

Carolina Somaio Neves

**Bioinvasão mediada por embarcações de recreio
na Baía de Paranaguá, PR e suas implicações
para a Conservação**

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 Ciências Biológicas – Ecologia e Conservação

Orientadora: Dra Rosana Moreira da Rocha

Curitiba
2006

AGRADECIMENTOS

À Dra Rosana Rocha, minha orientadora, que participou com muita dedicação e entusiasmo de todas as etapas da elaboração desta dissertação. Agradeço também por todo o apoio, confiança e amizade, desde antes de meu ingresso no Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Ao Iate Clube de Paranaguá, por permitir a realização deste trabalho dentro de suas dependências e pelas informações disponibilizadas.

À Fundação o Boticário de Proteção à Natureza, pelo financiamento deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela bolsa de mestrado concedida.

Aos taxonomistas Paulo Horta (Macroalgas), Cléa Lerner (Porifera), Maria Angélica Haddad (Hydrozoa e Bryozoa), Karen Elbers (Bivalvia), Cynthia Santos (Polychaeta), Maria Teresa (Gammaridea), Fosca Leite (Caprellidae), Kátia Christol (Tanaidacea), Terue Kihara (Copepoda), Jaime de Loyola e Silva (Isopoda), Marcos Tavares (Decapoda) e Fábio Pitombo (Cirripedia), os quais realizaram um excelente trabalho de identificação e que, sem suas importantes colaborações, este estudo não seria possível.

Aos colegas de laboratório: Tatiane, Rafael e, em especial, à Laura, pelo apoio na coleta, e à Mariah, pela grande ajuda nas triagens.

Ao James Roper, pelo auxílio nas análises estatísticas.

Aos meus queridos amigos da turma de 2004: Alan, Alberto, Betina, Célio, Cláudio, Elaine, Guilherme, Karla, Kwok Chiu, Maria Elisa, Sandra, Thais, Tatiane e Vítor, pelas maravilhosas conversas, carinho e paciência. Foi realmente fantástico conhecê-los!

À minha mãe Vera Lúcia, meu irmão Hugo, meus avós Judith e Antônio e Mirtes e Osmar (*in memoriam*), pela dedicação, confiança, ajuda e amor de toda uma vida. Esta vitória é tanto minha quanto de vocês!

Finalmente, dedico este trabalho ao meu querido companheiro e amigo Luiz Sérgio, pelo apoio incondicional. Para você, meu amor, carinho e reconhecimento! Obrigada Lu, por tudo!

SUMÁRIO

Agradecimentos	i
Sumário	ii
Prefácio	1
Capítulo I - Utilização de substratos artificiais por espécies introduzidas e criptogênicas na Baía de Paranaguá, Sul do Brasil	
Resumo	5
Abstract	6
Introdução	6
Material e Métodos	9
Área de estudo	9
Procedimentos de campo e laboratório	10
Análise de dados	11
Resultados	12
Classificação das espécies	12
Uso de substratos artificiais	18
Discussão	26
Referências	31
Capítulo II - Recomendações para o manejo das espécies introduzidas e criptogênicas da marina do late Clube de Paranaguá, PR	
Abstract	42
Introdução	43
Material e Métodos	45
Resultados	46
Distribuição e ecologia das espécies	51
Impactos negativos das espécies introduzidas	54
Discussão	55
Resumo	63
Referências	64
Conclusões gerais	70

PREFÁCIO

A dispersão de espécies marinhas pelos oceanos ocorre por meios naturais, embora geralmente em menor escala espacial, sendo as espécies carregadas pelas correntes marinhas ou fixas em material flutuante, como troncos de árvores e entulhos, para regiões onde anteriormente não existiam (Carlton, 1987). Barreiras fisiológicas e geográficas, como temperatura e massas continentais, previnem muitas espécies de se dispersarem para certas áreas, resultando nos padrões biogeográficos naturais observados nos oceanos e regiões costeiras (Silva *et al.*, 2004). Contudo, as atividades humanas têm alterado estes padrões, contribuindo para a eliminação ou redução das barreiras naturais à dispersão e, como consequência, milhares de espécies marinhas e estuarinas têm sido dispersadas para longe de suas regiões de origem ao longo dos últimos séculos (Carlton, 1985, 1989; Vermeij, 1991; Ruiz *et al.*, 1997; Hutchings *et al.*, 2002).

Invasões biológicas, ou seja, a chegada, dispersão, estabelecimento e efeitos negativos de espécies em comunidades em que previamente não existiam, são consideradas atualmente como componente significativo de mudanças globais, podendo acarretar alterações nos processos ecológicos locais e perda de biodiversidade (Carlton, 1989; Cohen & Carlton, 1998).

Um dos mais importantes mecanismos de introdução de espécies marinhas em novas áreas é a navegação, atividade muito antiga e que vem transportando organismos incrustantes e perfuradores desde que as primeiras embarcações começaram a cruzar os oceanos. No início, os navios eram constituídos de madeira e utilizavam lastro seco e semi-seco oriundo de praias e costões rochosos, que incluía areia, pedras, metais e detritos e transportava, assim, comunidades de organismos fixos e incrustantes (Hutchings *et al.*, 2002; Silva *et al.*, 2004).

Devido ao fato de ser mais segura, econômica e eficiente, a água substituiu os lastros secos e semi-secos durante as primeiras décadas do século XX e, juntamente com o desenvolvimento de navios maiores e mais

velozes, o mecanismo de introdução de espécies por água de lastro tornou-se o mais importante e eficiente na homogeneização da flora e fauna marinhas em todo o mundo (Carlton, 1987; Ruiz *et al.*, 1997; Bax *et al.*, 2001; Hayes & Sliwa, 2003). A água de lastro pode transportar, além de bactérias e pequenos invertebrados, ovos, cistos e larvas de organismos maiores, uma vez que a grande maioria das espécies marinhas possui um ciclo de vida com um ou mais estágios planctônicos. Isto significa que até mesmo adultos de espécies de substratos consolidados ou que não são bombeados devido ao maior tamanho podem ser transferidos para os tanques de lastro em suas formas larvais e liberados em outros portos, quando o navio é novamente carregado com mercadorias (Carlton & Geller, 1993).

Além da água de lastro, muitos outros vetores estão associados ao transporte e introdução de espécies marinhas, incluindo atividades relacionadas à maricultura, aquarioria, pesca e descarte de iscas vivas, abertura de canais, escape científico, detritos plásticos flutuantes e bioincrustação em cascos de embarcações, equipamentos e plataformas de petróleo (Carlton, 2001).

Espécies exóticas, não nativas ou introduzidas são aquelas que ocorrem em uma área fora de seu limite natural historicamente conhecido, como resultado de dispersão acidental ou intencional por atividades humanas (Carlton, 1996). Comumente, a menos que uma espécie introduzida tenha algum impacto ecológico no ambiente ou cause mudanças drásticas na composição das comunidades nativas, o processo de introdução pode ocorrer sem detecção imediata (Lodge, 1993; Carlton, 1996).

Dentre os efeitos negativos que a bioinvasão pode acarretar destaca-se a diminuição da biodiversidade, resultante de processos como hibridização, exclusão competitiva de espécies nativas, alteração de níveis tróficos, predação de espécies naturais e introdução de substâncias tóxicas ou doenças que afetam os organismos locais (Ruiz *et al.*, 1997; Huxel, 1999; Holland, 2000; Petit, 2004). Espécies invasoras não só afetam as comunidades biológicas, como também geram impactos econômicos para a indústria da pesca e diversas atividades comerciais, que podem exigir medidas mitigadoras de alto custo (Ruiz *et al.*, 1997; Silva *et al.*, 2002).

A deficiência dos levantamentos faunísticos, florísticos e de monitoramentos adequados, além da ausência de estudos históricos em

muitos países, principalmente os subdesenvolvidos, agravam a detecção de espécies não nativas em uma região. Este fato pode dificultar a comparação com levantamentos atuais dos organismos e impedir a avaliação objetiva do processo de bioinvasão. Neste contexto, surgiu o interesse em desenvolver um estudo que contemplasse o conhecimento das espécies que ocorrem na marina do Iate Clube de Paranaguá, Paraná, visando identificar espécies marinhas introduzidas.

O Capítulo 1 apresenta a identificação e classificação (nativa, criptogênica ou introduzida) das espécies incrustantes encontradas, além de comparar a abundância e composição faunística dos diferentes substratos artificiais da marina, visando estabelecer possível seleção pelas espécies. O Capítulo 2 oferece, com base em literatura, um levantamento das características biológicas das espécies criptogênicas e introduzidas, com o intuito de recomendar ações para o manejo adequado das espécies que poderão vir a causar impacto.

Espera-se que este trabalho possa contribuir com informações necessárias para o conhecimento, monitoramento e manejo das espécies exóticas da Baía de Paranaguá, com o propósito de proteger e conservar a biodiversidade local.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bax, N.; Carlton, J.T.; Mathews-Amos, A.; Haedrich, R.L.; Howarth, F.G.; Purcell, J.E.; Riese, A.; Gray, A. 2001. The control of biological invasions in the world's ocean. **Conservation Biology**, 15(5): 1234-1246.
- Carlton, J.T. 1985. Transoceanic and inter-oceanic dispersal of coastal marine organism: the biology of ballast water. **Oceanography and Marine Biology, An Annual Review**, 23: 313-371.
- 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(3): 265-273.
- Carlton, J.T. 1996. Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. **Biological Conservation**, 78: 97-106.
- Carlton, J.T. 2001. **Introduced species in U.S. coastal waters: environmental impacts and management priorities**. Pew Oceans Commission, Arlington, Virginia.
- Carlton, J.T.; Geller, J.B. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. **Science**, 261: 78-82.
- Cohen, N.A.; Carlton, J.T. 1998. Accelerating invasions rate in a highly invaded estuary. **Science**, 279: 555-558.
- Hayes, K.R.; Sliwa, C. 2003. Identifying potential marine pests - a deductive approach applied to Australia. **Marine Pollution Bulletin**, 46: 91-9.
- Holland, B.S. 2000. **Genetics of marine bioinvasions**. *Hydrobiologia*, 420: 63-71.
- Hutchings, P.A.; Hilliard, R.W.; Coles, S.L. 2002. Species introductions and potential for marine pest invasions into tropical marine communities, with special reference to the Indo-Pacific. **Pacific Science**, 56(2): 223-233.
- Huxel, G.R. 1999. Rapid displacement of native species by invasive species: effects of hybridization. **Biological Conservation**, 89 143-152.
- Lodge, D.M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, 8: 133-136.
- Petit, R.J. 2004. Biological invasions at the gene level. **Diversity and Distribution**, 10: 159-165.
- 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.
- Silva, J.S.V.; Fernandes, F.C.; Larsen, K.T.S.; Souza, R.C.C.L. 2002. Água de lastro: ameaça aos ecossistemas. **Ciência Hoje**, 32(188): 38-43.
- 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 Interciência, Rio de Janeiro, RJ, 270 p.
- Vermeij, G.J. 1991. When biotas meet: understanding biotic interchange. **Science**, 253(5024): 1099-1104.

Capítulo 1

Utilização de substratos artificiais por espécies introduzidas e criptogênicas na Baía de Paranaguá, Sul do Brasil

Resumo

Embarcações recreacionais podem atuar como vetores de dispersão de espécies marinhas introduzidas, as quais estão geralmente associadas a substratos artificiais. O objetivo deste estudo é verificar quais espécies incrustantes foram introduzidas na marina do Iate Clube de Paranaguá-PR, avaliando a utilização dos cascos das embarcações e de substratos artificiais da marina pelas espécies. Amostras de cada substrato foram raspadas e os organismos foram identificados até espécie. A abundância ou frequência (para espécies coloniais) em cada substrato foi comparada. Apesar da abundância das espécies ter sido maior em fibra de vidro, a riqueza e composição faunística foi semelhante à encontrada em embarcações, embora o concreto tenha diferido dos demais substratos. Além das diferenças no material que constitui cada substrato, estes resultados podem estar relacionados às diferenças no tempo de submersão que as espécies estão sujeitas. As espécies *Garveia franciscana*, *Polydora cf. cornuta*, *Amphibalanus reticulatus* e *Striatobalanus amaryllis* foram identificadas como introduzidas.

Palavras-chave: Espécies introduzidas, bioinvasões marinhas, bioincrustação, substratos artificiais, Baía de Paranaguá

Abstract

Recreational boats can act as dispersion vectors of introduced marine species, which are generally associated to artificial substrates. The aim of this study was to identify which incrusting species were introduced in the marina of late Clube of Paranaguá, State of Paraná, and the use of boat hulls and artificial substrates of the marina by these species. Samples of each type of substrate were scraped and the organisms were identified to species level. The abundance and frequency (for colonial species) in each substrate were compared. Despite of great species abundance in fiberglass, species richness and faunistic composition were similar to those found in boat hulls, although the concrete substrate had differed from the others. Besides the differences in substrate composition, these results can be related to differences in submersion time. The species *Garveia franciscana*, *Polydora* cf. *cornuta*, *Amphibalanus reticulatus* and *Striatobalanus amaryllis* were identified as introduced.

Keywords: Introduced species, marine bioinvasions, biofouling, artificial substrates, Paranagua Bay

Introdução

Invasões biológicas marinhas têm ocorrido em virtualmente todas as regiões do mundo, e são consideradas uma das grandes ameaças à integridade dos ecossistemas oceânicos e costeiros (Grosholz & Ruiz, 1996; Ruiz et al., 2000; Hayes & Sliwa, 2003; Occhipinti-Ambrogi & Savini, 2003). A navegação é a principal atividade capaz de transportar organismos marinhos, na qual a água de lastro atua como vetor fundamental no processo de introdução de espécies em novas áreas. Atualmente o transporte marítimo internacional corresponde a cerca de 80% do comércio mundial e estima-se

que cerca de 10 bilhões de toneladas de água de lastro sejam transferidas anualmente, transportando, por dia, cerca de 7.000 espécies de plantas e animais em todo o mundo (Carlton, 2001).

A partir do momento em que espécies são introduzidas, somente um pequeno número sobrevive e se estabelece no novo ambiente, e uma porção ainda menor terá impactos negativos. Contudo, uma vez estabelecidas, a erradicação é geralmente difícil (Bax et al., 2001). Uma espécie introduzida é considerada invasora quando interfere na capacidade de sobrevivência das demais espécies em uma região (Elliott, 2003) causando, assim, danos ecológicos e/ou sócioeconômicos. A maioria das espécies introduzidas não é invasora, embora uma espécie possa tornar-se invasora em algumas regiões e em outras, não. Além disso, fatores biológicos e ecológicos podem variar drasticamente entre as estações do ano ou de um ano para outro, resultando em maiores chances de estabelecimento para espécies que não obtiveram sucesso anteriormente (Silva et al., 2004).

Devido às vantagens competitivas em relação às espécies residentes e à ausência de predadores, parasitas e doenças, as espécies invasoras geralmente conseguem direcionar o uso dos recursos para crescimento e reprodução, reduzindo ou eliminando populações já existentes e dominando os nichos ocupados por organismos nativos, especialmente em ambientes frágeis e degradados (Bax et al., 2001). Em virtude da agressividade e da capacidade de excluir espécies nativas, as espécies invasoras podem alterar profundamente a estrutura e composição das populações e comunidades locais, homogeneizando os ambientes, destruindo as características biológicas peculiares da área, aumentando a vulnerabilidade do ecossistema e promovendo, assim, perda de biodiversidade, que pode ser ainda mais acentuada quando atinge espécies endêmicas (Carlton, 1987; Carlton & Geller, 1993; Ruiz et al., 1997; Currie & Parry, 1999; Olenin & Leppäkosky, 1999; Hayes & Sliwa, 2003; Floerl et al., 2005).

Embarcações domésticas, comerciais ou recreacionais, particularmente aquelas que permanecem longos períodos próximas a regiões portuárias, exercem papel fundamental na distribuição de espécies introduzidas, pois permitem o transporte de organismos sedentários e incrustantes para longe dos portos onde foram primeiramente introduzidos (Johnson et al., 2001; Gollasch, 2002; Floerl & Inglis, 2005). Sendo assim, atracadouros e marinas

são fontes importantes de dispersão de espécies não-nativas, pois recebem regularmente muitas embarcações de recreio vindas de várias regiões, inclusive de outros países (Floerl & Inglis, 2003). Além disso, as estruturas artificiais utilizadas em marinas podem criar novos habitats para a epifauna e, conseqüentemente, a composição faunística destas comunidades pode diferir da encontrada em ambientes naturais (Connell & Glasby, 1999; Glasby, 1999; Connell, 2000; Bacchiocchi & Airoidi, 2003; Bulleri, 2005). Espécies exóticas e criptogênicas estão comumente associadas a estes substratos, especialmente estruturas flutuantes, trapiches, cordas, pneus e colunas de sustentação (Floerl & Inglis, 2003). Em geral, países desenvolvidos possuem grandes marinas como, por exemplo, a costa de Queensland, Austrália, com cerca de 200 a 238 embarcações cada, e a costa nordeste dos Estados Unidos, com marinas que possuem de 50 a 400 vagas, onde os tipos de substratos artificiais mais freqüentes são os compostos por madeira, concreto, fibra de vidro, PVC, metal, entre outros (Floerl & Inglis, 2005).

Estudos realizados em marinas têm sugerido que as diferenças na porcentagem de cobertura e composição das biotas de substratos naturais e artificiais podem não estar relacionadas apenas à composição das estruturas artificiais. Outros fatores também são apontados, incluindo tamanho e forma da superfície das estruturas e heterogeneidade temporal, predação, grau de sombreamento (Glasby, 1999; Connell & Glasby, 1999), orientação e posição das superfícies das estruturas (Glasby & Connell, 2001) e a própria biologia dos diferentes grupos de organismos (Connell, 2000; Bulleri, 2005).

Para avaliar o papel da marina do Iate Clube de Paranaguá, PR, na introdução ou estabelecimento de espécies não-nativas, foi realizado um levantamento das espécies marinhas incrustantes a fim de detectar a presença e o estabelecimento de espécies introduzidas. A abundância das espécies ou freqüência (para espécies coloniais) nas diferentes estruturas artificiais disponíveis foi comparada para avaliar a possível seleção de substrato pelas espécies.

Material e métodos

Área de estudo

A marina do late Clube está localizada na Baía de Paranaguá, PR (25° 31' S 48°30' W) (Figura 1). Esta baía é parte de um grande sistema estuarino subtropical que inclui o sistema Cananéia-Iguape no litoral sul do estado de São Paulo, sendo melhor definida como um sistema estuarino que compreende dois grandes corpos d'água, as baías de Paranaguá e Antonina, com 260 km² de extensão, e as baías de Laranjeiras e Pinheiros (Lana et al., 2001). O sistema é conectado com o oceano por três canais, sendo a entrada principal aquela na qual se encontra a Ilha do Mel. A salinidade e temperatura da água variam, respectivamente, entre 12-29 e 23°-30°C no verão e 20-34 e 18°-25°C, no inverno (Lana et al., 2001).

O late Clube de Paranaguá, fundado em 1952, é uma sociedade civil sem fins lucrativos e administrada pelos próprios sócios. Os principais tipos de embarcações que freqüentam o clube são lanchas e veleiros de calado entre 0,8 e 1,8 m, oriundas de muitas regiões do Brasil (Rio de Janeiro, São Paulo e Santa Catarina, principalmente) e do exterior (França, Alemanha e Holanda, entre outros países). A marina oferece vagas no seco e fundeios, sendo 40 o número máximo de embarcações que pode receber como visitantes (Coordenação do late Clube de Paranaguá, comunicação pessoal, 2006). A estrutura principal do clube é construída em concreto, com colunas que sustentam 3 passarelas de acesso às embarcações. A partir destas passarelas, rampas dão acesso aos flutuadores constituídos de fibra de vidro e recobertos na parte superior por madeira.

A marina está localizada próximo ao Porto de Paranaguá, considerado o mais importante na região sul do país e o maior em exportação de grãos da América do Sul (Marone et al., 2000), recebendo constantemente navios de vários países, incluindo grandes importadores de soja, como China, Índia, Espanha, Itália, Holanda, Irã, Coréia, entre outros (Ministério dos Transportes, 2005).

