

RAFAEL VITAME KAUANO

Pequenas embarcações como vetores do transporte regional da macrofauna
incrustante

Universidade Federal do Paraná
Curitiba
2014

RAFAEL VITAME KAUANO

Pequenas embarcações como vetores do transporte regional da macrofauna
incrustante.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Zoologia como requisito
parcial para obtenção do título de Mestre em
Zoologia.

Orientação: Dr^a Rosana Moreira da Rocha

Universidade Federal do Paraná
Curitiba
2014



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação Zoologia



TERMO DE APROVAÇÃO

Rafael Vitane Kauano

“Pequenas Embarcações como Vetores do Transporte Regional da Macrofauna Incrustante”

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Zoologia, do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, pela seguinte Comissão Examinadora:

Professora Dra. Rosana Moreira da Rocha
Orientadora

Professor Dr. Luis Felipe Skinner
Membro Externo

Professora Dra. Maria Angélica Haddad
Membro Interno

Curitiba, 21 de Fevereiro de 2014.

Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - Zoologia/UFPR
Setor de Ciências Biológicas - Departamento de Zoologia
Caixa Postal 19020 - CEP 81531-980 - Curitiba - Paraná
Telefone/FAX +55 (041) 3361-1641**

Sumário

Resumo.....	5
Abstract.....	6
Prefácio	7
Referências Bibliográficas.....	9
Capítulo I: A velocidade como fator determinante na dispersão secundária de invertebrados incrustantes.....	11
Resumo.....	11
Introdução.....	12
Material e Métodos.....	15
Resultados.....	19
Discussão	30
Referência Bibliográficas.....	35
Capítulo II: Tolerância de espécies incrustantes à dessecação e implicações no transporte secundário.....	41
Resumo.....	41
Introdução.....	42
Material e Métodos.....	44
Resultados.....	46
Discussão.....	52
Referência Bibliográficas.....	55
Conclusões Gerais.....	59

Resumo

No contexto das bioinvasões, o transporte secundário é a dispersão regional das espécies após sua introdução via transporte primário (por exemplo, navegação intercontinental e transporte de espécies cultivadas). Um dos principais vetores do transporte secundário são as pequenas embarcações com espécies incrustadas nos cascos. O objetivo principal deste trabalho foi testar, de forma experimental, como espécies introduzidas, nativas e criptogênicas se comportam em situações que simulam o deslocamento de pequenas embarcações e a retirada destas da água (dessecação). O primeiro experimento testou a resistência das espécies à ação da velocidade, no qual placas de recrutamento com uma comunidade previamente estabelecida foram acopladas lateralmente em uma embarcação e transportadas durante 20 minutos em três velocidades, 9, 27 e 36 km/h. No segundo experimento, de teste e resistência à dessecação, também foram utilizadas placas de recrutamento pré colonizadas. Estas foram retiradas da água e expostas a vários períodos de exposição ao ar, entre 3 e 132 horas. Após cada experimento, as placas foram observadas para avaliar quais organismos estavam presentes ou vivos, respectivamente. Foram identificados 35 táxons neste estudo, entre eles as espécies introduzidas: *Amphibalanus amphitrite*, *Amphibalanus reticulatus* e *Stragulum bicolor*. Os resultados do experimento de velocidade mostraram que todas as espécies foram transportáveis nas velocidades testadas, em maior ou menor intensidade, com distância mínima de transporte calculada em 3 km. Nos experimentos de dessecação, a maioria das espécies sobreviveu por mais de 6 horas de exposição ao ar, sugerindo que existe transportabilidade das espécies nas condições impostas (dentro e fora da água), em escalas regionais. Somado a isto, práticas como a retirada do barco da água podem não ser tão eficientes para a remoção de incrustações se não forem acompanhadas de limpeza da embarcação.

Palavras-chave: Embarcações de pesca, embarcações de recreio, transportabilidade, bioinvasão, Baía de Guaratuba, Brasil.

