Nat 110: 107-119.

Prach K, Walker LR. 2011. Four opportunities for studies of ecological succession. Trends Ecol Evol 26(3):119-123.

Rejmánek M. 1989. Invasibility of plant communities. *In*: Tilman D. Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. Ecology 78(1):81-92.

Rico A, Peralta R, Gappa JL. 2012. Succession in subtidal macrofouling assemblages of a Patagonian harbour (Argentina, SW Atlantic). Helgol Mar Res 66:577-584.

Rigo APR. 2011. Crescimento inicial e biologia reprodutiva do cirripédio introduzido *Amphibalanus reticulatus* e do nativo *Fistulobalanus citerosum* na Baía de Paranaguá (PR). Master's Thesis. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 40p.

Rocha RM, Kremer LP. 2005. Introduced ascidians in Paranguá Bay, southern Brazil. Rev Bras Zool 22(4):1170-1184.

Rocha RM, Kremer LP, Baptista MS, Metri R. 2009. Bivalve cultures provide habitat for exotic tunicates in southern Brazil. Aquatic Inv 4(1):195-205.

Sher AA, Marshall DL, Gilbert SA. 2000. Competition between native *Populus deltoides* and invasive *Tamarix ramosissima* and the implications for reestablishing flooding disturbance. Conserv Biol 14(6):1744-1754.

Simberloff D, Von Holle B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? Biol Inv 1:21-32.

Stachowicz, J. J., 2001. Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities. BioScience 51: 235-246.

Vásquez JA, Vega JMA, Buschmann AH. 2006. Long term variability in the structure of kelp communities in northern Chile and the 1997-98 ENSO. J Appl Phycol 18:505-519.

Veiga MPT. 2009. Comparação da tolerância fisiológica (temperatura e salinidade) entre as cracas (Crustacea, Cirripedia) *Fistulobalanus citerosum* Henry, 1974 (espécie nativa) e *Amphibalanus reticulatus* Utinomi, 1967 (espécie invasora). Master's Thesis. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 67p.

Von Holle B, Simberloff D. 2005. Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. Ecology 86(12):3212-3218.

Walker LR. 1987. Interactions among processes controlling successional change. Oikos 50(1):131-135.

Yurkonis KA, Meiners SJ, Wachholder BE. 2005. Invasion impacts diversity through altered community dynamics. J Ecol 93:1053–1061.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Quatro espécies introduzidas foram encontradas na marina na Baía de Guaratuba e foram pouco frequentes e pouco abundantes. *Amphibalanus eburneus* e *Styela plicata* colonizaram apenas em estágios intermediários e tardios na sucessão e foram menos frequentes que as espécies nativas próximas filogeneticamente. *Amphibalanus reticulatus* colonizou em todos os estágios sucessionais, enquanto que *Stragulum bicolor* não apresentou nenhum padrão.

Espécies introduzidas podem modificar a estrutura das comunidades, alterando cadeias alimentares através de interações como predação e competição. Elas ainda podem facilitar a colonização de outras espécies introduzidas, potencializando o processo de bioinvasão e aumentado o risco de danos ecológicos e econômicos.

A presença de espécies introduzidas com alto potencial invasor como *S. plicata* e *A. reticulatus* mostra a importância de monitoramentos constantes em outras regiões da baía para a detecção de outras espécies introduzidas que não foram abrangidas nesse trabalho.

Esse estudo não verificou substratos naturais, porém são necessários estudos que abranjam esses substratos para verificar se há espécies introduzidas que conseguem se estabelecer em comunidades já estabelecidas. Um indício de que isso é possível foi termos encontrado espécies introduzidas apenas nos tratamentos trimestral e anual como ocorreu com *S. plicata* e *A. eburneus*.

A limpeza das estruturas e cascos de barcos é uma medida de manejo para a introdução dessas espécies, pois causa a morte dos organismos adultos reprodutores, diminuindo a fonte de propágulos dessas espécies e consequentemente a formação de novas larvas. Essa limpeza deve ser frequente (ao menos trimestralmente), englobando a ampla época de recrutamento das espécies, a fim de evitar o aumento da abundância das espécies introduzidas, pois foi possível verificar que a abundância das introduzidas aumenta com o tempo, e também evitar que o processo de sucessão atinja estágios mais avançados, nos quais há maior número de espécies introduzidas.