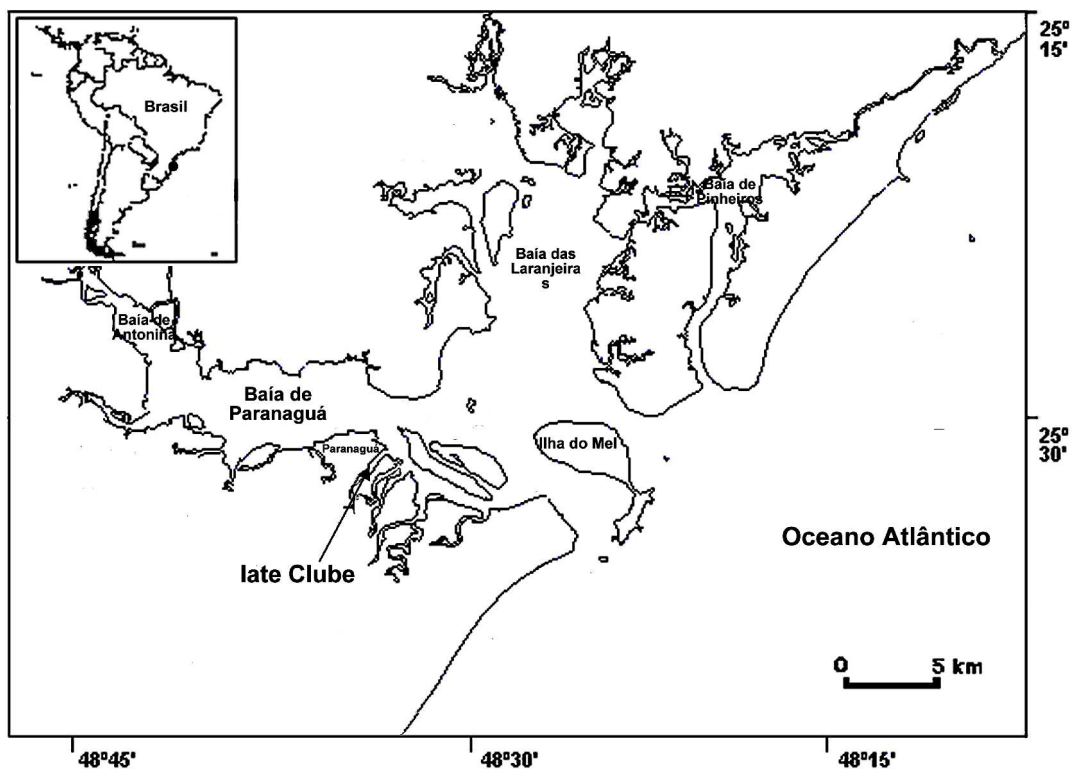


Figura 1. Baía de Paranaguá, PR e localização do late Clube.

Procedimentos de campo e laboratório

As estruturas artificiais amostradas neste estudo foram cascos de embarcações que freqüentam o late Clube, flutuadores móveis de fibra de vidro e colunas de concreto. Não houve seleção das embarcações amostradas por tamanho, utilização de tintas antiincrustantes ou tipo de material que compõe o casco, embora a maioria seja composta de fibra de vidro.

A coleta dos organismos foi realizada em abril de 2004, utilizando mergulho autônomo. Os organismos incrustantes e fauna associada foram coletados por meio de raspagem da superfície das estruturas no primeiro 0,5 m de profundidade, correspondendo à região infralitoral, para embarcações e flutuadores, que permanecem constantemente submersos, e entremarés, para as colunas de concreto. Uma única amostra oriunda de coluna foi coletada em

sublitoral, com o intuito de detectar a presença de organismos característicos desta região.

A área raspada foi delimitada por amostrador de ferro de 0,04 m². Foram coletadas 10 amostras de cada tipo de substrato, cada uma em diferentes colunas, flutuadores ou embarcações, perfazendo um total de 30. Todo o material coletado foi acondicionado em sacos plásticos, anestesiado com cristais de mentol e mantido em baixa temperatura dentro de caixas isolantes, para sua melhor conservação. Em laboratório, as amostras foram fixadas em formol, acondicionadas em frascos com tampa de rosca e etiquetadas.

O material foi triado em lupa e separado de acordo com morfo-espécies e, em função da grande abrangência de táxons envolvidos, foi enviado aos taxonomistas especialistas em cada grupo para a identificação final até espécie.

Análise de dados

Foram utilizadas as terminologias definidas por Carlton (1996; 2001) para determinar o “status” (nativa, introduzida ou criptogênica) de cada espécie. Espécies nativas possuem distribuição limitada à região de origem, incluindo espécies endêmicas e, em contrapartida, espécies introduzidas são aquelas transportadas, intencionalmente ou não, para regiões que não ocorriam em tempos históricos, como resultado de atividades humanas. As espécies para as quais não existem evidências claras de que sejam nativas ou introduzidas em uma região são classificadas como criptogênicas. O “status” de cada espécie encontrada foi avaliado a partir da literatura concernente a sua distribuição geográfica conhecida e registros em regiões portuárias, além de consultas às listas de espécies identificadas como introduzidas em diversos países.

A análise de variância (“one way” ANOVA) foi aplicada para testar a hipótese de igualdade das médias da abundância dos organismos solitários mais representativos nos três diferentes tipos de substratos. O teste *a posteriori* de Tukey foi utilizado para identificar as diferenças entre as médias dos grupos analisados. Os dados de abundância dos organismos solitários

foram transformados em $\log(x+1)$, quando necessário, para cumprir os pressupostos para a homogeneidade das variâncias. O Teste Qui-quadrado foi utilizado para testar a igualdade de frequência de ocorrência dos organismos coloniais para os diferentes substratos. A riqueza de espécies (S), o Índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e equitabilidade (J') foram calculados para os tratamentos (diferentes substratos). A análise de agrupamento foi realizada pelo índice de similaridade Bray-Curtis das amostras provenientes dos diferentes substratos, utilizando-se a frequência de ocorrência dos organismos dominantes (Software Biodiversity Professional versão 2.0).

Resultados

Classificação das espécies

Foram registrados 85 organismos sésseis e vágeis, englobando 67 morfo-espécies de invertebrados e 9 morfo-espécies de macroalgas, com alguns grupos identificados apenas em categoria taxonômica superior (Tabela I). A identificação de Platyhelminthes, Nemertea, Nematoda, Nudibranchia e Pycnogonida não foi possível devido à falta de especialistas e, neste estudo, foram considerados como contendo pelo menos uma espécie. Os organismos identificados em nível específico somaram um total de 50 e, dentre estes, 4 são exóticos (Tabela I).

Foram classificadas 13 espécies como nativas, com distribuição geográfica quase restrita ao Brasil, das quais os crustáceos são a grande maioria (9 espécies), seguidos por poliquetas (3 espécies) e 1 bivalve. Dentre estas, 7 espécies possuem registros apenas para o Brasil (*Perinereis brevicirrata*, *Diosaccus borborocoetus*, *Harpacticus poppei*, *Fallotritela montouchetti*, *Pseudosphaeroma jacobii*, *Panopeus austrobesus* e *Fistulobalanus citerosum*). As espécies para as quais não existem evidências claras de que sejam nativas ou introduzidas, que possuem amplas distribuições geográficas ou já foram relatadas na literatura como

circumtropicais ou cosmopolitas foram as mais numerosas, somando um total de 33. Dentre estas, os crustáceos também são maioria (16 espécies), seguidos por macroalgas (5 espécies), poliquetas (4 espécies), hidrozoários (3 espécies), briozoários (3 espécies) e bivalves (2 espécies).

Novos registros de ocorrência de espécies consideradas nativas da costa brasileira foram apontados para o estado do Paraná. Este é o caso de *Perinereis brevicirrata*, relatada apenas para o estado onde foi descrita (SP), *Harpacticus poppei*, registrado apenas em Santa Catarina e de *Fallotritella montoucheti* que, apesar de citada como endêmica do Brasil, não possuía registro para o Paraná. O mesmo também ocorre entre as espécies criptogênicas, sendo elas *Obelia bidentata*, *Robertsonia hamata*, *Nitokra affinis*, *Nitokra spinipes*, *Paratanais cf. oculatus*, *Alcyonidium polyoum* e *Hippoporina pertusa* (Tabela I). O registro dos gêneros *Dodecaceria* sp., *Perkinsiana* sp. e *Terebella* sp. também constitui o primeiro para a Baía de Paranaguá (CSG Santos, comunicação pessoal, 2005), apesar das espécies *Perkinsiana minuta*, *Dodecaceria concharum* e *Terebella pterochaeta* já terem sido relatadas para o estado de São Paulo (Morgado, 1980), e *Terebella jucunda* (Morgado, 1980), para o Rio de Janeiro.

Dentre as espécies introduzidas, foi identificado o hidrozoário *Garveia franciscana*, descrito primeiramente na Califórnia e registrado em águas brasileiras por Calder & Mayal (1998) para o estado de Pernambuco, embora também tenha sido coletado em 1985 na Baía de Paranaguá, PR (MA Haddad, comunicação pessoal, 2005). O poliqueta *Polydora cornuta* é considerado uma introdução recente, ocorrendo atualmente nos estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro e São Paulo e, embora a identificação desta espécie no presente estudo precise ser confirmada, esta espécie já foi encontrada nos arredores do Porto de Paranaguá, Paraná, em 1998 (Radashevsky, 2004). O cirripédio *Striatobalanus amaryllis* foi coletado pela primeira vez por Young (1987; 1989), no litoral do Piauí e, posteriormente, sua distribuição foi ampliada para os estados de Pernambuco e Bahia (Farrapeira-Assunção, 1990; Young, 1998), não havendo registros até então para o sudeste e sul do país. *Amphibalanus reticulatus*, outro cirripédio introduzido, foi registrado inicialmente em Pernambuco (Farrapeira-Assunção, 1990) e hoje também ocorre nos estados da Bahia (Young, 1998) e Rio de Janeiro (Mayer-Pinto & Junqueira, 2003).

Tabela I. Lista dos taxa encontrados no late Clube de Paranaguá, PR, com indicação do status (N = nativa, C = criptogênica, I = introduzida), distribuição geográfica e tipo de substrato em que foram amostrados (E = casco de embarcação, F = flutuadores de fibra de vidro, C = colunas de concreto, C* = colunas de concreto em profundidade de 1 m)

Classificação taxonômica	Espécie	Status	Distribuição geográfica	Referências	Substratos			
					E	F	C	C*
Chlorophyta Ulvaceae	<i>Enteromorpha lingulata</i> J Agardh	C	Cosmopolita, Brasil (MA-PE, BA-RS)	Horta & Oliveira, 2002; Guiry et al. (2005)	X			
	<i>Ulva</i> sp	—	—	—	X			
	<i>Cladophora</i> sp	—	—	—	X			
Rhodophyta Delesseriaceae	<i>Caloglossa leprieurii</i> (Montagne) G. Martens	C	Cosmopolita, Brasil (AP, MA, CE, RN, PE, SE, BA-SC)	Horta & Oliveira, 2002; Guiry et al. (2005)				X
	<i>Porphyra</i> sp	—	—	—			X	
	<i>Polysiphonia</i> sp	—	—	—			X	
	<i>Polysiphonia subtilissima</i> Montagne	C	Cosmopolita, Brasil (MA, CE, RN, PE, BA-SP, SC, RS)	Horta & Oliveira, 2002; Guiry et al. (2005)	X			
	<i>Bostrychia radicans</i> (Montagne) Montagne	C	Cosmopolita, Brasil (AP, MA, CE, PE, SE-RS)	Horta & Oliveira, 2002; Guiry et al. (2005)				X
Phaeophyta Scytosiphonaceae	<i>Colpomenia sinuosa</i> (Mertens ex Roth) Derbès & Solier	C	Cosmopolita, Brasil (CE, RN, PE, AL, BA-RS)	Horta & Oliveira, 2002; Guiry et al. (2005)	X			
Porifera Hadromerida Suberitidae	sp. 1	—	—	—	X	X		
	sp. 1	—	—	—			X	X
	sp. 1	—	—	—	X	X		
Hydrozoa Campanulariidae	<i>Clytia hemisphaerica</i> (Alder, 1856)	C	Circumtropical, Brasil (ES-PR, RS)	Migotto (1996); Migotto et al. (2002); Kelmo & Attrill (2003)	X	X		
	<i>Obelia bidentata</i> Clarke, 1875	C	Circumtropical, Brasil (PE, RJ, SP)	Migotto (1996); Calder & Mayal (1998); Migotto et al. (2002); Kelmo & Attrill (2003)	X	X		
	<i>Obelia dichotoma</i> (Linnaeus, 1758)	C	Circumtropical, Brasil (ES-PR, RS)	Migotto (1996); Migotto et al. (2002); Kelmo & Attrill (2003)	X			
	<i>Garveia franciscana</i> Torrey, 1902 ¹	I	Oceanos Atlântico e Pacífico norte, Golfo do México, África ocidental, Índia, Austrália, Brasil (PE)	Vervoort (1964); Cohen & Carlton (1995); Calder & Mayal (1998); Migotto et al. (2002)			X	X
Anthozoa Octocorallia	sp. 1	—	—	—	X	X	X	X
	sp. 1	—	—	—	X	X	X	X
	sp. 1	—	—	—	X	X	X	
	sp. 1	—	—	—	X	X	X	X
	sp. 1	—	—	—	X	X	X	
Bivalvia Ostreidae	<i>Crassostrea</i> sp.	—	—	—	X	X	X	
	<i>Pinctada imbricata</i> Holding 1798	N	Oceano Atlântico ocidental, Brasil (PA-SC)	Lima & Martins (1987); Rios (1994); Marcano et al. (2005)			X	

Tabela I. Continuação

Classificação taxonômica	Espécie	Status	Distribuição geográfica	Referências	Substratos			
					E	F	C	C*
Mytilidae	<i>Mytella charruana</i> d'Orbigny (1846) ²	C	Oceano Pacífico – Equador, Ilhas Galápagos e oeste do México; Oceano Atlântico – Venezuela, Suriname, Brasil a Argentina	Rios (1994); Oliveira et al. (2005)	X	X	X	
Mytilidae	<i>Brachidontes</i> cf. <i>rodriguezi</i> (d'Orbigny, 1846)	C	Brasil (RS) a Argentina	Rios (1994)	X			
Nudibranchia	sp. 1	—	—	—	X			X
Polychaeta Spionidae	<i>Polydora colonia</i> Moore, 1907 ³	C	Massachusetts a Carolina do Norte, Espanha, Jamaica, África do Sul, Mar Mediterrâneo, Brasil (PR)	Aguirre et al. (1986); V.I. Radashevsky (comunicação pessoal, 2006)			X	
Spionidae	<i>Polydora</i> cf. <i>cornuta</i> Bosc, 1902	I	Costas Leste, Oeste e Golfo da América do Norte, Golfo do México, Mar do Caribe, nordeste e sudeste da Europa, Austrália, China, Coreia, Japão, Índia, Rússia (costa do Pacífico), Argentina, Brasil (ES-PR)	Radashevsky & Hsieh (2000); Radashevsky (2004)	X	X	X	
Spionidae	<i>Pseudopolydora</i> sp.	—	—	—	X	X	X	
Cirratulidae	<i>Dodecaceria</i> sp.	—	1º registro do gênero para a Baía de Paranaguá	CSG Santos (comunicação pessoal, 2005)				X
Sabellidae	<i>Jasmineira</i> sp.	—	—	—		X	X	
Sabellidae	<i>Perkinsiana</i> sp.	—	1º registro do gênero para a Baía de Paranaguá	CSG Santos (comunicação pessoal, 2005)	X	X	X	
Syllidae	<i>Autolytus</i> sp.	—	—	—	X	X	X	
Syllidae	<i>Pseudosyllides</i> sp.	—	—	—			X	
Syllidae	<i>Syllis</i> sp. 1	—	—	—			X	
Syllidae	<i>Syllis</i> sp. 2	—	—	—			X	X
Syllidae	<i>Typosyllis</i> sp.	—	—	—			X	X
Terebellidae	<i>Terebella</i> sp. ⁴	—	1º registro do gênero para a Baía de Paranaguá	CSG Santos (comunicação pessoal, 2005)	X	X		X
Nereididae	<i>Perinereis brevicirrata</i> (Treadwell, 1929)	N	Brasil (SP)	Amaral et al. (1999)	X	X	X	
Nereididae	<i>Perinereis anderssoni</i> Kinberg 1866 ⁵	N	Oceano Pacífico sul oriental – Chile, Oceano Atlântico ocidental - Golfo do México, Brasil (SP, PR)	Fauchald K (1977); Lana (1987); Santos (1996); Leon Gonzáles & Weiss (1998); Amaral et al. (1999)	X	X	X	
Nereididae	<i>Nereis oligohalina</i> (Rioja, 1946) ⁶	N	Golfo do México, Brasil (MA, RN, AL, BA, ES-PR)	Amaral et al. (1999); Santos & Lana (2003)	X	X	X	
Nereididae	<i>Neanthes</i> cf. <i>succinea</i> (Frey & Leuckart, 1847)	C	Amplamente distribuída em mares tropicais e temperados, Brasil (RJ-PR, RS)	Orensanz & Gianuca (1974); Fauchald (1977); Lana (1987); Amaral et al. (1999)	X	X	X	X
Nereididae	<i>Platynereis dumerilii</i> (Audouin & Milne-Edwards, 1834)	C	Circumtropical, Brasil (SP, PR)	Fauchald (1977); Lana (1987); Amaral et al. (1999)				X

Tabela I. Continuação

Classificação taxonômica	Espécie	Status	Distribuição geográfica	Referências	Substratos			
					E	F	C	C*
Capitellidae	<i>Capitella capitata</i> (Fabricius, 1740)	C	Amplamente distribuída no Atlântico e Pacífico, Brasil (AL, SE, RJ-PR)	Amaral et al. (1999); Riley (2005)	X	X	X	
Copepoda Harpacticoida Miraciidae	<i>Diosaccus borborocoetus</i> Jakobi, 1954	N	Brasil (PR)	Jakobi (1954); Reid (1998); Kihara (2003); Pesce (2005)	X	X		
Miraciidae	<i>Robertsonia hamata</i> Willey, 1931	C	Oceano Atlântico ocidental – América do Norte, Golfo do México, Bermuda, Brasil (SP)	Jakobi (1956); Reid (1998); Kihara (2003); Pesce (2005)			X	X
Miraciidae	<i>Amphiascus</i> sp.	—	—	—	X			
Miraciidae	<i>Schizopera</i> sp.	—	—	—		X		
Ameiridae	<i>Nitokra affinis</i> Gurney, 1927	C	Oceanos Atlântico e Pacífico, Mares Mediterrâneo, Negro e Vermelho, Brasil (SP)	Reid (1998); Kihara (2003); Pesce (2005)	X	X	X	X
Ameiridae	<i>Nitokra spinipes</i> Boeck, 1865	C	Cosmopolita, Brasil (SP)	Jakobi (1956); Kihara (2003); Pesce (2005)	X			
Harpacticidae	<i>Harpacticus poppei</i> Richard, 1897	N	Brasil (SC)	Reid (1998); Kihara (2003)	X			
Ectinosomatidae	<i>Ectinosoma</i> sp.	—	—	—		X	X	
Canthocamptidae	<i>Mesochra</i> sp.	—	—	—	X			
Laophontidae	sp 1	—	—	—	X	X	X	
Cyclopoida Cyclopididae	<i>Halicyclops</i> sp.	—	—	—	X			
Oithonidae	<i>Oithona hebes</i> Giesbrecht, 1891	C	Nicaragua, Belize, Honduras, Costa Rica, Panamá, Venezuela, Suriname, Equador, Brasil (PA-RS)	Rocha & Botelho (1998)	X			
Poecilostomatoida Clausiidae	sp 1	—	—	—	X	X		
Amphipoda Gammaridea Melitidae	<i>Elasmopus brasiliensis</i> (Dana, 1853)	C	Oceanos Atlântico e Pacífico, Mar Mediterrâneo e Mar Vermelho, Brasil (PE, BA, ES-SP)	Serejo (1998); Wakabara & Serejo (1998)	X	X	X	
Melitidae	<i>Quadrimaera miranda</i> (Ruffo, Krapp & Gable, 2000)	C	Ampla distribuição no Oceano Atlântico ocidental, Brasil (PA, RJ)	Ruffo et al. (2000)	X	X	X	
Hyalidae	<i>Parhyale hawaiiensis</i> (Dana, 1853)	C	Circumtropical (Oceanos Atlântico e Pacífico e Mar Mediterrâneo), Brasil (RJ, SP, PR)	Wakabara et al. (1991); Wakabara & Serejo (1998); Browne et al. (2005)	X	X	X	
Amphilochoidea	<i>Gitanopsis</i> sp.	—	—	—	X	X		X
Corophiidae	<i>Corophium acherusicum</i> Costa 1851	C	Cosmopolita, Brasil (PB, PE, RJ-SC)	Wakabara et al. (1991); Serejo (1998); Valério-Berardo & Miyagi (2000)	X	X	X	X
Caprellidea Caprellidae	<i>Caprella equilibra</i> Say, 1818	C	Cosmopolita, Brasil (RJ, SP)	Serejo (1998); Wakabara & Serejo (1998)		X		
Caprellidae	<i>Caprella scaura</i> Templeton, 1836	C	Oceanos Atlântico e Pacífico, Brasil (ES-SP, SC)	Serejo (1998); Wakabara & Serejo (1998)		X	X	