Abstract

In the context of bioinvasions the secondary transport is the regional dispersal of species after their introduction via primary transport (eg. shipping and intercontinental transport of cultured species). One of the main vectors of the secondary transport are small vessels encrusted with species on hulls. The main objective of this work was to test experimentally how introduced, native and cryptogenic species behave in situations that simulate the movement of small vessels and the removal of water. The first experiment tested the species resistance to the action of water speed. Recruitment plates pre colonized were mounted laterally on a recreational vessel and transported during 20 min at three speeds (9, 27 and 36 km/h). The second experiment tested the effect of desiccation. Pre colonized plates were removed from water and exposed to various periods of air exposure (3 to 132 hours). After each experiment the plates were checked for the presence of organisms and if they were still alive. Thirty five taxa were identified in this study, including the introduced species *Amphibalanus amphitrite*, *Amphibalanus reticulatus* and *Stragulum bicolor*. The results of the speed experiment showed that all species were transportable to a greater or lesser extent within the tested velocities, with the minimum distance of transportation 3 km. In the desiccation experiment most species survived for more than six hours of air exposure. The results suggest that the species are transportable under the conditions imposed (in and out of the water) across regional scales. Moreover, practices such as the removal of the vessel from the water may not be as effective for removing fouling unless accompanied by hull cleaning.

Keywords: Fishing vessels, pleasure boats, transportability, bioinvasion, Guaratuba Bay, Brazil.

Prefácio

Os estudos com invertebrados incrustantes marinhos no Brasil mostram, além da fauna nativa, a presença de espécies exóticas (ou introduzidas) estabelecidas e de espécies com grande distribuição geográfica mundial e incerto local de origem, chamadas criptogênicas (Carlton, 1996). Espécies introduzidas podem ser prejudiciais quando modificam o ecossistema, alterando relações ecológicas e, neste caso, passam a ser chamadas de invasoras (Molnar et al., 2008).

Espécies de invertebrados marinhos apresentam processos naturais de dispersão, porém, a atividade humana proporciona-lhes a transposição de barreiras antes não ultrapassadas, como a distância e as correntes marinhas (Ruiz et al., 1997; Cohen & Carlton, 1998). Alguns dos principais vetores do transporte intercontinental de espécies são: a navegação de grandes navios (Carlton, 1987; Carlton & Geller, 1993; Ruiz et al., 1997; Cohen & Carlton, 1998), nos quais podem ser transportadas pela água de lastro (Carlton e Geller, 1993), ou incrustadas em seus cascos (Carlton, 1987), e a maricultura (Carlton, 1987), na qual muitas das espécies cultivadas são importadas de outras regiões e podem trazer consigo espécies indesejáveis ao novo ambiente (Ruiz et al., 1997; Lambert, 2002). Baías estuarinas se incluem neste processo como irradiadoras e ao mesmo tempo receptoras de espécies, uma vez que muitas possuem condições geográficas ideais para a instalação de portos e cultivos marinhos.

Dentro das baías estuarinas, as espécies, tanto nativas, quanto criptogênicas e introduzidas, apresentam padrões característicos de distribuição geográfica, geralmente respondendo às condições ambientais, principalmente à variação da salinidade. Acredita-se, porém, que o grande fluxo de pequenas embarcações, como embarcações de recreio e barcos de pesca, nestas regiões, pode facilitar o transporte em escala local e regional das espécies (Hewitt & Martin, 2001; Johnson et al., 2001; Coutts et al., 2010a).

As marinas, onde embarcações de recreio ficam estacionadas, podem ser consideradas importantes locais para o estabelecimento de espécies introduzidas e, desta forma, seus pontos de irradiação. Alterações no ambiente para a instalação de marinas podem criar condições ideais para o estabelecimento destas espécies, por exemplo, áreas protegidas com pouca ação hidrodinâmica em comparação às regiões abertas (Floerl, 2003). Ao mesmo tempo são repletas de substratos artificiais, como os molhes, nos quais as espécies podem se estabelecer (Glasby et al., 2006). Somado a este fato, os cascos das embarcações podem passar muito tempo atracados em marinas, servindo também como substrato consolidado para as espécies incrustantes (Floerl & Inglis, 2005). Assim, com a grande movimentação destas embarcações, elas podem ser responsáveis pela inoculação de larvas dos invertebrados ao longo das baías estuarinas e proximidades.

Wasson et al. (2001), em um estudo realizado em Elkhorn Slough na Califórnia, uma pequena região estuarina localizada próxima à Baía de São Francisco, registraram 56 espécies exóticas, das quais 51 também foram registradas na Baía de São Francisco. Além deste fato, 70% destas espécies estavam associadas à incrustação em cascos de embarcações. O grande fluxo de embarcações de pesca e recreio entre Elkhorn Slough e a Baía de São Francisco, e outras localidades, pode ser responsável pelo grande número de espécies introduzidas nesta região.

A dispersão de espécies de invertebrados incrustantes em pequenas embarcações vai depender do modo e frequência de limpeza, tempo das viagens, velocidade em que se deslocam e rotas da viagem (Murray, 2012). Estudos recentes, que tiveram como base a sobrevivência das espécies em cascos de embarcações, focalizam principalmente a capacidade dos organismos sobreviverem em diferentes velocidades, tempo de navegação e em quais partes do casco as espécies são mais vulneráveis à ação hidrodinâmica, que é causada pelo atrito entre a água e o casco da embarcação durante o movimento. Estes estudos utilizaram placas de recrutamento colonizadas, acopladas à embarcações, e submetidas a três velocidades diferentes: baixa (5 nós), média (8 nós) e alta (18 nós). Os resultados mostraram que houve uma redução da porcentagem de cobertura colonizada e da riqueza de espécies nas placas, a medida em que velocidades mais altas eram testadas (Coutts et al., 2010).

Práticas habituais feitas por proprietários das embarcações, utilizadas para lazer e pescaria, podem diminuir a capacidade de estabelecimento de comunidades de invertebrados bentônicos nos cascos e, portanto, sua dispersão acidental. Entre estas práticas estão a retirada das embarcações da água, limpeza dos cascos durante períodos regulares e a utilização de tintas anti-incrustantes. Estas práticas, porém, devem ser testadas como práticas efetivas para a prevenção do estabelecimento destes animais.

Apesar do aumento dos esforços científicos para identificar os invertebrados incrustantes marinhos no Brasil, ainda são poucos os estudos que visam entender a distribuição das espécies em escalas geográficas locais, regionais e nacionais, a fins de caracterizar quais seriam os possíveis mecanismos de dispersão, naturais ou não, que estas espécies podem utilizar.

No estado do Paraná, a maioria dos estudos sobre a fauna incrustante foram realizados na Baía de Paranaguá (Rocha & Kremer, 2005; Neves et al., 2007; Neves & Rocha, 2008; Cangussu et al., 2010; Rocha et al., 2010), onde está localizado o porto de Paranaguá, responsável pela maior exportação de grãos da América Latina. Nestes estudos, foram utilizados substratos artificiais, como placas de polietileno e de concreto, e também granito, substrato natural na região. Foram registradas por volta de cinquenta espécies nos estudos feitos com substratos artificiais, das quais o maior número foi representado pelas espécies criptogênicas. Entretanto, não existem estudos

experimentais com espécies encontradas no Brasil, que buscam relacionar a sobrevivência de invertebrados marinhos incrustados em cascos às diferentes velocidades que as embarcações podem transitar em uma área, ou ao tempo de exposição dos animais quando estas embarcações são retiradas da água. Neste trabalho, experimentos semelhantes aos acima referidos, foram realizados com as espécies presentes na região Sul do Brasil, disponibilizando dados para futuras medidas de prevenção ao controle da dispersão de espécies introduzidas.