Tabela I. Continuação

Classificação taxonômica	Espécie	Status	Distribuição geográfica	Referências	Substratos			
					E	F	C	C*
Caprellidae	<i>Fallotritella montoucheti</i> Quitete, 1971	N	Endêmica (PE, BA, ES, RJ)	Serejo (1998); Wakabara & Serejo (1998)	X	X		
Tanaidacea Tanaidae	<i>Sinelobus stanfordi</i> (Richardson, 1901)	C	Cosmopolita, Brasil (RJ, SP, PR, RS)	Sieg (1983); Toniollo (1987); Gutu (1998); Santos et al. (2001)	X	X	X	X
Paratanaidae	<i>Paratanais cf. oculatus</i> (Vanhoeffen, 1914)	C	Oceanos Índico sul e Atlântico sul ocidental, Brasil (BA)	Gutu (1998)	X	X	X	
Leptocheliidae	sp 1	—	—	—	X	X	X	
Isopoda Sphaeromatidae	<i>Pseudosphaeroma jakobii</i> (Loyola & Silva, 1959)	N	Brasil (PB, PE, RJ-RS)	Loyola e Silva (1960); Loyola e Silva (1998)	X		X	
Decapoda Xanthidae	<i>Hexapanopeus paulensis</i> Rathbun, 1930	C	Oceano Atlântico ocidental – Carolina do Sul, Flórida, Golfo do México, Uruguai, Brasil (PA-RS)	Melo (1996); Vieira <i>et al.</i> (1998); Bertini <i>et al.</i> (2004)		X		
Xanthidae	<i>Hexapanopeus schmitti</i> Rathbun, 1930	N	Oceano Atlântico sul ocidental – Uruguai, Brasil (CE-RS)	Melo (1996); Vieira <i>et al.</i> (1998); Bertini <i>et al.</i> (2004)	X	X	X	X
Xanthidae	<i>Pilumnoides</i> sp.	—	—	—			X	
Xanthidae	<i>Panopeus astrobesus</i> Williams, 1983	N	Endêmica (RJ-RS)	Melo (1996); Bertini <i>et al.</i> (2004)		X		
Porcellanidae	<i>Porcellana sayana</i> (Leach, 1820)	C	Oceano Atlântico ocidental – Carolina do Norte, Golfo do México, Mar do Caribe ao Brasil (regiões tropicais e subtropicais)	Hernández <i>et al.</i> (1998); Werding <i>et al.</i> (2003)	X			
Cirripedia Balanidae	<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Darwin, 1854) ⁷	C	Cosmopolita, Brasil (AP-RS)	Young (1994); Cohen & Carlton (1995); Young (1998); Rocha (1999)	X		X	
Balanidae	<i>Amphibalanus improvisus</i> (Darwin, 1854) ⁸	C	Cosmopolita, Brasil (CE-RS)	Young (1994); Cohen & Carlton (1995); Young (1998); Rocha (1999)	X	X		
Balanidae	<i>Amphibalanus reticulatus</i> (Utinoni, 1967)	I	Circumtropical, Brasil (PE, BA, RJ)	Farrapeira-Assunção (1990); Young (1998); Mayer-Pinto & Junqueira (2003)	X	X	X	
Balanidae	<i>Fistulobalanus citerosum</i> (Henry, 1974)	N	Endêmica (PB-RS)	Young (1994); Young (1998); Rocha (1999)	X	X	X	X
Archaeobalanidae	<i>Striatobalanus amaryllis</i> Darwin, 1854 ⁹	I	Oceanos Índico e Pacífico ocidental, Atlântico sul ocidental, Brasil (PI, PE, BA)	Young (1989); Farrapeira-Assunção (1990); Young (1994); Young (1998)		X		X
Chthamalidae	<i>Chthamalus proteus</i> Dando & Southward, 1980	N	Oceano Atlântico ocidental – Flórida a Colômbia, Brasil (RN-SC)	Dando & Southward (1980); Young (1993); Young (1998); FB Pitombo (comunicação pessoal, 2005)			X	

Tabela I. Continuação

Classificação taxonômica	Espécie	Status	Distribuição geográfica	Referências	Substratos			
					E	F	C	C*
Chthamalidae	<i>Euraphia rhizophorae</i> (Oliveira, 1940)	N	Oceano Atlântico ocidental - Bahamas, Antilhas, Panamá, Colômbia, Brasil (MA-PR)	Young (1993); Young (1998)		X		
Pycnogonida	sp. 1	—	—	—	X	X		
Bryozoa Alcyoniidae	<i>Alcyonidium polyoum</i> (Hassall, 1841)	C	Cosmopolita (exceto Antártica), Brasil (SP)	Marcus (1937); Cohen & Carlton (1995)	X	X		
Membraniporidae	<i>Conopeum reticulum</i> (Linnaeus, 1767)	C	Cosmopolita (com exceção das altas latitudes), Brasil (ES-SC)	Marcus (1938); Marcus (1941)	X	X		
Hippoporinidae	<i>Hippoporina pertusa</i> (Esper, 1796)	C	Costa pacífica do México e Colômbia, Galápagos, mares árticos, Atlântico norte, Mar Mediterrâneo, Austrália, Brasil (SP, RJ)	Marcus (1938) Ramalho & Muricy (2004)	X	X		

¹ Supostamente nativa de estuários ao norte do Oceano Índico.

² A identificação de *Mytella charruana* em algumas amostras é duvidosa, pois foram detectados organismos com padrão de coloração “zebrado”, o que não é comum para a espécie (KL Elbers, comunicação pessoal, 2005). Sendo assim, *M. charruana* não foi incluída nas análises estatísticas.

³ O primeiro registro de *Polydora colonia* para o Brasil, na Baía de Paranaguá-PR em 2001 (VI Radashevsky, comunicação pessoal, 2006), e este dado ainda não foi publicado.

⁴ Possivelmente espécie nova (CSG Santos, comunicação pessoal, 2005).

⁵ Espécie primeiramente descrita para a costa brasileira, estado do Rio de Janeiro. As ocorrências no Chile e Golfo do México foram relatadas por Leon-González & Weiss (1998), mas este registro pode ser duvidoso (CSG Santos, comunicação pessoal, 2005).

⁶ Existem indícios de tratar-se de espécie diferente da descrita para o Golfo do México, possivelmente nativa (CSG Santos, comunicação pessoal, 2005).

⁷ Possivelmente nativa do Oceano Índico (Cohen & Carlton, 1995) e introduzida há muito tempo em águas brasileiras (Rocha, 1999).

⁸ Possivelmente nativa do Oceano Atlântico norte (Cohen & Carlton, 1995) e introduzida há muito tempo em águas brasileiras (Rocha, 1999).

⁹ Distribuição nativa limitada ao Oceano Índico e oeste do Oceano Pacífico (Young, 1989).

Uso de substratos artificiais

Espécies simples e coloniais foram quantificadas de forma diferente e, por isso, os resultados serão apresentados separadamente.

Foram amostrados 23.579 organismos solitários no total, dos quais 54.2% foram coletados ns flutuadores, 29.3% em cascos de embarcações e 16.5% em colunas de concreto. De modo geral, os flutuadores de fibra de vidro apresentaram maior abundância de indivíduos quando comparados aos cascos das embarcações e colunas de concreto, não havendo diferenças entre estes dois substratos (F=9.25; gl=2; p<0.05; Figura 2).

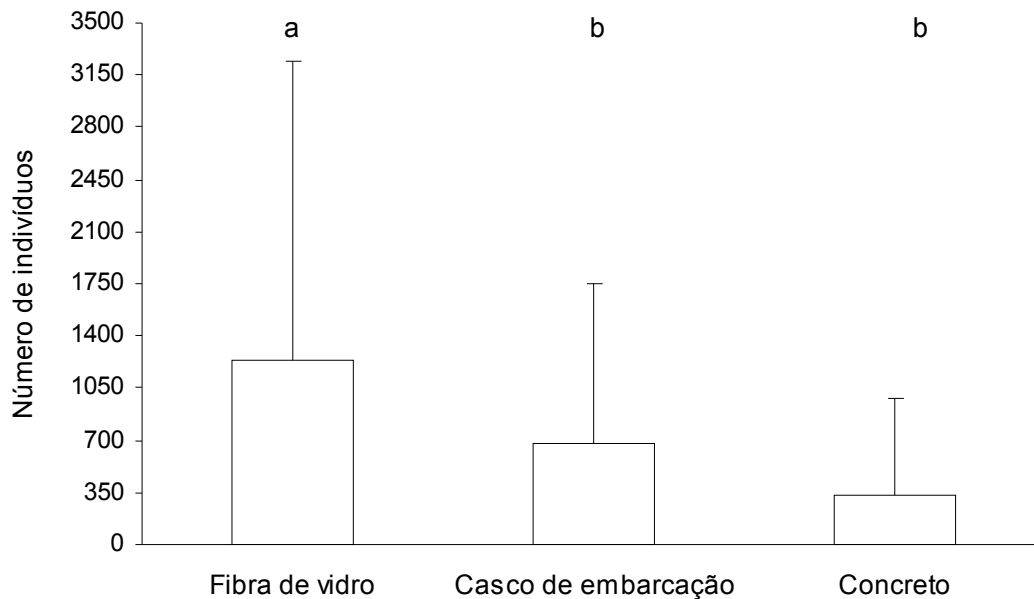


Figura 2. Número médio de indivíduos por amostra nos diferentes substratos artificiais do late Clube de Paranaguá, PR. Substratos indicados com a mesma letra são significativamente iguais (Teste de Tukey, $p < 0.05$). Barra vertical = 95% I.C.

De acordo com a análise de agrupamento pelo índice de similaridade de Bray-Curtis, houve a formação de 3 grupos principais (I, II e III) (Figura 3). O grupo I foi composto por todas as amostras do substrato de fibra de vidro, juntamente com 4 amostras de cascos de embarcação. O grupo II foi formado apenas por amostras retiradas das colunas de concreto, e o grupo III por 5 amostras oriundas de embarcações.

Os flutuadores de fibra de vidro e cascos de embarcações foram semelhantes quanto à abundância relativa das principais espécies solitárias (Figura 4). Os anfípodes foram dominantes tanto em fibra (6127 ind.) quanto em embarcações (2927 ind.), e tanaidáceos, cirripédios e nemátodes também apresentaram abundância relativa semelhante nos dois tipos de substratos. O substrato de concreto diferiu do restante, pois foi dominado por cirripédios (1508 ind.). Embora também abundantes em fibra e casco, os tanaidáceos representaram 24% da comunidade de concreto (797 ind.) e, ao contrário dos demais substratos, a abundância relativa de anfípodes (526 ind.) e nemátodes

(187 ind.) foi de apenas 16% e 6% do total de indivíduos amostrados neste substrato, respectivamente (Figura 4).

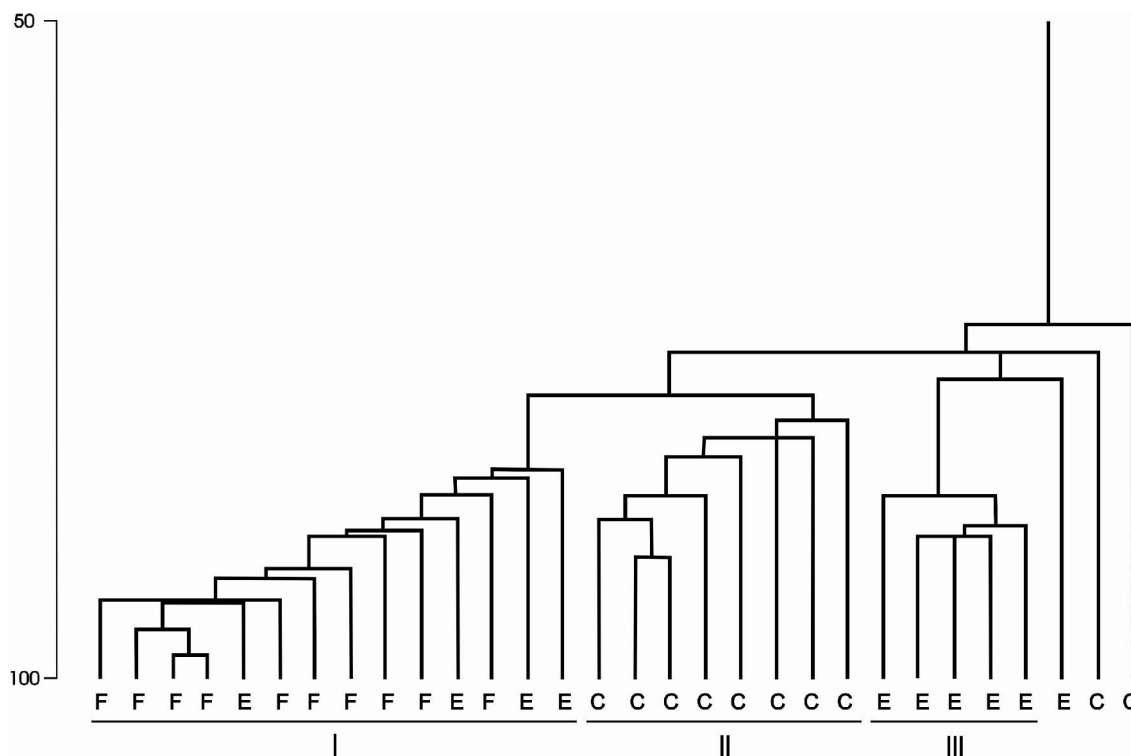


Figura 3. Análise de agrupamento com base em similaridade Bray-Curtis das amostras oriundas de diferentes tipos de substratos artificiais do late Clube de Paranaguá, PR, considerando-se os organismos solitários e coloniais dominantes. F= flutuadores de fibra de vidro; E= cascos de embarcação e C= colunas de concreto.

Em geral, o grupo mais abundante foi Amphipoda, com predomínio quase absoluto de gamarídeos (9589 indivíduos). Os flutuadores apresentaram abundância de anfípodes maior que as embarcações e as colunas, e a abundância encontrada para as embarcações, por sua vez, foi maior que a das colunas ($F=17.22$; $gl=2$; $p<0.05$; Figura 5). A espécie com maior abundância foi *Gitanopsis* sp. (3865 ind.), correspondendo a 40.3% do total de gamarídeos amostrados e 64% e 36% dos indivíduos desta espécie foram encontrados em flutuadores e cascos, respectivamente, não ocorrendo em concreto. *Corophium acherusicum*, o segundo em abundância (2797 ind.), correspondeu a cerca de 30% dos gamarídeos e 65%, 28% e 7% daqueles encontrados em

flutuadores, cascos e colunas, respectivamente. Já a abundância de *Quadrinemaera miranda* (2497 ind.) foi maior em flutuadores (73%), seguida por cascos (24%) e colunas (3%). Os caprelídeos somaram 12 indivíduos, com maior abundância de *Fallotritella montoucheti* nas embarcações (8 ind.).

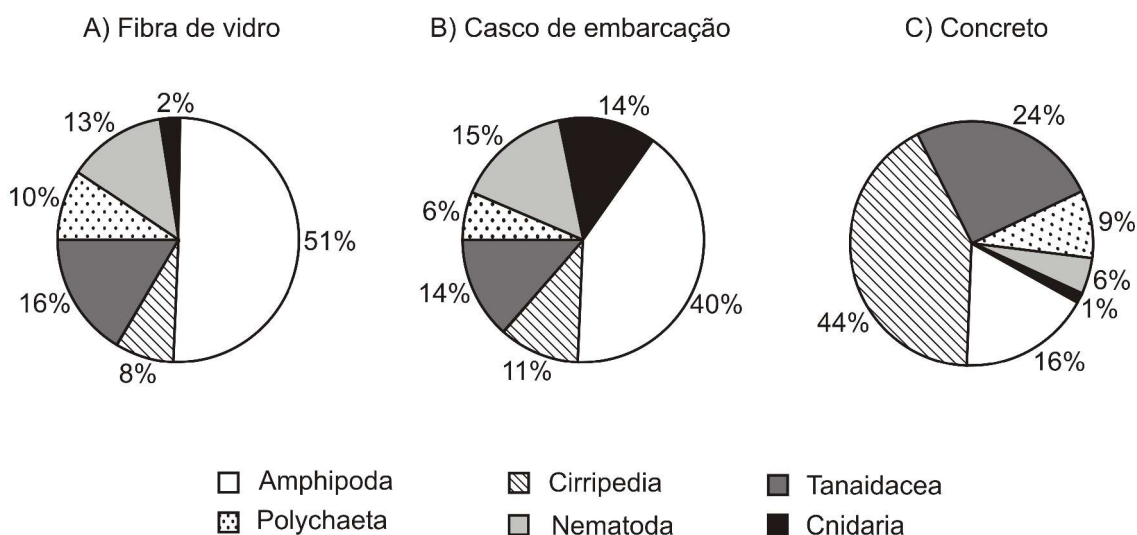


Figura 4. Contribuição relativa dos principais grupos taxonômicos nas comunidades dos diferentes tipos de substratos artificiais amostrados no late Clube de Paranaguá, PR.

A abundância de tanaidáceos foi igual para os 3 tipos de habitats (Figura 5). Este grupo também apresentou grande número de indivíduos (3818 ind.), sendo *Sinelobus stanfordi* a espécie mais abundante (3328 ind.). Com relação aos poliquetas, os flutuadores apresentaram maior abundância ($F=10.82$; $gl=2$; $p<0.05$, Figura 5), sendo *Neanthes cf. succinea* a espécie mais numerosa (562 ind.), com 70%, 22% e 8% dos indivíduos amostrados em flutuadores, cascos e colunas, respectivamente. *Capitella capitata* (364 ind.) também apresentou maior número de indivíduos em flutuadores (49%), seguido por colunas (26%) e cascos (25%), assim como *Nereis oligohalina* (203 ind.), com 59% em flutuadores, 40.1% em embarcações e 0.9% em concreto.