Referências Bibliográficas

- Andriguetto-Filho, J. M., Chaves, P. T., Santos, C., Libetati, S. A. 2006. Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Paraná, p. 117-140. *In: Isaac, V. J., Martins, A. S., Haimovic, M., Andriguetto – Filho, J. M. A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais.* Belém, Editoria Universitária da UFPA, 186p.
- Cangussu, L. C., Alvater, L., Haddad, M. A., Cabral, A. C., Heyse, H. L., Rocha, R. M. 2010. Substrate type as a selective tool against colonization by nonnative sessile invertebrates. *Brazilian Journal of Oceanography* 58 (3): 219- 231.
- Carlton, J. T. 1987. Patterns of transoceanic marine biological invasions in the pacific ocean. *Bulletin of Marine Science* 41 (2): 452-464.
- Carlton, J. T. 1996. Biological invasions and cryptogenic species. *Advances in Invasion Ecology*, 77 (6): 653-1655.
- Carlton, J. T. Geller, J. B., 1993. Ecological roulette: The global transport of nonindigenous marine organisms. *Science* 261: 78-82
- Cohen A. N., Carlton J. T. 1998. Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. *Science* 279: 555–558.
- Coutts, A. D. M., Piola, R. F., Hewitt, C. L., Connell, S. D., Gardner, J. P. A. 2010. Effects of vessel voyage speed on survival of biofouling organisms: implications for translocation of non-indigenous marine species. *Biofouling* 26:1–13
- Floerl, O. 2003. Boat harbour design can exacerbate hull fouling. *Austral Ecology* 28:116-12
- Floerl, O., Inglis, G. J. 2003. Potential for the introduction and spread of marine pests by private yachts, p. 22 – 28. *In: Godwin, L. S. Hull fouling as a mechanism for marine invasive species introductions. Proceedings of a workshop on current issues and potential management*

strategies. Honolulu, Hawaii. Bishop Museum.

- Glasby, T. M., Connell, S.D., Holloway, M.G. & Hewitt, C. L. 2006. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine Biology* 151 (3): 887-895.
- Hewitt, C. L., Martin, R. M. 2001 Revised protocols for baseline port surveys for introduced marine species: survey design, sampling protocols and specimen handling. Centre of Research on Introduced Marine Pests. Technical Report 22. CSIRO Marine Research, Hobart. 46p.
- 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.
- Lambert, G. 2002. Nonindigenous ascidians in tropical waters. *Pacific Science* 56 (3): 291- 298.
- Molnar, J. L., Gamboa, R. L., Revenga, C., Spalding, M. D. 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontier Ecological Environment* 6, doi: 10.1890/070064.
- Murray, C. L. C. 2012. The role of recreational boating in the introduction and spread of marine invasive species [Tese de doutorado]. Vancouver: The Faculty of Graduate Studies (Oceanography).
- Neves, C. S., Rocha, R. M. 2008. Introduced and Cryptogenic Species and Their Management in Paranaguá Bay, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 51 (3): 623 – 633.
- Rocha, R. M., Cangussu, L. C., Braga, M. P. 2010. Stationary substrates facilitate bioinvasion in Paranaguá Bay in Southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 58 (special issue IV SBO): 23 – 28.
- Wasson, K., Zabin, C. J., Bedinger, L., Diaz, M. C., Pearse, J. S. 2001. Biological invasions of estuaries without international shipping: the importance of intraregional transport. *Biological Conservation* 102: 143 – 153.

Capítulo I: A velocidade como fator determinante na dispersão secundária de invertebrados incrustantes.

Resumo

A dispersão de espécies incrustantes em escala regional pode estar relacionada à incrustação em cascos de pequenas embarcações. Para testar essa hipótese, verificou-se a transportabilidade de espécies incrustantes em três velocidades: 9, 27 e 36 km/h. Foram colocadas placas para o recrutamento das espécies no Iate Clube de Caiobá, localizado na Baía de Guaratuba, Paraná. Após meses, as placas foram acopladas nas laterais de uma lancha e carregadas nas velocidades citadas, pelo menos por 20 minutos. Na menor velocidade a permanência foi alta para maioria das espécies, diminuindo nas velocidades maiores. *Alcyonidium* sp. e *Amphibalanus amphitrite* persistiram nas placas em todas as velocidades. A morfologia e forma de adesão ao substrato das espécies devem ser o principal fator a explicar a transportabilidade, associadas à velocidade da embarcação. Todas as espécies mostraram algum nível de transportabilidade, indicando que embarcações pequenas de pesca e recreio são importantes vetores em regiões costeiras e que as ações de controle de dispersão de espécies exóticas devem levar esse vetor em consideração.

Palavras chave: embarcação de pesca, embarcação de recreio, transportabilidade, bioinvasão, Baía de Guaratuba, Brasil.

*Formatado para revista Bioufouling.

Introdução

Os invertebrados incrustantes marinhos apresentam mecanismos naturais de dispersão. Fases larvais planctônicas ou fases medusoides (cnidários) possibilitam que esses animais se dispersem localmente. A ação do homem, porém, pode ampliar os limites geográficos e velocidade de dispersão de invertebrados marinhos (Carlton 1996). Barreiras geográficas antes não vencidas pelas espécies, como grandes distâncias e correntes marinhas, podem ser ultrapassadas quando estas estão associadas a vetores, como a navegação intercontinental e a maricultura. Assim, esta associação pode resultar no processo de introdução de espécies em uma nova região (Carlton 1987; Carlton & Geller 1993). Grandes navios com tráfego intercontinental podem transportar as fases larvais, espécies vageis, peixes e microorganismos via água de lastro (Williams & Griffiths 1988; Lavoie et al. 1999), bem como espécies incrustantes em seus cascos que disponibilizam substratos para o recrutamento destas espécies (Godwin 2003). Uma vez introduzidas em uma nova região, estas espécies podem se estabelecer no ambiente. Alguns fatores como o filtro ambiental (Carlton 1996) e a capacidade de reprodução e dispersão de sua população, dentro da nova região (Blackburn et al. 2011), determinarão o sucesso no estabelecimento de uma espécie.

A dispersão de espécies de invertebrados incrustantes, com populações estabelecidas após a introdução em uma nova região, também pode se relacionar com a incrustação nos cascos de embarcações de recreio e pesca, o que pode proporcionar o transporte de espécies dentro de uma baía estuarina ou entre baías próximas (Wasson et al. 2001). Este processo é chamado de transporte secundário no contexto das invasões biológicas (Davidson et al. 2010). Pequenas embarcações viajam por pequenas distâncias e, na maioria das vezes, para regiões com condições oceanográficas parecidas com as do local de onde partiram. Este fato pode facilitar a sobrevivência e estabelecimento de espécies introduzidas em regiões vizinhas (Ashton et al. 2006). A maioria dos estudos de transporte de espécies por pequenas embarcações investigam a presença dos táxons

incrustados em seus cascos e/ou a relação entre a presença dos táxons e a operação das embarcações, como rotas e manutenção destas. Assim, os resultados buscam prever o potencial de dispersão do vetor, riscos e explicações para introduções de espécies já documentadas (Floerl & Inglis 2005; Ashton et al. 2006; Minchin & Floerl 2006; Darbyson & Locke 2009; Davidson et al. 2010; Lacoursière-Roussel et al. 2012).

Na escócia, 173 de 886 embarcações apresentaram grande abundância e riqueza de organismos incrustantes, sendo que a maioria destas embarcações transitavam dentro do Reino Unido, evidenciando a importância do transporte local (Ashton et al. 2006). Davidson et al. (2010) verificaram a efetividade do transporte e dispersão de invertebrados marinhos por meio de embarcações de recreio, na Baía de São Francisco, EUA. A partir de amostragens em embarcações ancoradas em marinas diferentes, ao longo da baía, mostraram que 42 das 72 embarcações continham espécies incrustadas, com destaque para briozoários como *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758) e o poliqueto *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923), ambas espécies consideradas introduzidas na região. Os autores concluem que, em regiões altamente invadidas (hotspots de invasão), o transporte através de embarcações de recreio pode facilitar a dispersão de espécies dentro da baía e para regiões adjacentes.