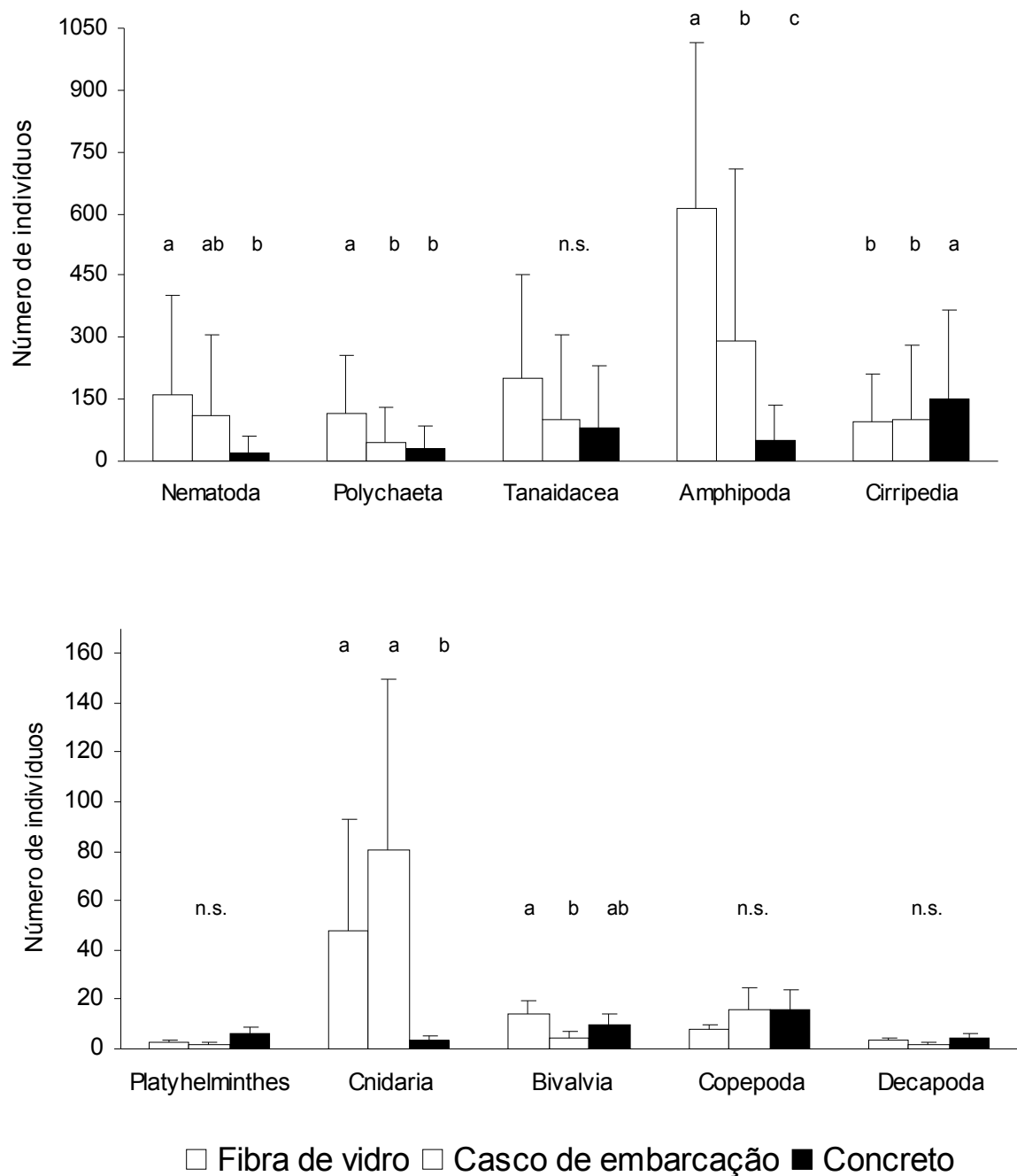


Figura 5. Número médio de indivíduos dos principais grupos amostrados nos diferentes substratos. Substratos indicados com a mesma letra são significativamente iguais (Teste de Tukey, $p < 0.05$). Barras verticais = 95% I.C.

A abundância dos nemátodes diferiu significativamente entre flutuadores e concreto, sendo maior para os primeiros ($F=11.25$; $gl=2$; $p < 0.05$; Figura 5). Para cirripédios, a maior abundância foi observada em concreto ($F=8.08$; $gl=2$; $p < 0.05$, Figura 5) e, do número total de indivíduos amostrados (3503 ind.),

Fistulobalanus citerosum predominou (2699 ind.), com maior número de indivíduos em concreto (37%), seguido por cascos (34%) e flutuadores (29%). *Amphibalanus amphitrite* (257 ind.) e *A. improvisus* (33 ind.) ocorreram quase exclusivamente em concreto (95% e 97%, respectivamente). Ao contrário dos platelmintes, copépodes e decápodes, que não mostraram diferenças significativas nas abundâncias amostradas nos três substratos, os cnidários (anêmonas) foram mais abundantes em embarcações (F=10.6; gl=2; p<0.05, Figura 5). Os bivalves, por sua vez, tiveram maior abundância nos flutuadores (F=4.12; gl=2; p<0.05, Figura 5), apesar de *Mytella charruana*, não ter sido incluída nas análises devido a problemas de identificação.

Dentre as espécies exóticas, apenas *Polydora cf. cornuta* apresentou abundância maior nos flutuadores (F=26.8; gl=2; p<0.05; Figura 6). A abundância de *A. reticulatus* foi semelhante nos 3 substratos amostrados e *S. amaryllis* foi encontrada somente nos flutuadores (7 ind.) (Figura 6). Foram registrados também 52 indivíduos de *Polydora cf. cornuta* e 3 de *S. amaryllis* em uma amostra de coluna de concreto retirada de profundidade maior, a qual não foi incluída nas análises.

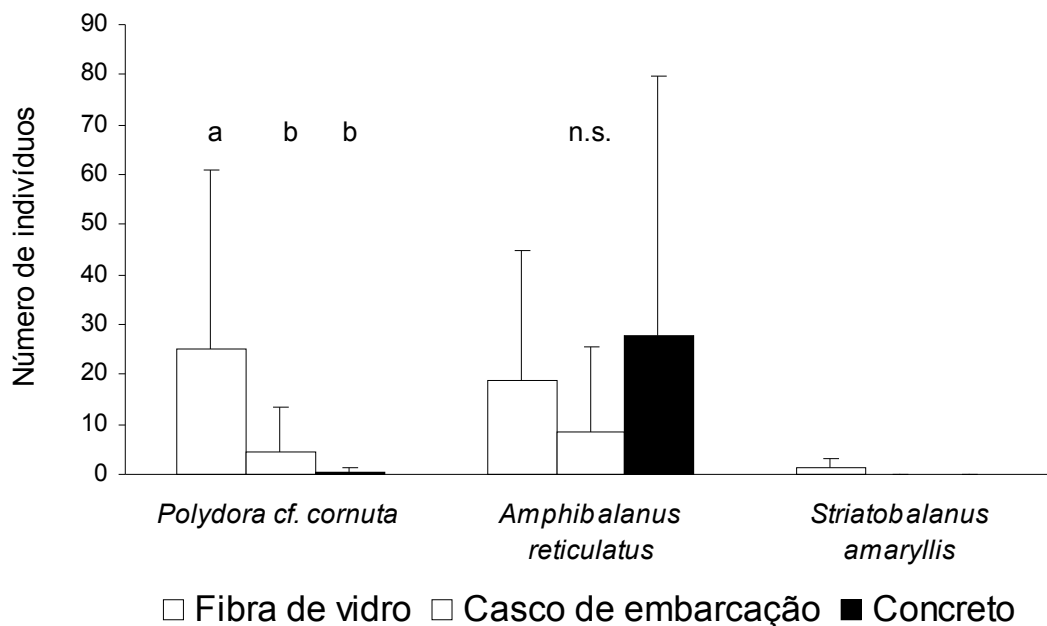


Figura 6. Número médio de indivíduos das espécies introduzidas amostradas nos diferentes substratos. Substratos indicados com a mesma letra são significativamente iguais (Teste de Tukey, p<0.05). Barras verticais = 95% I.C.

Os grupos coloniais (Porifera, Hydrozoa e Bryozoa) foram muito freqüentes em flutuadores e em cascos de embarcações, não sendo registrados em concreto (Tabela III). As espécies *Clythia hemisphaerica*, *Conopeum reticulum* e *Alcyonidium polyoum* foram as mais freqüentes. Já os poríferos das ordens Halichondrida e Haplosclerida, *Hippoporina pertusa* e *Obelia dichotoma* tiveram ocorrência restrita a uma amostra, dos dois ou de apenas um tipo de habitat. Somente *Obelia bidentata* foi encontrada com maior freqüência em embarcações ($\chi^2=5.02$; $p<0.05$), enquanto o porífero pertencente à família Suberitidae foi mais comum em futuadores ($\chi^2=5.02$; $p<0.05$). A espécie de octocoral foi a única registrada nos três tipos de habitats, ainda que apresente maior freqüência de ocorrência em flutuadores ($\chi^2=11.08$; $p<0.05$).

Tabela II. Freqüência de ocorrência das espécies coloniais e macroalgas nos diferentes substratos artificiais do late Clube de Paranaguá, PR. F=flutuadores de fibra de vidro, E=cascos de embarcação e C= colunas de concreto (n=10).

Espécies e morfo- espécies	Substratos		
	F	E	C
Halichondrida	10		
Haplosclerida	10	10	
Hadromerida Suberitidae	80*	30*	
Octocorallia	80*	50*	10*
<i>Conopeum reticulum</i>	90	90	
<i>Alcyonidium polyoum</i>	80	70	
<i>Hippoporina pertusa</i>	10	10	
<i>Obelia dichotoma</i>		10	
<i>Obelia bidentata</i>	30*	80*	
<i>Clytia hemisphaerica</i>	90	90	
<i>Garveia franciscana</i>	20	40	
<i>Enteromorpha lingulata</i>		20	
<i>Ulva</i> sp		20	
<i>Cladophora</i> sp		10	
<i>Caloglossa leprieurii</i>			50
<i>Polysiphonia</i> sp		10	
<i>Polysiphonia subtilissima</i>		10	
<i>Bostrychia radicans</i>			30
<i>Colpomenia sinuosa</i>		10	
<i>Porphyra</i> sp	10		

*Qui-quadrado: = $p<0.05$

As macroalgas, apesar do grande número de espécies (9), não foram freqüentes nos diferentes substratos, uma vez que cada espécie ocorreu em poucas amostras e em apenas um substrato (Tabela II). Os cascos das embarcações contiveram o maior número de espécies, embora a freqüência de ocorrência tenha sido muito baixa, geralmente 10% do total de amostras.

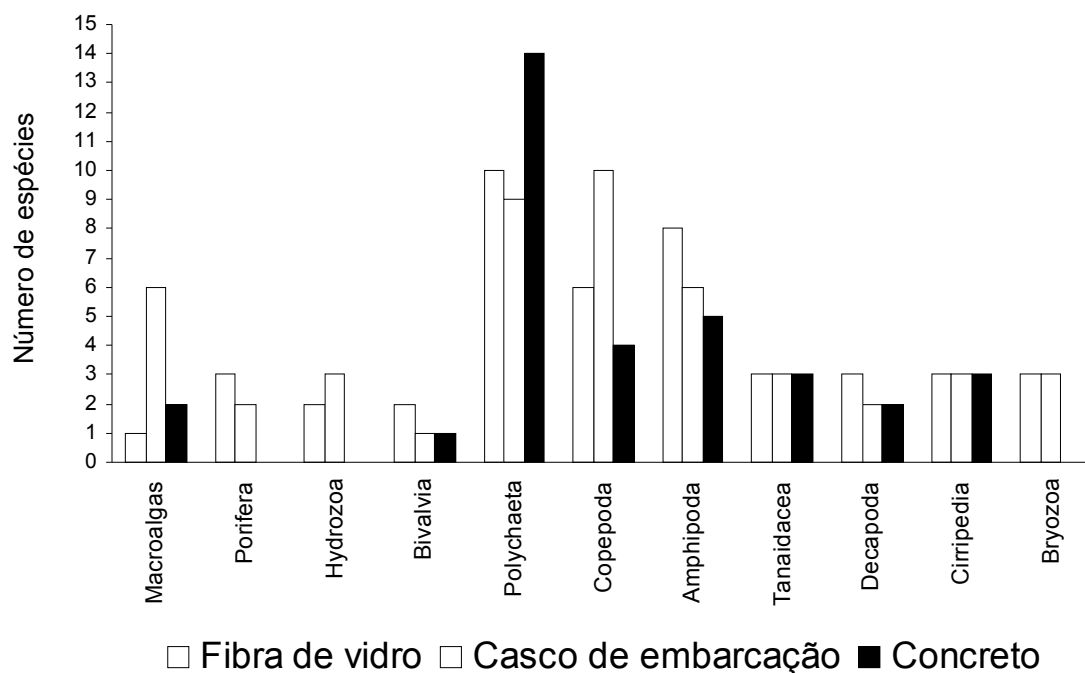


Figura 7. Número de espécies pertencentes aos principais grupos taxonômicos nos diferentes substratos artificiais do late Clube de Paranaguá, PR, somando-se as 10 amostras de cada substrato.

A riqueza de espécies, englobando todas as morfo-espécies e organismos simples e coloniais, foi semelhante para os flutuadores e cascos de embarcações, embora tenha sido menor para as colunas. Dos 85 táxons identificados, as embarcações apresentaram 56, os flutuadores 53 e as colunas 43. A riqueza apresentada na Figura 7 refere-se tanto às espécies identificadas em nível específico quanto morfo-espécies. Os poliquetas formaram o grupo mais rico (18 spp), com maior riqueza encontrada em concreto. As macroalgas, hidrozoários e copépodes apresentaram maior

número de espécies nos cascos das embarcações. Os poríferos, anfípodes e decápodes tiveram maior riqueza nos flutuadores. Para tanaidáceos, cirripédios e briozoários, a riqueza encontrada nos diferentes substratos foi igual (Figura 7).

Considerando-se apenas os organismos simples, os substratos amostrados apresentaram valores de riqueza, diversidade e equitabilidade muito similares (Tabela III).

A amostra coletada em profundidade de 1 m não foi incluída nas análises, mas vale destacar que apresentou espécies que não ocorreram em nenhum outro substrato, como *Platynereis dumerilli* (1 ind.) e *Dodecaceria* sp. (11 ind.), identificada como primeiro registro do gênero para a baía.

Tabela III. Riqueza, diversidade e equitabilidade das comunidades de organismos simples amostradas nos três diferentes substratos da marina do late Clube de Paranaguá, PR.

Substratos	Riqueza	H'	J'
Flutuadores de fibra de vidro	43	0,97	0,59
Cascos de embarcação	41	1,02	0,62
Colunas de concreto	40	1,12	0,7

Discussão

A proximidade do late Clube ao Porto de Paranaguá e o intenso tráfego de embarcações de recreio na área são fatores que aumentam as chances de introdução e dispersão de organismos não-nativos, como já registrado em diversas regiões portuárias (Cohen & Carlton, 1998; Currie & Parry, 1999). Das 50 espécies identificadas neste estudo, 13 foram apontadas como nativas e quatro como introduzidas. Entretanto, em um levantamento realizado no Porto de Sepetiba, estado do Rio de Janeiro, foram identificados 272 táxons e, dentre estes, apenas cinco foram considerados introduzidos (Clarke et al.,

2004). Em portos da região tropical da Austrália, a proporção de espécies introduzidas foi ainda muito inferior (Hewitt, 2002). No Porto de Darwin, por exemplo, foram encontradas 879 espécies nativas e cinco introduzidas. Do mesmo modo, em Port Hedland foram classificadas 548 espécies como nativas e 16 introduzidas e em Mackay e Hay Point foram encontradas 380 e 496 nativas e 12 e 10 introduzidas, respectivamente. Sendo assim, pode-se sugerir que a quantidade de espécies introduzidas que poderá vir a ser encontrada na Baía de Paranaguá é grande, uma vez que foram aqui avaliados apenas substratos consolidados artificiais de um único local, em uma única coleta.

A grande maioria dos organismos identificados em nível específico foi classificada como criptogênica. Segundo Carlton (1996), espécies criptogênicas podem ser muito comuns e importantes para a previsão e compreensão dos impactos causados pelas invasões biológicas. Orensanz et al. (2002) também encontraram grande quantidade de espécies criptogênicas nas províncias da Argentina e Magelânica, e propuseram três hipóteses, não mutuamente exclusivas, para tentar explicar a origem destas espécies: a) distribuição geográfica ampla mesmo antes da dispersão mediada pelo homem, b) espécies classificadas atualmente como cosmopolitas são, na verdade, um conjunto de morfo-espécies geneticamente distintas, com distribuição verdadeiramente mais restrita, c) distribuição geográfica das espécies consideradas hoje como cosmopolitas é resultado de dispersão mediada por atividades humanas. Em geral, as espécies criptogênicas aqui encontradas possuem um conjunto de atributos biológicos comuns às espécies invasoras, como desenvolvimento indireto e larvas planctotróficas, alimentação suspensívora, ampla tolerância às variações de salinidade e temperatura e algumas podem ainda ser dispersas por atividades humanas. Além disso, muitas destas espécies são comuns em regiões portuárias de outros países, apresentam distribuição cosmopolita ou circumtropical e algumas são consideradas introduzidas em outras regiões, como é o caso de *Corophium acherusicum* no oeste do Oceano Pacífico e Austrália (NIMPIS, 2002) e no Havaí (Coles et al., 1999), *Neanthes succinea* no Pacífico leste e Austrália (NIMPIS, 2005), e *Amphibalanus improvisus* no Japão (Kawabara, 1963) e Mar Báltico (Zaiko, 2005), entre outras. Assim como relatado por Rocha (1999) para os cirripédios *A. amphitrite* e *A. improvisus*, é possível que alguns desses

organismos tenham sido introduzidos no passado e que atualmente estejam bem distribuídos em nosso litoral.

Além das espécies introduzidas, *Brachidontes rodriguezii* tem distribuição geográfica restrita ao estado do Rio Grande do Sul e Argentina (Rios, 1994), e, se a identificação desta espécie neste estudo for confirmada, há possibilidade de este registro tratar-se de uma introdução inter-regional. Já *Polydora colonia* foi registrada pela primeira vez no Brasil na Ilha do Mel (25°34'S 48°20'W), Baía de Paranaguá, PR, em 2001, por VI Radashevsky (comunicação pessoal, 2006), e os dados deste registro ainda não foram publicados.

O fato de algumas espécies classificadas como nativas não possuírem registro de ocorrência para o estado do Paraná pode estar relacionado a lacunas de amostragem, ou seja, regiões onde não foram realizadas coletas bentônicas e/ou o material coletado não tenha sido identificado apropriadamente. Existe ainda a possibilidade, assim como para *B. rodriguezii*, de tratar-se de introduções inter-regionais. Considerando-se as regiões biogeográficas marinhas estabelecidas por Kelleher et al. (1995), as espécies nativas citadas anteriormente como novos registros de ocorrência para a costa paranaense ocorrem em estados pertencentes à mesma biorregião (SAII-B) que engloba o Paraná. Sendo assim, é esperado que estas espécies ocorram nesta região do país.

A abundância dos principais grupos de organismos solitários apresentou o mesmo padrão para os três substratos, ou seja, para os grupos que apresentaram diferenças significativas na abundância entre os substratos, esta foi maior nos flutuadores, seguidos pelas embarcações e, por último, pelas colunas de concreto, com exceção de cnidários e cirripédios. Embora o número de indivíduos de alguns grupos encontrados em flutuadores seja semelhante ao de embarcações, como para nemátodes, cnidários e cirripédios, observou-se semelhança entre flutuadores e concreto para bivalves, lembrando que a principal espécie de bivalve (*Mytella charruana*) não foi incluída nas análises.

Os flutuadores e os cascos de embarcação também apresentaram riqueza de espécies semelhante e maior do que o substrato concreto, mesmo considerando apenas as espécies solitárias. A composição do substrato pode ter sido responsável pelas semelhanças nas abundâncias de alguns grupos, na riqueza de espécies e pela similaridade faunística entre os flutuadores e

embarcações, visto que a maioria dos cascos são também compostos por fibra de vidro. Entretanto, estudos recentes demonstram que outros fatores podem influenciar a abundância e composição das espécies em estruturas artificiais, como tempo de submersão (Connell, 2001), que atua de forma semelhante nos flutuadores e cascos aqui estudados, uma vez que ambos permanecem constantemente submersos. A movimentação da superfície de uma estrutura artificial e a decorrente alteração no fluxo de água podem influenciar a composição da epifauna (Glasby, 2001), pois o fluxo d'água afeta a fixação, alimentação e crescimento de muitos organismos sésseis, além de alterar o desenvolvimento de biofilmes, que modificam dramaticamente o estabelecimento de organismos incrustantes (Abelson & Denny, 1997). Desta forma, pode-se sugerir que a menor similaridade faunística entre os flutuadores e cascos de embarcações com as colunas de concreto pode estar relacionada, entre outros fatores, à movimentação dos dois primeiros de acordo com a maré.

A limpeza dos cascos das embarcações, embora facultativa para os sócios do late Clube (Coordenação do late Clube, comunicação pessoal, 2005), costuma ser realizada a cada 6 meses, incluindo a remoção dos organismos incrustantes e a aplicação de tintas antiincrustantes. Os substratos artificiais da marina também costumam ser limpos, conforme declarado pela Coordenação do late Clube, embora tintas antiincrustantes não sejam utilizadas. A limpeza, portanto, pode ser responsável pelas diferenças nas abundâncias de grupos como poliquetas, anfípodes, cnidários e bivalves encontrados em flutuadores e cascos.

Além de atuar na movimentação do substrato, a maré também promove variações no grau de exposição ao ar para os organismos que habitam a parte superior das colunas, fazendo com que a colonização e permanência de alguns grupos no ambiente sejam dificultadas, principalmente para os coloniais. Apenas os cirripédios *A. amphitrite*, *F. citerosum* e *Chthamalus proteus* foram mais abundantes nas colunas de concreto, provavelmente devido à ampla tolerância do grupo à dessecação. *Amphibalanus improvisus* e *Euraphia rizophorae* apresentaram poucos indivíduos e não foram detectadas nas colunas. *E. rizophorae* é um cirripédio comum em regiões estuarinas ou de manguezais, ocorrendo sobre raízes, mexilhões e substratos artificiais, como pneus e colunas de trapiches, e sua distribuição já foi relatada como irregular,

apresentando agrupamentos densos em troncos de alguns lugares e ausente em outros (Young, 1993). Já *A. improvisus* é citada como espécie comum em regiões estuarinas e encontrada geralmente na zona entremarés, apesar de já ter sido citada para profundidades de 46 m (Young, 1994).

Para as espécies coloniais, as embarcações foram mais freqüentemente ocupadas por um número maior de espécies e, com exceção de *Octocorallia*, não houve nenhum outro organismo em comum com o habitat de concreto, apesar de muitas espécies terem sido compartilhadas com os flutuadores. Hidrozoários, briozoários e poríferos não foram amostrados em concreto, o que pode indicar a baixa tolerância das espécies à dessecação. Em estudo realizado no Porto de Sidney, os organismos coloniais, como hidrozoários e poríferos, também não estiveram presentes em estruturas artificiais sujeitas às variações da maré (Cole et al., 2005). Migotto (1993) encontrou as espécies *C. hemisphaerica*, *O. dichotoma* e *O. bidentata* ocorrendo na franja do infralitoral na região do Canal de São Sebastião, SP. Os briozoários, apesar de já relatados na costa brasileira do litoral superior até grandes profundidades (Marcus 1937; 1938; 1941), também não ocorreram em colunas.

As macroalgas que estiveram presentes nas colunas de concreto, *Bostrychia radicans* e *Caloglossa leprieurii*, são capazes de ocupar áreas sujeitas a períodos de emersão prolongados e, conseqüentemente, toleram maior grau de dessecação (Mann & Steinke, 1988). Contudo, a maior riqueza de espécies de macroalgas foi registrada nos cascos de embarcações.

Com relação às espécies exóticas, existe possibilidade de já estarem estabelecendo populações reprodutivas na região do late Clube, uma vez que todas ocorrem em pelo menos um tipo de substrato artificial da marina, além dos cascos das embarcações. A possibilidade de diferenciação na composição faunística das comunidades de estruturas artificiais com as encontradas em ambientes naturais (Connell & Glasby, 1999; Glasby, 1999; Connell, 2000; Chapman & Bulleri, 2003; Bulleri, 2005; Cole et al., 2005) não puderam ser averiguadas, uma vez que não foram realizadas comparações da fauna dos substratos artificiais com ambientes consolidados naturais. Entretanto, os habitats de concreto, apesar de compostos por material alóctone ao ambiente natural, podem ser mais semelhantes aos substratos naturais da região, pois sofrem influência da maré. Este fato pode sugerir que sejam colonizados com maior freqüência por espécies nativas, adaptadas às condições ambientais, do

que por espécies exóticas, geralmente associadas à estruturas artificiais. Contudo, *A. reticulatus* e *Polydora* cf. *cornuta* foram encontradas nas colunas de concreto, possivelmente indicando que estas espécies podem já estar se adaptando em nosso litoral e que podem vir a deslocar espécies nativas típicas de costões rochosos. Portanto, além da necessidade de acompanhamento e controle das populações das quatro espécies introduzidas, uma vez que podem ser responsáveis por danos econômicos e por impacto às comunidades nativas (Nelson & Stauber, 1940; Young, 1994; de Rincon & Morris, 2003; Baker et al., 2004), aquelas encontradas nas colunas de concreto devem sofrer monitoramento mais rigoroso.

Referências

- Abelson A, Denny M. 1997. Settlement of marine organisms in flow. Annual Review of Ecological Systems 28:317-339.
- Aguirre OG, Martín S, Baratech L. 1986. Presencia de la especie *Polydora colonia* Moore, 1907 (Polychaeta, Spionidae) en las costas españolas. Miscelania Zoologica 10:375-377.
- Amaral ACZ, Amaral EHM, Leite FPP, Gianuca NM. 1999. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da zona costeira e marinha. Diagnóstico sobre praias arenosas. [data de acesso: 26/09/2005]. Disponível em: <http://www.bdt.fat.org.br/workshop/costa/praias>
- Bacchiocchi F, Airoidi L. 2003. Distribution and dynamics of epibiota on hard structures for coastal protection. Estuarine, Coastal and Shelf Science 56:1157-1166.

- Bax N, Carlton JT, Mathews-Amos A, Haedrich RL, Howarth FG, Purcell JE, Riese A, Gray A. 2001. The control of biological invasions in the world's ocean. *Conservation Biology* 15(5):1234-1246.
- Bertini G, Fransozo A, Melo GAS. 2004. Biodiversity of brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda) from non-consolidated sublittoral bottom on the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 13:2185–2207.
- Browne WE, Price AL, Gerberding M, Patel NH. 2005. Stages of embryonic development in the amphipod crustacean, *Parhyale hawaiiensis*. *Genesis* 42:124-149.
- Bulleri F. 2005. Experimental evaluation of early patterns of colonization of space on rocky shores and seawalls. *Marine Environmental Research* 60:355-374.
- Calder DR, Maýal EM. 1998. Dry season distribution of hydroids in a small tropical estuary, Pernambuco, Brazil. *Zoologische Verhandelingen Leiden* 323:69-78.
- Carlton JT. 1987. Patterns of transoceanic marine biological invasions in the Pacific Ocean. *Bulletin of Marine Science* 41(2):452-465.
- Carlton JT. 1996. Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology*, 77(6): 1653-1655.
- Carlton JT. 2001. *Introduced Species in U.S. Coastal Waters: Environmental Impacts and Management Priorities*. Pew Oceans Commission, Arlington, Virginia, 28 pp.
- Carlton JT, Geller JB. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science* 261:78-82.
- Chapman MG, Bulleri F. 2003. Intertidal seawalls – new features of landscape in intertidal environments. *Landscape and Urban Planning* 62:159-172.
- Clarke C, Hilliard R, Junqueira AOR, Polglaze J, Raaymakers S. 2004. *Ballast Water Risk Assessment, Port of Sepetiba, Federal Republic of Brazil, December 2003: Final Report*. Globallast Monographs Series, 14. IMO London.
- Cohen NA, Carlton JT. 1995. *Nonindigenous aquatic species in United States estuary: a case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and Delta*. United States Fisheries and Wildlife Service, Washington DC.

[data de acesso: 12/05/2005] Disponível em:
<http://www.anstaskforce.gov/sfinvade.htm>

- Cohen NA, Carlton JT. 1998. Accelerating invasions rate in a highly invaded estuary. *Science* 279:555-558.
- Cole VJ, Glasby TM, Holloway MG. 2005. Extending the generality of ecological models to artificial floating habitats. *Marine Environmental Research* 60:195-210.
- Coles SL, DeFelice RC, Eldredge LG, Carlton JT. 1999. Biodiversity of marine communities in Pearl Harbor, Ohau, Hawaii with observations on introduced exotic species. Bishop Museum Technical Report 10, Honolulu, Hawaii. 96 p.
- Connell SD. 2000. Floating pontoons create novel habitats for subtidal epibiota. *Journal of Experimental Marine Ecology and Biology* 247:183-194.
- Connell SD. 2001. Urban structures as marine habitats: an experimental comparison of the composition and abundance of subtidal epibiota among pilling, poontons and rocky reef. *Marine Environmental Research* 47:373-387.
- Connell SD, Glasby TM. 1999. Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour, Australia. *Marine Environmental Research* 47:373-387.
- Currie DR, Parry GD. 1999. Changes to benthic communities over 20 years in Port Phillip Bay, Victoria, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 38(1):36-43.
- Dando PR, Southward AJ. 1980. A new species of *Chthamalus* (Crustacea: Cirripedia) characterized by enzyme electrophoresis and shell morphology: with a revision of other species of *Chthamalus* from the western shores of the Atlantic Ocean. *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom* 60:787-831.
- Elliott M. 2003. Biological pollutants and biological pollution—an increasing cause for concern. *Marine Pollution Bulletin* 46:275–280.
- Farrapeira-Assunção CM. 1990. Ocorrência de *Chirona* (*Striatobalanus*) *amaryllis* Darwin, 1854 e de *Balanus reticulatus* Utinomi, 1967 (Cirripedia, Balanomorpha) no Estado de Pernambuco. XVII Congresso Brasileiro de Zoologia, Abstracts. Londrina. p 7.

- Fauchald K. 1977. Polychaetes from intertidal areas in Panamá, with a review of previous shallow-water records. *Smithsonian Contributions to Zoology* 221. 81p.
- Floerl O, Inglis GJ. 2003. Boat harbour design can exacerbate hull fouling. *Austral Ecology* 28:116-127.
- Floerl O, Inglis GJ. 2005. Starting the invasion pathways: the interaction between source populations and human transport vectors. *Biological Invasions* 7:589-606.
- Floerl O, Inglis GJ, Hayden BJ. 2005. A risk-based predictive tool to prevent accidental introductions of nonindigenous marine species. *Environmental Management* 35(6):765-778.
- Glasby TM. 1999. Interactive effects of shading and proximity to the sea floor on the development of subtidal epibiotic assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 190:113-124.
- Glasby TM. 2001. Development of sessile marine assemblages on fixed versus moving substrata. *Marine Ecology Progress Series* 215:37-47.
- Glasby TM, Connell SD. 2001. Orientation and position of a substratum have large effects on epibiotic assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 190:113-124.
- Gollasch S. 2002. The importance of ship hull fouling as a vector for species introduction into the North Sea. *Biofouling* 18:105-121.
- Grosholz ED, Ruiz GM. 1996. Predicting the impact of introduced marine species: lessons from the multiple invasions of the European green crab. *Biological Conservation* 78:59-66.
- Guiry MD, Rindi F, Guiry GM. 2005. AlgaeBase version 4.0. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. [data de acesso: 04/09/2005]. Disponível em: <http://www.algaebase.org/>
- Gutu M. 1998. Malacostraca - Peracarida. Tanaidacea. In: Young, OS, editor. *Catalogue of Crustacea of Brazil*. Rio de Janeiro: Museu Nacional, Série Livros 6. p 549-557.
- Hayes KR, Sliwa C. 2003. Identifying potential marine pests—a deductive approach applied to Australia. *Marine Pollution Bulletin* 46:91–98.

- Hernández G, Graterol K, Álvarez A, Bolaños J. 1998. Larval development of *Porcellana sayana* (Leach, 1820) (Crustacea: Decapoda: Porcellanidae) under laboratory conditions. *Nauplius* 6:101-118.
- Hewitt CL. 2002. Distribution and biodiversity of Australian tropical marine invasions. *Pacific Science* 56(2):213-222.
- Horta PA, Oliveira EC. 2002. Algas marinhas bênticas do Brasil. [data de acesso: 19/09/2005]. Disponível em: [http:// www.ib.usp.br/algamare-br/](http://www.ib.usp.br/algamare-br/)
- Hutchings PA, Hilliard RW, Coles SL. 2002. Species introductions and potential for marine pest invasions into tropical marine communities, with special reference to the Indo-Pacific. *Pacific Science* 56(2):223-233.
- Jakobi H. 1954. Harpacticoida (Cop. Crust.) da microfauna do substrato arenolodoso do "Mar-de-Dentro" (Ilha do Mel - Baía de Paranaguá - Brasil). *Dusenía* 5(5/6):209-232.
- Jakobi H. 1956. Novas espécies de Harpacticoidea (Copepoda - Crustacea) provenientes de regiões de água salobra da costa São Paulo - Paraná. *Dusenía* 7(3):159-171.
- Johnson LE, Ricciardi A, Carlton JT. 2001. Overland dispersal of aquatic invasive species: a risk assessment of transient recreational boating. *Ecological Applications* 11(6):1789-1799.
- Kelleher G, Bleakley C, Wells S. 1995. Priorities areas for a global representative system of marine protected area. World Bank Environment Department, Washington, DC.
- Kelmo F, Attrill M. 2003. Shallow-water Campanulariidae (Hydrozoa, Leptothecatae) from northern Bahia, Brazil. *Revista de Biología Tropical* 51(1):123-146.
- Kihara TC. 2003. Diversidade de Copépodes Harpacticóides Marinhos da Meiofauna do Litoral Norte do Estado de São Paulo [tese]. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Lana PC. 1987. Padrões de distribuição geográfica dos poliquetas errantes (Annelida: Polychaeta) do Estado do Paraná. *Ciência e Cultura* 39(11): 1060-1063.
- Lana PC, Marone E, Lopes RM, Machado EC. 2001. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecological Studies* 144:131-145.

- Leon-Gonzalez JA, Weiss VS. 1998. The genus *Perinereis* (Polychaeta: Nereididae) from Mexican littoral waters, including the description of three new species and the redescrptions of *P. anderssoni* and *P. elenacasoe*. Proceedings of the Biological Society of Washington 111(3):674-693.
- Lima TA, Maritns AHD. 1987. Ocorrência de pérolas de *Pinctada imbricata* Röding, 1798 em sambaquis da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, Rio de Janeiro: 51. X Encontro Brasileiro de Malacologia, São Paulo.
- Loyola & Silva J. 1960. Sphaeromatidae do litoral brasileiro (Isopoda – Crustacea). Boletim da Universidade do Paraná 4:1-182.
- Loyola & Silva J. 1998. Malacostraca - Peracarida. Isopoda – Flabellifera, Sphaeromatidae and Ancinidae. In: Young PS (editor). Catalogue of Crustacea of Brazil. Rio de Janeiro: Museu Nacional, Série Livros 6. p 627-632.
- Mann FD, Steinke TD. 1988. Photosynthetic and respiratory responses of the mangrove-associated red algae, *Bostrychia radicans* e *Caloglossa leprieurii*. South African Journal of Botany 54:203-207.
- Marcano JS, Prieto A, Lárez A, Alio JJ, Sanabria H. 2005. Crecimiento y mortalidad de *Pinctada imbricata* (Mollusca: Pteridae) en Guamachito, Península de Araya, Estado Sucre, Venezuela. Ciencias Marinas 31(2): 387-397.
- Marcus E. 1937. Bryozoarios marinhos brasileiros – I. Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo, Série Zoologia 1:1-224.
- Marcus E. 1938. Bryozoarios marinhos brasileiros – II. Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo, Série Zoologia 2:1-196.
- Marcus E. 1941. Bryozoarios marinhos do litoral paranaense. Arquivos do Museu Paranaense 1:7-34.
- Marone E, Machado EC, Lopes RM, Silva ET. 2000. Paranaguá Bay estuarine complex, Paraná State. [Data de acesso: 16/08/2005]. Disponível em: <http://data.ecology.su.se/MNODES/South%20America/Paranagua/paranaguabaybud.htm>

- Mayer-Pinto M, Junqueira AOR. 2003. Effects of organic pollution on the initial development of fouling communities in a tropical bay, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 46:1495-1503.
- McConnell M. 2002. GloBallast Legislative Review – Final Report. Globallast Monograph Series 1. IMO, Londres.
- Melo GAS. 1996. Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro. PIêiade/FAPESP ed., São Paulo, Brasil. 604 p.
- Migotto AE. 1993. Hidróides (Hydrozoa, Cnidaria) marinhos bentônicos da região costeira do Canal de São Sebastião, SP [tese]. Universidade de São Paulo. 258 p.
- Migotto AE. 1996. Benthic shallow-water hydroids (Cnidaria, Hydrozoa) of the coast of São Sebastião, Brazil, including a checklist of Brazilian hydroids. *Zoologische Verhandelingen Leiden* 306:1-125.
- Migotto AE, Marques AC, Morandini AC, Silveira FL. 2002. Checklist of the Cnidaria Medusozoa of Brazil. *Biota Neotropica* 2(1):1-31.
- Ministério dos Transportes. 2005. [Internet]. data de acesso: 22/10/2005]. Disponível em: <http://www.transportes.gov.br/bit/portos/paranag/poparanagua.htm/>
- Morgado EH. 1980. A endofauna de *Schizoporella unicornis* (Johnston, 1847) (Bryozoa), no litoral norte do estado de São Paulo [dissertação]. Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia. 118 p.
- Nelson TC, Stauber LA 1940. Observation of some common polychaetes on New Jersey oyster beds with special reference to *Polydora*. *Anatomical Record (Philadelphia)* 78:102–103.
- NIMPIS. 2005. *Alitta succinea* species summary. National Introduced Marine Pest Information System. [data de acesso: 2/15/2005]. Disponível em: <http://crimp.marine.csiro.au/nimpis>
- NIMPIS. 2002. *Monocorophium acherusicum* species summary. National Introduced Marine Pest Information System. [data de acesso: 4/4/2006]. Disponível em: <http://crimp.marine.csiro.au/nimpis>
- Occhipinti-Ambrogi A, Galil BS. 2004. A uniform terminology on bioinvasions: a chimera or an operative tool? *Marine Pollution Bulletin* 49:688-694.

- Occhipinti-Ambrogi A, Savini D. 2003. Biological invasion as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 46:542-551.
- Olenin S, Leppäkosky E. 1999. Non-native animals in the Baltic Sea: alteration of benthic habitats in coastal inlets and lagoons. *Hydrobiologia* 393:233-243.
- Oliveira MEGC, Russo CAM, Lazoski C, Vianna PRFG, Solé-Cava AM. 2005. Genetic variation and population structure of two species of neo-tropical mud-mussels (*Mytella* spp). *Genetics and Molecular Research* 4(2):197-202
- Orensaz JM, Gianuca NM. 1974. Contribuição ao conhecimento dos anelídeos poliquetos do Rio Grande do Sul. I. Lista sistemática preliminar e descrição de três novas espécies. *Comunicações do Museu de Ciências da Pontifícia Universidade Católica de Rio Grande do Sul* 4. 37 p.
- Orensaz JML, Schwindt E, Bortolus GPA, Casas G, Darrigan G, Elías R, López JJ, Obenat S, Pascual M, Penchaszadeh P, Piriz ML, Scarabino F, Spivak ED, Vallarino EA. 2002. No longer the pristine confines the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biological Invasions* 4:115-143.
- Pesce GL. 2005. Copepod Web Portal. Department of Environmental Science, University of L'Aquila, Italy. [data de acesso: 02/10/2005]. Disponível em: <<http://www.luciopesce.net/copepods/index.html>>
- Radashevsky VI. 2004. On adult and larval morphology of *Polydora cornuta* Bosc, 1802 (Annelida: Spionidae). *Zootaxa* 1064:1-24.
- Radashevsky VI, Hsieh HL. 2000. *Polydora* (Polychaeta: Spionidae) species from Taiwan. *Zoological Studies* 39(3):203-217.
- Ramalho LV, Muricy G. 2004. Bryozoans from Sepetiba Harbour, Rio de Janeiro, Brazil. In: Moyano G, Hugo ., Cancino JM, Wyse J, Patrick N, [editors]. *Proceedings of the International Bryozoology Association - 13th Conference, Concepción, Chile.*
- Reid JW. 1998. Maxillopoda - Copepoda. Harpacticoida. In: Young PS [editor]. *Catalogue of Crustacea of Brazil*. Rio de Janeiro: Museu Nacional, Série Livros 7. p 75-127.

- Riley K. 2005. *Capitella capitata*. Gallery worm. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [data de acesso: 23/19/2005] Disponível em: <<http://www.marlin.ac.uk/species/Capitellacapitata.htm>>
- Rios EC. 1994. Seashells of Brazil. Rio Grande, Museu Oceanográfico Prof. E.C. Rios. Fundação Universidade de Rio Grande. 368 p.
- Rocha CEF, Botelho MJC. 1998. Maxillopoda - Copepoda. Cyclopoida. In: Young PS [editor]. Catalogue of Crustacea of Brazil. Rio de Janeiro: Museu Nacional Série Livros 6. p 129-166.
- Rocha CEF. 1999. Maxillopoda. In: Migotto AE, Tiago CG [editors]. Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX, 3: invertebrados marinhos. FAPESP, São Paulo, p 207–216.
- Ruffo S, Krapp T, Gable MF. 2000. The genus *Maera* (Crustacea: Amphipoda: Melitidae) from Bermuda. Postilla 221. 14 p.
- Ruiz GM, Carlton JT, Grosholz ED, Hines AH. 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *American Zoologist* 37:621-632.
- Ruiz GM, Fofonoff PW, Carlton JT, Wonham MJ, Hines AH. 2000. Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. *Annual Review of Ecological Systems* 31:481-531.
- Santos CSG. 1996. Nereididae da Costa Nordeste do Brasil [dissertação]. Departamento de Zoologia, UFPR. 156 p.
- Santos CSG, Lana PC. 2003. Nereididae (Polychaeta) from northeastern coast of the Brazil. III. *Ceratonereis* and *Nereis*. *Iheringia, Série Zoológica* 93(1): 5-22.
- Santos NM, Wurging NL, Fausto IV. 2001. Estrutura populacional de *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901) (Malacostraca, Tanaidae) no sistema lagunar de Tramandaí, RS, Brasil. In: Anais do V Congresso de Ecologia do Brasil, Porto Alegre, 1.
- Serejo CS. 1998. Gammaridean and Caprellidean fauna (Crustacea) associated with the sponge *Dysidea fragilis* Johnston at Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brazil. *Bulletin of Marine Science* 63(2):363-385.