Outros estudos buscaram entender a ação das tintas anti-incrustantes, também utilizadas em pequenas embarcações, sobre as espécies. Espécies como *Watersipora subtorquata* (d'Orbigny, 1852) e o poliqueto *Hydroides elegans* (Haswell, 1883) foram resistentes ao cobre, principal composto das tintas anti-incrustantes (Piola et al. 2009). Além disso 22 táxons que não recrutaram em superfícies tratadas com tintas anti-incrustantes já foram registrados em associação positiva com *W. subtorquata*. Dentro do campo das invasões biológicas, esta facilitação pode resultar em um fenômeno conhecido como “meltdown invasion” (Simberloff & Holle, 1999; Floerl et al. 2004). A manutenção da aplicação das tintas também pode ser um fator determinante para o transporte de espécies incrustadas nos cascos. Floerl et al. (2005) mostram que a idade da pintura é um dos

principais fatores para o recrutamento e consequente transporte de espécies em cascos de pequenas embarcações. Os barcos com maior incrustação tinham pinturas com idade em torno de 20 meses.

A literatura traz pouca informação sobre a relação entre os vetores e a transportabilidade dos táxons. São poucos os trabalhos que questionam se a velocidade de trânsito das embarcações e o formato corporal dos táxons podem determinar e/ou favorecer o transporte de espécies. Experimentos feitos na Nova Zelândia, com o intuito de verificar se a velocidade influencia no transporte e sobrevivência de espécies após o deslocamento das embarcações, mostraram que as maiores velocidades tendem a limitar o transporte de espécies de invertebrados, indicando que embarcações que transitam em velocidades menores são mais propícias ao transporte de espécies, sendo assim efetivamente vetores no processo de introdução de espécies (Coutts et al. 2010).

Algumas espécies podem ser biomecanicamente adaptadas à ação hidrodinâmica e consequentemente serem transportadas incrustadas em cascos de embarcações. A adesão ao substrato e resistência à ação da hidrodinâmica foi medida em determinadas espécies incrustantes introduzidas na América do Norte e em outros lugares do mundo. Apesar de ascídias solitárias terem uma pequena área de adesão e grande volume corporal, um trabalho demonstrou que *Styela clava* apresentou grande resistência aos dois fatores mencionados acima (Clarke Murray et al. 2012). □
Outro fator importante no processo de dispersão secundária é a fragmentação das espécies incrustadas em cascos durante o deslocamento da embarcação. Colônias de organismos de tecidos moles podem se fragmentar facilmente e estes fragmentos destacados durante o transporte podem se estabelecer no ambiente, , gerar novas colônias devido à reprodução assexuada (Morris and Carman 2012).

Somado às evidências de que efetivamente pequenas embarcações atuem como vetores, a construção de marinas modifica o hábitat das regiões costeiras e disponibiliza novos substratos para o recrutamento e desenvolvimento de comunidades incrustantes, inclusive para espécies introduzidas (Glasby et al. 2006; Ruiz et al. 2009; Rocha et al. 2010) □. Além de disponibilizarem

substrato, o design de algumas marinas pode facilitar o desenvolvimento de comunidades incrustantes devido à proteção contra a intensa força hidrodinâmica. As marinas protegidas apresentam maior recrutamento e desenvolvimento de espécies incrustantes do que marinas expostas, provavelmente como consequência da limitação da dispersão, devido ao confinamento das larvas provenientes das comunidades ali estabelecidas. Este fato facilita o transporte de espécies pelas embarcações residentes das marinas porque seus cascos são novos substratos para as espécies incrustantes em áreas com alta disponibilidade de propágulos (Floerl & Inglis 2003). □

No Brasil, os estudos que relacionam o transporte de invertebrados e incrustação em cascos de embarcações são limitados a levantamentos faunísticos em navios e rebocadores no nordeste do país (Farrapeira et al. 2007; Farrapeira et al. 2010), por consequência, ainda existe uma lacuna de registros e de estudos que envolvam a transportabilidade de espécies incrustantes no Brasil.