- Sieg J. 1983. Contribution to the knowledge of the Tanaidacea (Crustacea) of Brazil. 1. The Family Tanaidae Dana, 1849. *Papéis Avulsos de Zoologia* 35:31-39.
- Silva JSV, Fernandes FC, Souza RCCL, Larsen KTS, Danelon OM. 2004. *Água de Lastro e Bioinvasão*. Editora Interciência, Rio de Janeiro. 270 p.
- Toniollo V. 1987. Desenvolvimento pós-marsupial de *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901) (Crustacea, Tanaidacea) do Rio Itiberê, Paranaguá, PR [dissertação]. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR. 117 p.
- Valério-Berardo MT, Miyagi VK. 2000. Corophiidae (Crustacea, Amphipoda) da costa brasileira. *Revista Brasileira de Zoologia* 17(2):481-504.
- Vervoort W. 1946. Exotic hydroids in the collections of the Rijksmuseum van Natuurlijke Historie and the Zoological Museum at Amsterdam. *Zoologische Mededelingen, Leiden* 26 (1-4):287-351.
- Vieira RRR, Barutot RA, Rieger PJ. 1998. *Hexapanopeus paulensis* Rathbun, 1930 e *H. schmitti* Rathbun, 1930, novos registros (Decapoda, Brachyura, Xanthidae) para o litoral do Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica* 20:163-164.
- Wakabara Y, Serejo CS. 1998. Malacostraca - Peracarida. Amphipoda. Gammaridea and Caprellidea. In: Young PS [editored]. *Catalogue of Crustacea of Brazil*. Rio de Janeiro: Museu Nacional, Série Livros 6. p 561-594.
- Wakabara Y, Tararam AS, Valério-Berardo MT, Duleba W. 1991. Gammaridean and Caprellidean fauna from Brazil. *Hydrobiologia* 223:69-77.
- Werding B, Hiller A, Lemaitre R. 2003. Geographic and depth distributional patterns of western Atlantic Porcellanidae (Crustacea: Decapoda: Anomura), with an updated list of species. *Memoirs of Museum Victoria* 60 (1):79-85.
- Young PS. 1987. *Taxonomia e Distribuição da Subclasse Cirripedia no Atlântico Sul Ocidental* [tese]. Universidade de São Paulo. 315 p.
- Young PS. 1989. Establishment of an Indo-Pacific barnacle in Brazil. *Crustaceana* 56(2):212-214.
- Young PS. 1993. The Verrucomorpha Chthamaloidea from the Brazilian coast (Crustacea: Cirripedia). *Revista Brasileira de Biologia* 53 (2):255-267.

- Young PS. 1994. The Balanoidea (Cirripedia) from the Brazilian coast. Boletim do Museu Nacional, Série Zoologia 356:1-36.
- Young PS. 1998. Maxillopoda. Thecostraca. In: Young PS [editor]. Catalogue of Crustacea from Brazil. Rio de Janeiro: Museu Nacional, Série Livros 7. p 263-285.
- Zaiko A. 2005. *Balanus improvisus*. In: Baltic Sea Alien Species Database. [data de acesso: 12/11/2005] Disponível em <http://www.ku.lt/nemo/mainnemo.html>

Capítulo II

Recomendações para o manejo das espécies introduzidas e criptogênicas da marina do late Clube de Paranaguá, PR

ABSTRACT

*Marine introduced species can drastically affect communities of the invaded area. Predict which species have better chances of being problematic and cause negative impacts is extremely important. The aim of this study was to identify which introduced and cryptogenic incrusting species and associated fauna occur in the marina of late Clube of Paranaguá, State of Paraná, to verify which of them could affect negatively the local community and then suggest an adequate management of these species. Among the 32 cryptogenic species, 4 of them are listed in literature as causing negative effects, as well as the introduced species identified here (*Garveia franciscana*, *Polydora cf. cornuta*, *Amphibalanus reticulatus* and *Striatobalanus amaryllis*). These impacts are described and some of the control methods for their populations are presented, along with cleaning suggestions and maintenance of boats and artificial structures of the marina.*

Key words: Introduced species, management, biofouling, artificial substrates, Paranaguá Bay

INTRODUÇÃO

A introdução de espécies marinhas em novos ambientes é um processo muito antigo, mas que vem aumentando ao longo dos últimos séculos devido às atividades humanas, principalmente a navegação (Carlton, 1989; Ruiz et al., 2000).

Depois de introduzidas, apenas um número pequeno de espécies exóticas irá sobreviver e se estabelecer no local, e um número ainda menor causará impactos na comunidade invadida. Entretanto, a erradicação de espécies já estabelecidas é muito difícil ou mesmo impossível (Critchley et al., 1986; Bax et al., 2001). Sendo assim, muitos estudos têm demonstrado a importância da predição de quais espécies poderão vir a se tornar problemáticas, e as circunstâncias em que são mais facilmente introduzidas e estabelecidas prevenindo, assim, custos e impactos associados às invasões (Daehler & Strong, 1993; Williamson & Fitter, 1996; Ricciardi & Rasmussen, 1998; Marchetti et al., 2004).

A introdução e o estabelecimento de espécies exóticas em um dado local estão associados a diversos fatores, entre eles as características biológicas das espécies, como variabilidade genética (Huxel, 1999; Grosholz, 2002), tamanho corporal (Grosholz & Ruiz, 2003), abundância, capacidade de adaptação às variações ambientais e tolerância fisiológica (Lee, 2002) e estratégias reprodutivas (Ruiz et al., 1997). As condições do ambiente invadido, como disponibilidade de alimento, biodiversidade e grau de perturbação do ecossistema local (Cohen & Carlton, 1998), o número de indivíduos introduzidos e a ausência de predadores (Lee, 2002) também são fatores importantes para o assentamento de novos organismos no ambiente.

A maioria das espécies introduzidas na Austrália, Nova Zelândia e Havaí é composta por organismos incrustantes e fauna associada que provavelmente foram introduzidos acidentalmente via bioincrustação em cascos de embarcações e outras estruturas flutuantes (Eldredge & Carlton, 2002). Este vetor não é regulado em grande parte dos países e continua a ser importante no transporte de espécies para novas áreas (Gollasch, 2002; Hewitt, 2002).

Embarcações domésticas, comerciais ou recreacionais, particularmente aquelas que permanecem longos períodos sem uso ou próximas a portos contaminados, exercem papel fundamental na distribuição de espécies

introduzidas, pois permitem o transporte de organismos sedentários e incrustantes para longe das regiões onde foram primeiramente introduzidos (Johnson et al., 2001; Gollasch, 2002; Floerl & Inglis, 2005). Acredita-se que este seja o caso de muitas introduções bem conhecidas em todo o mundo, como *Undaria pinnatifida* (Ray, 1990) e *Codium fragile* spp *tomentosoides* (Carlton & Scalon, 1985).

A susceptibilidade das embarcações e estruturas flutuantes à bioincrustação é geralmente determinada pela manutenção, que envolve limpeza periódica e pintura com tintas antiincrustantes, e frequência de uso. A abundância e diversidade das comunidades incrustantes tendem a ser maiores em barcos e estruturas com tintura antiga e ineficiente e/ou raramente limpos e utilizados (Floerl & Inglis, 2003; Floerl & Inglis, 2005; Floerl et al., 2005).

O município de Paranaguá abriga um dos maiores portos do Brasil, considerado o mais importante na região sul do país e o maior em exportação de grãos da América do Sul (Marone et al., 2000), recebendo constantemente navios de vários países, incluindo grandes importadores de soja, como China, Índia, Espanha, Itália, Holanda, Irã, Coreia, entre outros (Ministério dos Transportes, 2005). Este fato, juntamente com a falta de conhecimentos acerca de espécies bênticas na região, proximidade do porto ao late Clube e o grande tráfego de embarcações de recreio na área, justificam a realização deste estudo.

Neste contexto, este estudo promoveu um levantamento, com base em literatura, das características biológicas das espécies marinhas incrustantes e fauna associada, que ocorrem na marina do late Clube de Paranaguá, PR, incluindo introduzidas e criptogênicas, a fim de identificar possíveis espécies que venham a causar impactos e recomendar ações para o manejo adequado, tanto das espécies quanto das embarcações e estruturas fixas do clube.

MATERIAL E MÉTODOS

A marina do late Clube está localizada na Baía de Paranaguá, município de Paranaguá, PR (25°31' S 48°30' W) (ver Figura 1 do Capítulo 1).

O late Clube de Paranaguá, fundado em 1952, é uma sociedade civil sem fins lucrativos e é administrado pelos próprios sócios. De acordo com o Estatuto, o clube tem por objetivo principal dirigir e incentivar a prática de esportes náuticos, a motor, vela, remo e pesca, em caráter amador, podendo incrementar, também, a prática da natação, regatas, certames e provas de eficiência entre embarcações e atividades assemelhadas. Os principais tipos de embarcações que freqüentam o clube são lanchas e veleiros de calado entre 0,8 e 1,8 m, oriundas de muitas regiões do Brasil (Rio de Janeiro, São Paulo e Santa Catarina, principalmente) e do exterior (França, Alemanha e Holanda, entre outros países). A marina oferece vagas no seco e fundeios, sendo 40 o número máximo de embarcações visitantes que pode receber além daquelas constantemente fundeadas (Coordenação do late Clube de Paranaguá, comunicação pessoal, 2006). A estrutura principal do clube é construída em concreto, com colunas que sustentam 3 passarelas de acesso às embarcações. A partir destas passarelas, rampas dão acesso aos flutuadores constituídos de fibra de vidro e recobertos na parte superior por madeira.

As estruturas artificiais da marina amostradas neste estudo foram flutuadores móveis de fibra de vidro e colunas de concreto, assim como os cascos de embarcações que freqüentam o late Clube. Não houve seleção das embarcações amostradas por tamanho, utilização de tintas antiincrustantes ou tipo de material que compõe o casco, embora a maioria seja composta de fibra de vidro.

A coleta dos organismos foi realizada em abril de 2004, utilizando mergulho autônomo. Os organismos incrustantes e fauna associada foram coletados por meio de raspagem da superfície das estruturas no primeiro 0,5 m de profundidade, correspondendo à região infralitoral, para embarcações e flutuadores, que permanecem constantemente submersos, e entremarés, para as colunas de concreto. Os procedimentos de campo e de laboratório estão detalhados no Capítulo 1.

Foram utilizadas as terminologias definidas por Carlton (1996; 2001) para determinar o “status” (introduzida ou criptogênica) de cada espécie. Espécies introduzidas são aquelas transportadas, intencionalmente ou não, para regiões que não ocorriam em tempos históricos, como resultado de atividades humanas. As espécies para as quais não existem evidências claras de que sejam nativas ou introduzidas em uma região são classificadas como criptogênicas. O “status” de cada espécie encontrada foi avaliado a partir da literatura concernente a sua distribuição geográfica conhecida e registros em regiões portuárias, além de consultas às listas de espécies identificadas como introduzidas em diversos países.

Neste estudo foram apenas considerados os organismos identificados em nível específico. Os principais atributos biológicos destas espécies foram obtidos por meio de consulta à literatura e, como nem sempre foi possível obter informações a respeito da própria espécie, foram utilizadas as informações do gênero e/ou da família.

RESULTADOS

Foram identificados 37 organismos em nível específico, dos quais 33 foram classificados como criptogênicos (89%) e 4 como introduzidos (11%) (Tabela 1). Os atributos biológicos das espécies criptogênicas estão apresentados na Tabela 2, e os resultados a seguir são oriundos desta mesma tabela.

Com relação à distribuição das espécies criptogênicas, 63.6% foram consideradas cosmopolitas ou circumtropicais e 24% apresentaram ampla distribuição em regiões portuárias. As espécies com relatos de introdução em outras áreas somaram 42.4% do total de organismos, e os possíveis vetores de introdução destas espécies foram identificados na literatura. A água de lastro foi o vetor de introdução sugerido para todas as espécies. A bioincrustação também foi frequentemente apontada, com exceção apenas para copépodes.

Tabela 1 - Lista dos taxa identificados a nível específico, encontrados no late Clube de Paranaguá, PR, com indicação do status (C = criptogênica, I = introduzida).

Classificação taxonômica	Espécie	Status	Classificação taxonômica	Espécie	Status
Chlorophyta Ulvaceae	<i>Enteromorpha linguata</i> J Agardh	C	Oithonidae	<i>Oithona hebes</i> Giesbrecht, 1891	C
Rhodophyta Delesseriaceae	<i>Caloglossa leprieurii</i> (Montagne) G. Martens	C	Amphipoda Gammaridea Melitidae	<i>Elasmopus brasiliensis</i> (Dana, 1853)	C
Rhodomelaceae	<i>Polysiphonia subtilissima</i> Montagne	C	Melitidae	<i>Quadrimaera miranda</i> (Ruffo, Krapp & Gable, 2000)	C
Rhodomelaceae	<i>Bostrychia radicans</i> (Montagne) Montagne	C	Hyalidae	<i>Parhyale hawaiiensis</i> (Dana, 1853)	C
Phaeophyta Scytosiphonaceae	<i>Colpomenia sinuosa</i> (Mertens ex Roth) Derbès & Solier	C	Corophiidae	<i>Corophium acherusicum</i> Costa 1851	C
Hydrozoa Campanulariidae	<i>Clythia hemisphaerica</i> (Alder, 1856)	C	Caprellidea Caprellidae	<i>Caprella equilibra</i> Say, 1818	C
Campanulariidae	<i>Obelia bidentata</i> Clarke, 1875	C	Caprellidae	<i>Caprella scaura</i> Templeton, 1836	C
Campanulariidae	<i>Obelia dichotoma</i> (Linnaeus, 1758)	C	Tanaidacea Tanaididae	<i>Sinelobus stanfordi</i> (Richardson, 1901)	C
Boungainviliidae	<i>Garveia franciscana</i> Torrey, 1902	I	Paratanaidae	<i>Paratanais cf. oculatus</i> (Vanhoeffen, 1914)	C
Bivalvia Mytilidae	<i>Mytella charruana</i> d'Orbigny (1846)	C	Decapoda Xanthidae	<i>Hexapanopeus paulensis</i> Rathbun, 1930	C
Mytilidae	<i>Brachidontes cf. rodriguezii</i> (d'Orbigny, 1846)	C	Porcellanidae	<i>Porcellana sayana</i> (Leach, 1820)	C
Polychaeta Spionidae	<i>Polydora colonia</i> Moore, 1907	C	Cirripedia Balanidae	<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Darwin, 1854)	C
Spionidae	<i>Polydora cf. cornuta</i> Bosc, 1902	I	Balanidae	<i>Amphibalanus reticulatus</i> (Utinoni, 1967)	I
Nereididae	<i>Neanthes cf. succinea</i> (Frey & Leuckart, 1847)	C	Balanidae	<i>Amphibalanus improvisus</i> (Darwin, 1854)	C
Nereididae	<i>Platynereis dumerilii</i> (Audouin & Milne-Edwards, 1834)	C	Archaeobalanidae	<i>Striatobalanus amaryllis</i> Darwin, 1854	I
Capitellidae	<i>Capitella capitata</i> (Fabricius, 1740)	C	Bryozoa Alcyonidiidae	<i>Alcyonidium polyoum</i> (Hassall, 1841)	C
Copepoda Harpacticoida Miraciidae	<i>Robertsonia hamata</i> Willey, 1931	C	Membraniporidae	<i>Conopeum reticulum</i> (Linnaeus, 1767)	C
Ameiridae	<i>Nitokra affinis</i> Gurney, 1927	C	Hippoporinidae	<i>Hippoporina pertusa</i> (Esper, 1796)	C
Ameiridae	<i>Nitokra spinipes</i> Boeck, 1865	C			

As espécies *Neanthes* cf. *succinea*, *Capitella capitata*, *Corophium acherusicum*, *Amphibalanus amphitrite* e *Amphibalanus improvisus* também já foram encontradas nos sedimentos presentes em tanques de lastro.

De acordo com Rios (1994), o bivalve *Brachidontes* cf. *rodriguezii*, tem distribuição geográfica restrita ao estado do Rio Grande do Sul e Argentina, havendo possibilidade de este registro tratar-se de uma introdução inter-regional. No entanto, identificação desta espécie neste estudo precisa ainda ser confirmada por especialista e, sendo assim, ela foi classificada como criptogênica. Já *Polydora colonia* foi registrada pela primeira vez no Brasil na Ilha do Mel (25°34'S 48°20'W), Baía de Paranaguá, PR, em 2001, por V.I. Radashevsky (comunicação pessoal, 2006). Como os dados desta ocorrência ainda não foram publicados e não há outros registros da espécie na costa brasileira, ela também foi classificada como criptogênica.

Todas as espécies classificadas apresentam reprodução sexual. Existem, entretanto, variações de acordo com os grupos, como é o caso dos briozoários *Conopeum reticulum*, *Alcyonidium polyoum* e *Hippoporina pertusa* e das macroalgas, que são capazes de se reproduzir assexuadamente, e os hidrozoários *Clytia hemisphaerica*, *Obelia dichotoma* e *Obelia bidentata*, que apresentam alternância de gerações. Dentre as espécies animais, todas apresentam desenvolvimento indireto com formação de larvas planctotróficas, exceto anfípodes e tanaidáceos. A fecundidade é uma característica pouco relatada para as espécies criptogênicas aqui encontradas, sendo considerada alta para *Platynereis dumerilii*, *Neanthes* cf. *succinea*, *C. capitata*, *C. acherusicum*, *A. amphitrite* e *A. improvisus*, e baixa apenas para *Caprella scaura*.

Com relação à alimentação, houve predomínio de animais suspensívoros (39.4%), como gamarídeos, caprelídeos, cirripédios, briozoários e bivalves, detritívoros (21.2%), como decápodes, os copépodes *Robertsonia hamata*, *Nitokra affinis* e *Nitokra spinipes* e os poliquetas *P. colonia* e *C. capitata*. Carnívoros representaram 15% do total de espécies, sendo eles os hidrozoários e os poliquetas pertencentes à família Nereididae.

As espécies solitárias são maioria, representando 66.8% do total dos organismos criptogênicos, seguidas pelas coloniais (18.2%) e macroalgas (15%). A abundância típica registrada em literatura das espécies *Bostrychia*

radicans, *Neanthes* cf. *succinea*, *C. capitata* e *C. acherusicum* é considerada alta. Já para *Enteromorpha lingulata*, *Caloglossa leprieuri*, *C. hemisphaerica*, *Sinelobus stanfordi* e *A. amphitrite*, a abundância é moderada e para *Caprella equilibra*, baixa.

Muitas espécies criptogênicas possuem registros de ampla tolerância às variações, tanto de salinidade quanto temperatura. Aquelas relatadas na literatura como eurihalinas representam 45.5% do total (54.5% não possuem relatos a respeito deste atributo) e as euritêrmicas, 37.5% (62.5% não são citadas quanto a este atributo).

As espécies citadas como causadoras potenciais de modificações ambientais podem ser responsáveis por impactos negativos econômicos e ambientais. As espécies tubícolas e que constroem galerias no sedimento, como *Neanthes* cf. *succinea* e *C. acherusicum*, podem alterar a disponibilidade de nutrientes e a dinâmica do sedimento, além de promover atividade bacteriana (Poore & Storey, 1999; Bartoli et al., 2000).

Embora a incrustação marinha seja um processo natural, quando desenvolvida sobre estruturas artificiais, acarreta prejuízos às atividades marítimas. A bioincrustação em embarcações, por exemplo, diminui a velocidade, torna a superfície do casco irregular e rugosa e aumenta os custos de manutenção e consumo de combustível em mais de 40% (Stupak et al., 2003). Além disso, há favorecimento de corrosão e deterioração do material dos cascos e superfícies metálicas, como as utilizadas em tubulações de captação de água em usinas hidrelétricas e equipamentos industriais (Yebra et al., 2004). Os grupos comumente associados a este processo são os incrustantes, como cirripédios, briozoários, hidrozoários, poríferos, ascídias e macroalgas. Neste estudo, as espécies *C. hemisphaerica*, *O. dichotoma*, *O. bidentata*, *Mytella charruana*, *A. amphitrite*, *A. improvisus*, *A. polyoum*, *C. reticulum* e *H. pertusa* já foram citadas como componentes representativos de comunidades incrustantes em estruturas artificiais em outras regiões, podendo promover corrosão de metais e/ou obstrução de tubulações e equipamentos industriais.

Distribuição e ecologia das espécies introduzidas

Garveia franciscana (Torrey, 1902)

Garveia franciscana foi descrita primeiramente para a Baía de São Francisco, Califórnia, mas supõe-se que seja nativa de estuários do norte do Oceano Índico (Cohen & Carlton, 1995). Esta espécie é amplamente distribuída em águas salobras e atualmente é registrada em várias regiões, incluindo costas leste e oeste da América do Norte, Golfo do México, Venezuela, nordeste da Europa, África ocidental, Índia e Austrália (Vervoort, 1964; Cohen & Carlton, 1995; de Rincon & Morris, 2003; Baker et al., 2004). No Brasil, *G. franciscana* foi inicialmente detectada por Calder & Mayal (1998) para o estuário formado pelos rios Formoso/Arinquidá/Porto Alegre, no estado de Pernambuco, em áreas de baixa salinidade. Previamente a este estudo, a espécie já tinha sido coletada em 1985 em ancoradouro artificial da Baía de Paranaguá (M.A. Haddad, comunicação pessoal, 2005).

A proximidade da marina do late Clube ao Porto de Paranaguá permite supor que este hidrozoário tenha sido introduzido por meio do transporte de plânulas em água de lastro ou de incrustação em cascos de navios.

Garveia franciscana é dióica, com fecundação interna e não apresenta alternância de gerações, produzindo gonóforos fixos que se desenvolvem e liberam plânulas diretamente (Vervoort, 1964). Considerada espécie eurihalina, ocorre tanto em regiões de baixa salinidade, como em Chesapeake Bay e Flórida (Baker et al., 2004), quanto em alta salinidade no Mediterrâneo (Morri, 1982).

Polydora cf. cornuta Bosc, 1802

Polydora cornuta foi inicialmente descrita para regiões entremarés do Porto de Charleston, Carolina do Sul, e atualmente é distribuída em estuários da costa leste e oeste da América do Norte, Golfo do México, Mar do Caribe,

Argentina, Europa, Índia, Coréia, Japão, Taiwan, China, Rússia (costa do Pacífico) e Austrália, (Radashevsky & Hsieh, 2000; Radashevsky, 2004). No Brasil, foi registrada nos estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro e São Paulo e, embora a identificação desta espécie neste estudo ainda precise ser confirmada, *P. cornuta* já foi encontrada nos arredores do Porto de Paranaguá, Paraná, em 1998 (Radashevsky, 2004) e, devido à proximidade da marina ao porto, os vetores mais prováveis de introdução são água de lastro e bioincrustação.

Este poliqueta freqüentemente constrói seus tubos lodosos na superfície de outros organismos, incluindo tubos de outros poliquetas e moluscos cultiváveis. O hermafroditismo já foi observado em *P. cornuta*, embora a espécie seja primariamente gonocórica, onde a relação entre fêmeas e machos é desde 1:1 até 2.42:1, com as fêmeas atingindo tamanho significativamente maior (Zajac, 1991). A fertilização é interna, as larvas são planctotróficas e, em laboratório, desenvolveram gametas após uma ou duas semanas do assentamento (Radashevsky, 2004).

Striatobalanus amaryllis Darwin, 1854

Striatobalanus amaryllis apresenta distribuição original limitada ao Oceano Índico e oeste do Oceano Pacífico, ocorrendo desde a franja do infralitoral até profundidades de 500 m (Newman & Ross, 1976 apud Young, 1989). A ocorrência de *S. amaryllis* foi registrada em 1982 no Oceano Atlântico e citada pela primeira vez no litoral do Piauí por Young (1987; 1989), ocorrendo na faixa inferior da zona entremarés junto com *Megabalanus tintinnabulum* (Linnaeus, 1758). A distribuição de *S. amaryllis* foi ampliada posteriormente para o estado de Pernambuco (Farrapeira-Assunção, 1990) e para a Baía de Todos os Santos, Bahia, a partir de material depositado no Museu Nacional (coletado em 1993 na Ilha do Medo - MNRJ 2540) (Young, 1998).

Desta forma, até o final da década de 90, o conhecimento da distribuição desta espécie estava limitado ao litoral Norte e Nordeste do Brasil.

Apesar de esta ser a única referência de ocorrência deste cirripédio para o litoral Sul, não se pode descartar a possibilidade de que já esteja ocorrendo em locais onde sua presença não foi detectada. Embora *S. amaryllis* seja bastante conspícua, tanto por sua dimensão (indivíduos coletados neste estudo apresentam dimensões que variam entre 6 e 45 mm) como coloração predominante (vermelha ou com faixas longitudinais vermelhas), essas características são, pelo menos superficialmente, semelhantes àquelas de representantes de *Megabalanus*. Assim, a ocorrência desta espécie pode ter passado despercebida em inventários faunísticos mais recentes.

A bioincrustação em embarcações e equipamentos de pesca, água de lastro e maricultura são os vetores mais prováveis de introdução destes cirripédios em águas brasileiras. A introdução de *S. amaryllis* no Piauí provavelmente ocorreu como resultado de dispersão por embarcações (Young, 1989). Não há como afirmar se a ocorrência desta espécie no late Clube é resultado da dispersão por incrustação em embarcações domésticas oriundas de outros estados brasileiros ou por água de lastro e/ou incrustação de navios estrangeiros, devido à proximidade ao Porto de Paranaguá.

Striatobalanus amaryllis co-ocorre com espécies nativas, como *Fistulobalanus citerosum* (Henry, 1973), endêmica da costa brasileira. Esta espécie, da mesma forma que outros representantes de *Fistulobalanus*, ocorre tipicamente em ambientes de baixa salinidade, como estuários e manguezais (Young, 1994). A co-ocorrência de *S. amaryllis* com *F. citerosum* pode indicar a tolerância desta espécie a ambientes estuarinos, fato também notado durante as coletas no estuário do Rio Parnaíba (Young, 1989).

Amphibalanus reticulatus Utinoni, 1967

Amphibalanus reticulatus possui distribuição circumtropical (Young, 1998) e é considerada uma introdução recente em águas brasileiras. Citado inicialmente para o estado de Pernambuco em 1990 e Bahia, em 1993 (Farrapeira-Assunção, 1990; Young, 1998), este cirripédio foi coletado em

1997 na Baía de Sepetiba, RJ (F.B. Pitombo, comunicação pessoal, 2005). Segundo Silva (1998 apud Mayer-Pinto & Junqueira, 2003), *A. reticulatus* pode estar muito bem adaptada às condições ambientais da Baía de Ilha Grande, estado do Rio de Janeiro, uma vez que é uma das espécies dominantes em substratos artificiais e foi encontrada em áreas com diferentes graus de eutrofização. Este é o primeiro registro desta espécie para a região Sul do Brasil.

Impactos negativos das espécies introduzidas

Garveia franciscana, *A. reticulatus*, *S. amaryllis* e *P. cf. cornuta* podem ser responsáveis por impactos econômicos. Estas três primeiras espécies incrustam substratos consolidados artificiais, incluindo plataformas de petróleo, cascos de embarcações, tubulações de usina e outras estruturas disponíveis no ambiente marinho, provocando sérios prejuízos, como citado anteriormente. *G. franciscana*, por exemplo, é responsável pela obstrução de equipamentos industriais e tubulações de captação de água em usinas hidrelétricas, além de corrosão de superfícies metálicas em Chesapeake Bay (Baker et al., 2004) e Venezuela (de Rincon & Morris, 2003), resultando em tratamentos antiincrustantes onerosos. Embora não existam estudos específicos sobre os impactos que a incrustação de *S. amaryllis* e *A. reticulatus* pode ter, é esperado que também promovam corrosão de metais, além do aumento dos custos decorrentes da bioincrustação, como relatado para diversos cirripédios (Mangun et al., 1972; Stupak et al., 2003).

Os impactos econômicos que a espécie *P. cornuta* pode causar atingem a maricultura de forma direta. Esta espécie habita tubos lodosos e pode atingir densidades muito altas (Nelson & Stauber, 1940). O crescimento excessivo deste poliqueta tubícola (não perfurador) sobre a superfície das conchas de ostras e outros bivalves comercialmente importantes pode resultar em acumulação de sedimentos, fezes dos bivalves e outros materiais expelidos. A

decomposição deste material acumulado produz sulfeto de hidrogênio, que causa envenenamento e morte dos bivalves (Nelson & Stauber, 1940).

Além dos impactos econômicos, estas espécies podem afetar negativamente a biota nativa. Young (1994) comenta sobre a necessidade do acompanhamento da dispersão de *S. amaryllis* no litoral brasileiro, de forma a compreender sua influência sobre as espécies nativas, e o mesmo pode ser aplicado às outras três espécies identificadas neste estudo. Os impactos ecológicos destas espécies sobre a biota brasileira ainda não foram estudados experimentalmente. Uma vez que a competição por espaço entre duas ou mais espécies de cirripédios pode levar à exclusão competitiva, os estudos sobre seus impactos são ainda mais relevantes quando as espécies exóticas co-ocorrem com espécies endêmicas brasileiras, como é o caso de *F. citerosum* (Henry, 1973).

Apesar de não haver estimativa da cobertura destas espécies na marina, o fato de estarem ocorrendo sobre substratos artificiais (colunas de concreto e flutuadores de fibra de vidro) indica a disponibilidade de larvas na região. Para avaliar o potencial bioinvasor devem ser realizados levantamentos detalhados da ocorrência e monitoramento das populações destes organismos em toda a Baía de Paranaguá.

DISCUSSÃO

Recomendações de manejo

O mecanismo de introdução de espécies por bioincrustação pode ocorrer de várias formas, entre elas o transporte de desovas de espécies não-nativas incrustadas em cascos de embarcações, estruturas artificiais e em plataformas, deslocamento de espécies incrustantes para outras áreas onde é feita a limpeza periódica de estruturas infectadas (como cascos, âncoras, hélices e estruturas flutuantes) ou ainda por meio de equipamentos e

organismos utilizados em aquicultura (Ferreira et al., 2004). Os cascos de embarcações podem abrigar comunidades que são geralmente caracterizadas por espécies que possuem hábito escavador, se os cascos forem construídos com madeira, comunidades incrustantes caracterizadas por espécies com estágio adulto bentônico sésil ou vágil e estágios larvais, que permitem a dispersão. A limpeza periódica destas estruturas é extremamente recomendada, uma vez que diminui a quantidade de espécies que podem estar se reproduzindo e potencialmente podem ser distribuídas para outras regiões (Floerl & Inglis, 2003; 2005).

No late Clube, a limpeza das embarcações é facultativa, não sendo os proprietários obrigados a realizarem-na periodicamente. Contudo, as embarcações costumam ser limpas a cada 6 meses (Coordenação do late Clube, comunicação pessoal, 2005). As estruturas da marina, como colunas de concreto, flutuadores e bóias também são limpas de 4 em 4 meses, com separação do material retirado que, conforme declarado pela coordenação do clube, não é jogado diretamente na água. Para que a limpeza destas estruturas seja efetiva no combate à disseminação das espécies introduzidas registradas na marina, é preciso que o período de tempo entre as atividades de limpeza seja menor que o tempo de maturação dos organismos. Dentre as espécies identificadas aqui como introduzidas, apenas *Polydora cornuta* possui o tempo de maturação estimado (1 ou duas semanas após o assentamento larval), o que significa que esta espécie alcança maturidade sexual em período de tempo muito curto. Não existem dados a respeito do tempo maturação para as demais espécies. Todavia, considerando *Amphibalanus trignonus* (El-Komi & Kajihara, 1991), que alcança a maturidade sexual com 3 semanas após a fertilização, é possível que os indivíduos de *A. reticulatus* também alcancem-na muito rapidamente. Estudos específicos a respeito do tempo de maturação destas espécies são necessários para que sejam apontados períodos em que a limpeza se tornará mais efetiva, pois se apenas *Polydora* cf. *cornuta* for considerada, o período de tempo adotado atualmente para a limpeza das estruturas artificiais e das embarcações não é suficiente para minimizar o transporte e dispersão desta espécie na região.

Campanhas de esclarecimento aos proprietários das embarcações com respeito aos impactos da bioincrustação, como perda de rendimento e gastos excessivos de combustível, deveriam ser incentivadas, assim como

informações relacionadas às espécies introduzidas e invasoras, seus vetores e a importância da limpeza de cascos e estruturas para evitar o transporte de espécies não desejáveis.

De acordo com as informações obtidas neste estudo, ainda não há, no Brasil, regulamentação sobre o uso de tintas antiincrustantes, não sendo obrigatório o uso, nem ao menos em embarcações domésticas. Este fato aumenta as chances de dispersão das espécies, seja pela navegação de cabotagem ou por embarcações recreacionais, particularmente aquelas que permanecem longos períodos sem uso ou próximos a portos contaminados. Neste caso, a proximidade do local de estudo ao Porto de Paranaguá faz com que as embarcações que freqüentem o late Clube tenham grandes chances de estarem contribuindo para a disseminação de espécies introduzidas na região. Além disso, o clube recebe lanchas e veleiros de outros estados, principalmente do Rio de Janeiro, Santa Catarina e São Paulo, e de outros países, como França, Alemanha e Holanda, sugerindo, portanto, que o late Clube, além de doando organismos, pode estar também recebendo espécies não-nativas destas regiões.

Alguns estudos recentes têm tentado estabelecer as rotas de disseminação de espécies introduzidas por embarcações de recreio, assim como avaliar os fatores determinantes para a suscetibilidade dos barcos à colonização, incluindo a região de origem, uso de tintas antiincrustantes e período de residência em marinas (Floerl & Inglis 2005; Floerl et al., 2005). Um dos resultados mais frequentemente encontrados revela que o uso periódico de tintas é um fator fundamental, agindo seletivamente em alguns grupos de organismos, como cirripédios. Além disso, embarcações pouco utilizadas e com tempo de permanência nas marinas muito longo são mais suscetíveis à incrustação, com comunidades cada vez mais desenvolvidas. O uso de tintas antiincrustantes nas embarcações da marina não é obrigatório (Coordenação do late Clube, comunicação pessoal, 2005), e isto pode aumentar as chances de transporte das espécies.

Até o momento, não há diretrizes internacionais nem nacionais com relação à introdução de espécies exóticas via incrustação em navios. As tintas a base de tributil-estanho (TBT) são, dentre outras várias composições de tintas antiincrustantes, as mais eficientes no mercado atualmente, mas os efeitos prejudiciais dos compostos com organoestanho foram reconhecidos

pela IMO-Organização Marítima Internacional em 1989 (IMO, 2001). A Convenção Internacional sobre o Controle de Sistemas Antiincrustantes Nocivos em Navios, de outubro de 2001 recomendou a suspensão da aplicação de compostos contendo organoestanhos com ação biocida em navios a partir de janeiro de 2003, e proibição completa a partir de janeiro de 2008 (IMO, 2001). Como a convenção não foi assinada por, pelo menos, 25 países que representassem 25% da tonelagem da frota mundial, ela não entrou em vigor. Dado que a data de janeiro de 2003 já expirou, a IMO tem alertado os países a assinarem a convenção o mais rápido possível. Em novembro de 2001, a IMO adotou a Resolução A.928(22), “Resolução sobre a aplicação rápida e efetiva da Convenção sobre o Controle de Sistemas Antiincrustantes Nocivos em Navios”. O efeito legal da data de 1 de janeiro de 2003 está suspenso até a convenção entrar em vigor.

A utilização de tintas antiincrustantes têm sido há muito tempo o método considerado mais eficaz no combate à acumulação de organismos marinhos. Porém, com a restrição do uso de tintas a base de TBT em muitos países, os esforços para encontrar novas alternativas antiincrustantes têm aumentado (Standing et al., 1984; Yebra et al., 2004). A utilização de compostos não-tóxicos na formulação de tintas, como benzoato de sódio e taninos, mostrou-se eficiente na inibição do assentamento larval de *Balanus amphitrite* e de outras espécies bênticas, como *Polydora ligni* (sinonímia de *P. cornuta*) (Stupak et al., 2003). Existem registros ainda de controle mecânico (velocidade de fluxo d’água) e fisiológico (temperatura e salinidade) que inibem o assentamento larval de outro cirripédio, *Balanus trigonus* Darwin (Thiyagarajan et al., 2003). Para o controle de *G. franciscana* na Venezuela, por exemplo, é utilizado cobre para inibição do crescimento (de Rincon & Morris, 2003). Métodos de controle específico para populações de *Polydora cornuta* são desconhecidos.

Informações sobre a área geográfica que as embarcações hospedadas no late Clube mais freqüentam seriam muito importantes para a avaliação da área de influência da marina, ou seja, para quais regiões as espécies aqui identificadas poderiam estar sendo distribuídas. Estas informações poderiam ser obtidas por um pequeno questionário aplicado aos proprietários das embarcações, como está foi realizado em marinas da Austrália (Floerl & Inglis, 2005). Um modelo de questionário é sugerido na Tabela 3.

Tabela 3 - Modelo de questionário elaborado para proprietários de embarcações que permanecem ou visitam a marina do late Clube de Paranaguá, PR, com relação ao histórico de atividades de cada embarcação. Adaptado de Floerl & Inglis (2005).

1. Qual é o nome da marina de origem de sua embarcação?
 2. Qual é o estado ou país em que se localiza?
 3. Qual o número de viagens para longe (> 1 km) de sua marina de origem que você realizou no último ano, considerando as categorias abaixo?
(a) 0 (d) 6-10 (g) 21-25
(b) 1 (e) 11-15 (h) 26-30
(c) 2-5 (f) 16-20 (i) mais que 30
 4. Qual foi a duração aproximada de suas viagens, considerando as categorias abaixo? Especifique o número de viagens em cada categoria.
(a) 1 dia (d) 6-10 dias (g) 1-2 meses
(b) 2 dias (e) 11-20 dias (h) 3-5 meses
(c) 3-5 dias (f) 21 dias a 1 mês (i) mais que 6 meses
 5. Qual foi a distância (aproximada), a partir de sua marina de origem, que você alcançou nas viagens especificadas na questão anterior?. Especifique o número de viagens em cada categoria.
(a) 1-20 km (d) maior que 300 km (g) outros países, mesmo oceano
(b) 20-100 km (e) interestadual (h) entre oceanos
(c) 100-300 km (f) países fronteiriços
 6. Você saberia dizer qual a região, estado ou país que você mais visitou?
 7. Com qual frequência você costuma limpar o casco do barco?
(a) nunca (c) 2 vezes ao ano (e) 7-12
(b) 1 vez ao ano (d) 3 -6 (f) todas as vezes após uma viagem
 8. Seu barco é pintado com tinta antiincrustante? Sim () Não ()
-

O monitoramento do ambiente é imprescindível para o controle e o gerenciamento do problema. O pré-requisito para qualquer tentativa de controle está no conhecimento da fauna e da flora locais, identificando as espécies nativas e determinando a presença, distribuição e abundância de espécies introduzidas. Este é o primeiro estudo acerca dos organismos que ocorrem na marina do late Clube, e constatou-se que grande parte das espécies identificadas é classificada como criptogênica. A fauna de substratos consolidados do estado do Paraná é muito pouco conhecida, com predominância de estudos a respeito do bentos de plataforma, que focam diferentes grupos taxonômicos de forma isolada, não existindo trabalhos abrangendo a comunidade bentônica com um todo (Lana et al., 1996). Além

disso, estudos sobre a problemática das espécies marinhas invasoras no Brasil são recentes (Silva et al., 2004), e esta não é apenas uma realidade brasileira. De acordo com um levantamento realizado por Orensanz et al. (2002), a grande maioria dos estudos feitos entre 1997 e 2001 relacionados à introdução de espécies exóticas concentra-se em países como Austrália, Estados Unidos e regiões da Europa Ocidental, Mar Mediterrâneo e Pacífico norte ocidental. Consequentemente, existem regiões como Oceano Índico, Pacífico sul, África e América Latina, em que registros e monitoramentos de organismos invasores são escassos, mesmo porque pesquisas em áreas como sistemática e biogeografia também são quase inexistentes, o que dificulta em muito a detecção e avaliação do status das espécies em geral (Ruiz et al., 2000). Um claro exemplo é o Atlântico sul ocidental, região onde o pobre conhecimento da biota nativa torna difícil a identificação de espécies introduzidas, e que vem sofrendo sérios impactos ambientais e perda de biodiversidade causados por invasões já detectadas (Orensanz et al., 2002).