A transportabilidade é um fator que deve ser considerado quando se trata do potencial invasor de espécies introduzidas. Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo principal avaliar a transportabilidade de espécies incrustantes quando submetidas, de forma experimental, a situações que simulam o transporte em escala regional por pequenas embarcações (diferentes velocidades e tempo de percurso).

Material e Métodos

Área de Estudo

O trabalho foi realizado na Baía de Guaratuba (Figura 1) que está localizada no litoral do Estado do Paraná. Com uma área de 49 km², está situada entre os municípios de Guaratuba e Balneário de Caiobá (Município de Matinhos), entre as latitudes 25°50' e 25°55' S e longitudes 48°30' e 48°50' N. A baía se comunica com o mar por uma passagem com cerca de 700 m e está na Área de Proteção Ambiental de Guaratuba, que abrange cerca de 200 mil hectares. Recebe aporte

hídrico de vários rios, principalmente nas regiões mais internas, como o Rio São José, Boguaçu, Barigui, Fundão e Pinheiros, onde são comuns os cultivos de ostras com utilização da técnica de "long-line". Além das atividades de maricultura, existem duas comunidades pesqueiras no interior da baía (Piçarras e Caieiras) que utilizam pequenas embarcações para o transporte (Andriguetto-Filho et al., 2006).