Em geral, as espécies criptogênicas encontradas neste estudo possuem vários atributos biológicos comuns às espécies invasoras, além de muitas apresentarem distribuição considerada cosmopolita ou circumtropical. É possível que alguns destes organismos tenham sido trazidos no passado e que, atualmente, estejam bem distribuídos em nosso litoral (estando, por assim dizer, “naturalizados”). É possível que haja necessidade, a médio e/ou longo prazo, de monitoramento das populações de algumas das espécies criptogênicas encontradas neste estudo. *Neanthes* cf. *succinea* e *C. acherusicum*, por exemplo, já foram identificados como potenciais causadores de modificações e impactos ambientais negativos em outras regiões.

Maiores investimentos em estudos relacionados à sistemática e biogeografia são necessários para que se possa determinar com melhor precisão a presença de organismos não-nativos, assim como estudos que visam estabelecer métodos de controle para suas populações no Brasil. A elaboração e aprimoramento de métodos de controle para espécies não-nativas em águas brasileiras ainda são escassos. Sendo assim, o controle das espécies introduzidas registradas no late Clube poderia ser baseado em poucos estudos realizados geralmente em outros países.

As chances de erradicação destas espécies no late Clube podem ser diminutas, embora suas populações possam ser estudadas e monitoradas a

partir de agora. É válido salientar que para avaliar os impactos que estas espécies possam estar tendo sobre a biota nativa que ocorre na marina é necessário acompanhamento temporal de suas populações, principalmente nos ambientes naturais da região. Estudos acerca da colonização destas espécies nos diferentes substratos da região, incluindo os não-consolidados e os naturais, poderiam gerar conhecimentos que seriam importantes para o controle e manejo adequados.

A gravidade do processo de introdução por incrustação, ocasionando possível perda de diversidade e elevados custos econômicos, deve ser levada em conta pelas autoridades competentes e pela comunidade científica.

Uma síntese das recomendações de manejo para a marina do late Clube de Paranaguá está disposta na Tabela 4.

Tabela 4 - Quadro síntese das recomendações de manejo das espécies introduzidas e substratos artificiais do late Clube de Paranaguá, PR.

■ **Minimizar o transporte e dispersão das espécies introduzidas na região**

• Tornar as atividades de limpeza mais eficazes

período de tempo entre as atividades de limpeza menor que o tempo de maturação dos organismos introduzidos, portanto, considerando as informações disponíveis, o período de tempo entre as limpezas, tanto das estruturas artificiais quanto das embarcações, deveria ser diminuído

incentivo às pesquisas biológicas sobre tempo de maturação que as espécies apresentam, principalmente das introduzidas

Tabela 4 - Continuação

■ **Incentivo às campanhas educativas voltadas aos proprietários de embarcações**

- Informações sobre o tema “Bioinvasões Marinhas” o que é e quais os possíveis vetores
impactos potenciais das espécies introduzidas
- Importância da limpeza periódica de cascos e estruturas e utilização de tintas antiincrustantes prevenção contra os danos causados pela bioincrustação
prevenção e/ou redução da dispersão de espécies marinhas introduzidas

■ **Elaboração de questionários aplicados aos proprietários das embarcações (modelo de questionário sugerido na Tabela All)**

- Área de influência da marina do Iate Clube de Paranaguá histórico de viagens das embarcações

■ **Conhecimentos da fauna e flora locais**

- Levantamentos periódicos
- Incentivo à pesquisas em sistemática e biogeografia para aprimoramento da detecção e avaliação do status das espécies em geral

■ **Espécies criptogênicas**

- Possível necessidade de monitoramento das populações de algumas espécies muitos atributos biológicos comuns às espécies invasoras
muitas das espécies apresentam distribuição cosmopolita ou circumtropical
algumas podem atingir altas densidades
registros de impactos em regiões onde foram sabidamente introduzidas
-

■ Métodos de controle para as espécies introduzidas

- Específico
cobre para inibição do crescimento de *Garveia franciscana*
benzoato de sódio e taninos para inibição do assentamento larval de *Polydora ligni* (sinonímia de *P. cornuta*)
- Não específico
benzoato de sódio e taninos para inibição do assentamento larval
controle mecânico (velocidade de fluxo de água) e fisiológico (temperatura e salinidade) para inibição do assentamento larval

■ Avaliação do potencial bioinvasor das espécies introduzidas

- Levantamentos detalhados da ocorrência das espécies em toda a Baía de Paranaguá
inclusão de substratos não-consolidados e naturais
 - Estudos acerca da colonização das espécies em diferentes substratos artificiais
 - Acompanhamento temporal das populações
-

RESUMO

Espécies marinhas não-nativas podem afetar drasticamente as comunidades das regiões em que são introduzidas. Predizer quais espécies possuem maiores chances de causar impactos negativos é extremamente importante. O objetivo deste estudo foi verificar quais espécies introduzidas e criptogênicas incrustantes e da fauna associada ocorrem na marina do late Clube de Paranaguá-PR, com o intuito de identificar quais são capazes de

afetar negativamente a comunidade local e propor recomendações para seu manejo adequado. Das 32 espécies criptogênicas, 4 são relatadas na literatura pertinente como causadoras de impactos negativos, assim como as espécies introduzidas encontradas (*Garveia franciscana*, *Polydora* cf. *cornuta*, *Amphibalanus reticulatus* e *Striatobalanus amaryllis*). Estes impactos são descritos e alguns dos métodos de controle de populações destas espécies são apresentados, juntamente com propostas de limpeza e manutenção das embarcações e estruturas artificiais da marina.

REFERÊNCIAS

- Baker, P.; Baker, S.M. and Fajans, J. (2004), *Nonindigenous marine species in the great Tampa Bay ecosystem. Tampa Bay Estuary Program, Technical Report 2*, 123 p.
- Bartoli, M.; Nizzoli, D.; Welsh, D. T. and Viaroli, P. (2000), Short-term influence of recolonisation by the polychaete worm *Nereis succinea* on oxygen and nitrogen fluxes and denitrification: a microcosm simulation. *Hydrobiologia*, **431**, 165-174.
- Bax, N.; Carlton, J. T.; Mathews-Amos, A.; Haedrich, R. L.; Howarth, F. G.; Purcell, J. E.; Riese, A. and Gray, A. (2001), The control of biological invasions in the world's ocean. *Conservation Biology*, **15**(5), 1234-1246.
- Calder, D. R. and Mañal, E. M. (1998), Dry season distribution of hydroids in a small tropical estuary, Pernambuco, Brazil. *Zoologische Verhandelingen Leiden*, **323**, 69-78.
- 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**(3), 265-273.
- Carlton, J. T. (1996), Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology*, **77** (6), 1653-1655.

- Carlton, J. T. (2001), *Introduced Species in U.S. Coastal Waters: Environmental Impacts and Management Priorities*. Pew Oceans Commission, Arlington, Virginia, 28 p.
- Carlton, J. T. and Scalon, J. A. (1985), Progression and dispersal of an introduced alga: *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta) on the Atlantic coast of North America. *Botanica Marina*, 28, 155-165.
- Cohen, N. A. and Carlton, J. T. (1995), *Nonindigenous aquatic species in United States estuary: a case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and Delta*. United States Fisheries and Wildlife Service, Washington DC. Disp. em: <http://www.anstaskforce.gov/sfinvade.htm>.
- Cohen, N. A. and Carlton, J. T. (1998), Accelerating invasions rate in a highly invaded estuary. *Science*, **279**, 555-558.
- Critchley, A. T.; Farnham, W. F. and Morrell, S. L. (1986), An account of the attempted control of an introduced marine alga, *Sargassum muticum*, in southern England. *Biological Conservation*, 35, 313-332.
- Daehler, C. C. and Strong, D. R. (1993). Prediction and biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, **8**, 380.
- de Rincon, O. and Morris, B. (2003), Studies on selectivity and establishment of "Pelo de Oso" (*Garveia franciscana*) on metallic and non-metallic materials submerged in Lake Maracaibo, Venezuela. *Anti-Corrosion Methods and Materials*, **50**(1), 17-24.
- Eldredge, L. G. and Carlton, J. T. (2002), Hawaiian marine bioinvasions: a preliminary assessment. *Pacific Science*, **56**, 211-212.
- El-Komi, M. M. and Kajihara, T. (1991), Breeding and moulting of barnacles under rearing conditions. *Marine Biology*, **108**, 83-89.
- Farrapeira-Assunção, C. M. (1990), Ocorrência de *Chirona* (Striatobalanus) amaryllis Darwin, 1854 e de *Balanus reticulatus* Utinomi, 1967 (Cirripedia, Balanomorpha) no Estado de Pernambuco. XVII Congresso Brasileiro de Zoologia, Abstracts, Londrina, 7.
- Ferreira, C. E. L.; Gonçalves, J. E. A. and Coutinho, R. (2004), Cascos de navios e plataformas como vetores na introdução de espécies exóticas. In: *Água de Lastro e Bioinvasão*. Editora Interciência, Rio de Janeiro, RJ, pp 143-155.

- Floerl, O. and Inglis, G. J. (2005), Starting the invasion pathways: the interaction between source populations and human transport vectors. *Biological Invasions*, **7**, 589-606.
- Floerl, O.; Inglis, G. J. and Hayden, B. J. (2005), A risk-based predictive tool to prevent accidental introductions of nonindigenous marine species. *Environmental Management*, **35**(6), 765-778.
- Gollasch, S. (2002), The importance of ship hull fouling as a vector for species introduction into the North Sea. *Biofouling*, **18**, 105-121.
- Grosholz, E. (2002), Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, **17**(1), 22-27.
- Grosholz, E. D. and Ruiz, G. M. (2003), Biological invasions drive size increases in marine and estuarine invertebrates. *Ecology Letters*, **6**, 700-705.
- Hewitt, C. L. (2002), Distribution and biodiversity of Australian tropical marine invasions. *Pacific Science*, **56**(2), 213-222.
- Huxel, G. R. (1999), Rapid displacement of native species by invasive species: effects of hybridization. *Biological Conservation*, **89**, 143-152.
- IMO (2001), International Convention on the Control of Harmful Anti-fouling Systems on Ships. 32 p.
- Johnson, L. E.; Ricciardi, A. and Carlton, J. T. (2001), Overland dispersal of aquatic invasive species: a risk assessment of transient recreational boating. *Ecological Applications*, **11**(6), 1789-1799.
- Lana, P. C.; Camargo, M. G.; Brogim, R. A. and Isaac, V. J. (1996), *O bentos da costa brasileira*. Avaliação crítica e levantamento bibliográfico. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos hídricos e da Amazônia Legal/ Comissão Interministerial para os Recursos do Mar/Fundação de Estudos do Mar, Rio de Janeiro, 431 p.
- Lee, C. E. (2002), Evolutionary genetics of invasive species. *Trends in Ecology and Evolution*, **17**(8), 386-391.
- Mangum, D. C.; Shepherd, B. P. and Williams, J. C. (1972), Methods of controlling marine fouling in desalination plants. Paper presented at 3th International Congress on Marine Corrosion and Fouling, pp. 357-364.

- Marchetti, M. P.; Moyle, P. B. and Levine, R. (2004), Alien fishes in California watersheds: characteristics of successful and failed invaders. *Ecological Application*, **14**, 587-596.
- Marone, E.; Machado, E. C.; Lopes, R. M. and Silva, E. T. (2000), Paranaguá Bay estuarine complex, Paraná State. Disp. em: <http://data.ecology.su.se/MNODES/South%20America/Paranagua/paranaguabaybud.htm>.
- Mayer-Pinto, M. and Junqueira, A. O. R. (2003), Effects of organic pollution on the initial development of fouling communities in a tropical bay, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **46**, 1495-1503.
- Ministério dos Transportes (2005), Disp. em: <http://www.transportes.gov.br/bit/portos/paranag/poparanagua.htm>.
- Morri, C. (1982), Sur la presence en Méditerranée de *Garveia franciscana* (Torrey, 1902). (Cnidaria, Hydroida). *Cahiers of Biologie Marine*, **23**, 381-391.
- Nelson, T. C. and Stauber, L. A. (1940), Observation of some common polychaetes on New Jersey oyster beds with special reference to *Polydora*. *Anatomical Record (Philadelphia)*, **78**, 102A–103A.
- Orensaz, J. M. L.; Schwindt, E.; Bortolus, G. P. A.; Casas, G.; Darrigan, G.; Elías, R.; López, J. J.; Obenat, S.; Pascual, M.; Penchaszadeh, P.; Piriz, M. L.; Scarabino, F.; Spivak, E. D. and Vallarino, E. A. (2002), No longer the pristine confines the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, **4**, 115-143.
- Radashevsky, V. I. (2004), On adult and larval morphology of *Polydora cornuta* Bosc, 1802 (Annelida: Spionidae). *Zootaxa*, **1064**, 1-24.
- Radashevsky, V. I. and Hsieh, H. L. (2000), *Polydora* (Polychaeta: Spionidae) species from Taiwan. *Zoological Studies*, **39**(3), 203-217.
- Ray, C. H. (1990), The dispersal of sporophytes of *Undaria pinnatifida* by shipping in New Zealand, and implications for further dispersal of *Undaria* in France. *British Phycological Journal*, **25**, 301-313.
- Ricciardi, A. and Rasmussen, J. B. (1998), Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science*, **55**, 1759-1765.

- Rios, E. C. (1994), *Seashells of Brazil*. Rio Grande, Museu Oceanográfico Prof. E.C. Rios da Fundação Universidade de Rio Grande, 2nd ed., 368 p.
- Ruiz, G. M.; Carlton, J. T.; Grosholz, E. D. and Hines, A. H. (1997), Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *American Zoologist*, **37**, 621-632.
- Ruiz, G. M.; Fofonoff, P. W.; Carlton, J. T.; Wonham, M. J. and Hines, A. H. (2000), Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. *Annual Review of Ecological Systems*, **31**, 481-531.
- Silva, J. S. V.; Fernandes, F. C.; Souza, R. C. C. L.; Larsen, K. T. S. and Danelon, O. M. (2004), *Água de Lastro e Bioinvasão*. Editora Interciência, Rio de Janeiro, RJ, 270 p.
- Standing, J. D.; Hooper, I. R. and Costlow, J. D. (1984), Inhibition and induction of barnacle settlement by natural products present in octocorales. *Journal of Chemical Ecology*, **10**, 823–834.
- Stupak, M. E.; García, M. T. and Pérez, M. C. (2003), Non-toxic alternative compounds for marine antifouling paints. *International Biodeterioration and Biodegradation*, **52**, 49-52.
- Thiyagarajan, V.; Harder, T. and Qian, P. Y. (2003), Combined effects of temperature and salinity on larval development and attachment of the subtidal barnacle *Balanus trigonus* Darwin. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **287**, 223–236.
- Vervoort, W. (1946), Exotic hydroids in the collections of the Rijksmuseum van Natuurlijke Historie and the Zoological Museum at Amsterdam. *Zoologische Mededelingen, Leiden*, **26** (1-4), 287-351.
- Williamson, M. H. and Fitter, A. (1996), The characters of successful invaders. *Biological Conservation*, **78**, 163-170.
- Yebra, D. M., Kiil, K. and Johansen, K. D. (2004), Antifouling technology—past, present and future steps towards efficient and environmentally friendly antifouling coatings. *Progress in Organic Coatings*, **50**, 75-104.
- Young, P. S. (1987), Taxonomia e Distribuição da Subclasse Cirripedia no Atlântico Sul Ocidental. Doutorado em Ciências Biológicas (Zoologia), Universidade de São Paulo. 315 pp.

- Young, P. S. (1989), Establishment of an Indo-Pacific barnacle in Brazil. *Crustaceana*, **56**(2), 212-214.
- Young, P. S. (1993), The Verrucomorpha Chthamaloidea from the Brazilian coast (Crustacea: Cirripedia). *Revista Brasileira de Biologia*, **53**(2), 255-267.
- Young, P. S. (1994), The Balanoidea (Cirripedia) from the Brazilian coast. *Boletim do Museu Nacional, Série Zoologia*, **356**, 1-36.
- Young, P. S. (1998), Maxillopoda. Thecostraca. In: *Catalogue of Crustacea from Brazil*, ed. Young, P. S Rio de Janeiro: Museu Nacional, (Série Livros 7), pp. 263-285.
- Zajac, R. N. (1991), Population ecology of *Polydora ligni* (Polychaeta: Spionidae). I. Seasonal variation in population characteristics and reproductive activity. *Marine Ecology Progress Series*, **77**, 197–206.

CONCLUSÕES GERAIS

O tempo de submersão parece ser fator decisivo para o uso dos diferentes substratos pelas espécies, inclusive criptogênicas e introduzidas. A maior similaridade faunística entre os flutuadores de fibra de vidro e cascos de embarcações pode estar relacionada a isto, uma vez que ambos permanecem constantemente submersos. Os flutuadores e os cascos de embarcação também apresentaram riqueza de espécies semelhante e maior do que o substrato concreto, mesmo considerando apenas as espécies solitárias.

A abundância dos principais táxons apresentou o mesmo padrão para os três diferentes habitats, ou seja, os flutuadores de fibra de vidro abrigaram maior número de indivíduos, seguidos pelas embarcações e, por último, por concreto. Apenas para cirripédios e cnidários este padrão não se aplica, pois são mais abundantes em substratos de concreto e cascos de embarcação, respectivamente. Para as espécies coloniais, as embarcações constituíram o substrato mais freqüente. Além de atuar na movimentação do substrato, a maré também promove variações no grau de exposição ao ar para os organismos que habitam a parte superior das colunas, fazendo com que a colonização e permanência de alguns grupos no ambiente sejam dificultadas, principalmente para os coloniais.

As colunas de concreto, apesar de compostas por material alóctone ao ambiente natural, podem ser mais semelhantes aos substratos naturais da região, pois sofrem influência da maré. Este fato pode sugerir que sejam colonizadas mais frequentemente por espécies nativas, adaptadas às condições ambientais, do que por espécies exóticas. Contudo, foi registrado grande número de indivíduos de *Amphibalanus reticulatus* e *Polydora* cf. *cornuta* nas colunas de concreto, possivelmente indicando que estas espécies podem já estar bem adaptadas em nosso litoral e que podem vir a deslocar espécies nativas típicas de costões rochosos.

A região estudada apresenta grande número de espécies criptogênicas, onde muitas são consideradas cosmopolitas ou circumtropicais, apresentam ampla distribuição em regiões portuárias, já foram relatadas como introduzidas em outras regiões e apresentam vários atributos comuns a espécies sabidamente invasoras. É sugerido, portanto, que muitas destas espécies

podem ter sido introduzidas em águas brasileiras há muito tempo e que agora se encontram bem adaptadas e amplamente distribuídas em toda a costa. Os exemplos incluem *Neanthes* cf. *succinea*, *Capitella capitata*, *Corophium acherusicum*, *Amphibalanus amphitrite*, *Amphibalanus improvisus* e os briozoários.

Não há como afirmar que existam populações das espécies identificadas como introduzidas na região, embora o fato de estarem ocorrendo sobre substratos artificiais indique a disponibilidade de larvas na baía. Monitoramentos acerca da dispersão e estabelecimento destas espécies na região são necessários, uma vez que apresentam relatos de impactos negativos em comunidades invadidas em outros países.

O levantamento bibliográfico acerca dos métodos de controle das espécies exóticas mostrou que, quando estão disponíveis, possuem custos elevados e, na verdade, não solucionam o problema como um todo. Um dos aspectos mais relevantes do manejo proposto está relacionado com a limpeza periódica das embarcações e substratos artificiais da marina e uso de tintas antiincrustantes, que deveriam ser obrigatórios e realizados em intervalos inferiores ao tempo de maturação dos organismos.