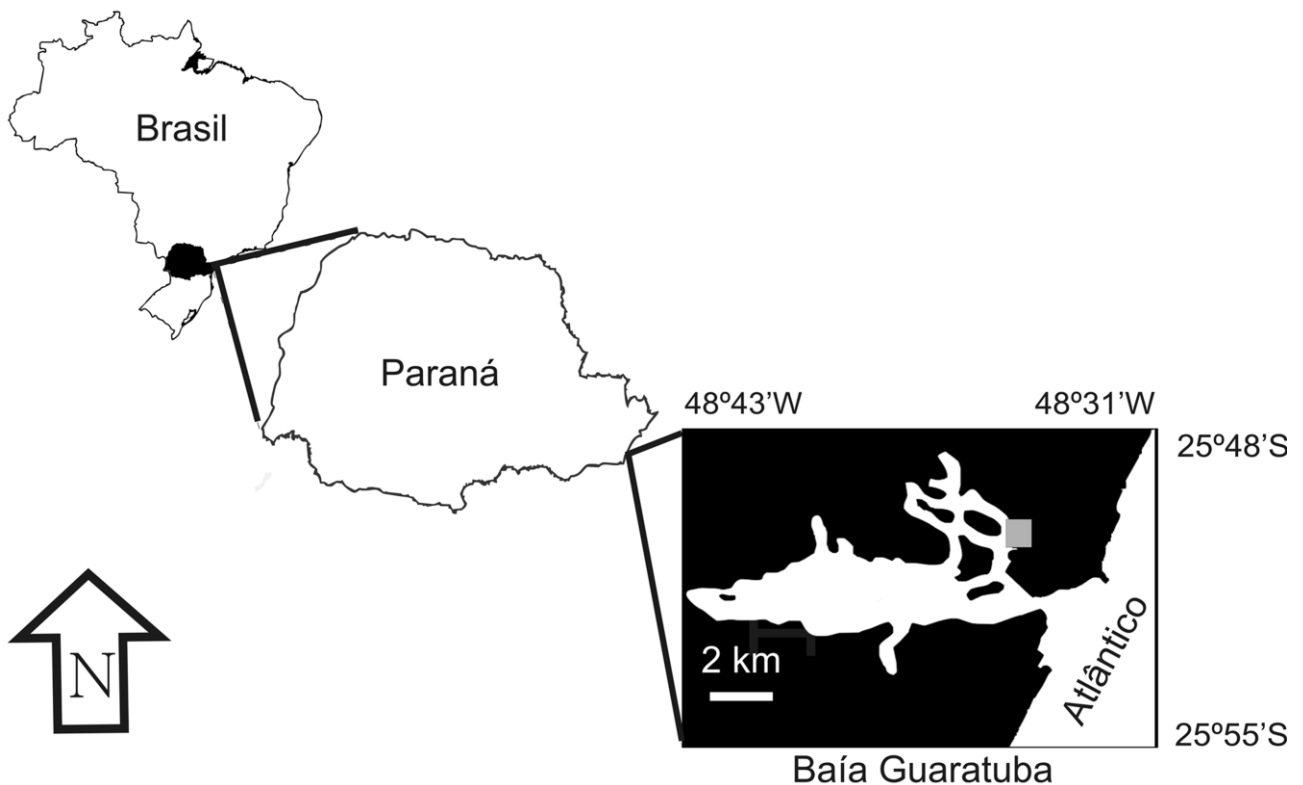


Figura 1: Mapa que indica a localização da Baía de Guaratuba, Paraná (Brasil). O quadrado cinza indica a localização do Iate Clube de Caiobá onde as placas foram colocadas para o recrutamento das espécies.

Recrutamento da fauna incrustante

Para o recrutamento das espécies incrustantes, foram utilizadas unidades amostrais de placas de polietileno de 12x12 cm dispostas aos pares, separadas por dois pedaços de mangueira de dois centímetros. A montagem das placas aos pares permitiu a criação de microhabitats distintos nas faces externas e internas das placas, de modo a aumentar a probabilidade de colonização por diferentes espécies. As placas foram colocadas em posição horizontal ao longo de cordas de 3 m

(cinco por corda), dispostas pelos píeres do Iate Clube de Caiobá, e permaneceram submersas por quatro meses no períodos do inverno e no verão, para garantir maior diversidade de espécies no estudo.

Experimentos

Cada sanduíche colonizado pela fauna incrustante foi desfeito e as faces das placas com maior incrustação foram imediatamente etiquetadas e fotografadas. Em seguida essas placas foram fixadas ao casco de uma lancha de recreio de 20 pés de comprimento. As corridas foram realizadas nos dias 24 de julho de 2012 e 28 de fevereiro de 2013, no interior da baía de Guaratuba, em braços de águas calmas, para evitar que o hidrodinamismo de ondas interferisse com os resultados do experimento.

Dois estruturas (Figura 2) foram feitas para fixar as placas ao casco: a estrutura da proa compreendeu dois canos de PVC com 1 m de comprimento, dispostos nos dois lados da proa da embarcação. Os canos foram amarrados ao barco com corda e ficaram submersos na água verticalmente utilizando pesos de lastro. Com o movimento do barco, por inércia e com auxílio de uma corda, que ligava por baixo do casco as duas estruturas laterais, os canos mantiveram-se rentes à embarcação. Em cada cano foram presas 3 placas, dispostas em três posições diferentes no mesmo cano: acima, no meio e embaixo. A estrutura lateral compreendeu dois retângulos feitos de PVC medindo 1 m por 15 cm. Também foram utilizadas cordas para prender a estrutura lateralmente na embarcação e pesos de lastro para submergir, ficando a estrutura disposta verticalmente, rente ao casco do barco. As placas foram fixadas entre os dois lados maiores do retângulo, em 3 lugares: frente, meio e atrás, de acordo com a proa e popa da embarcação.

Para cada campanha (julho de 2012 e fevereiro de 2013), foram feitas três corridas, com três velocidades diferentes: 9 km/h, 27 km/h e 36 km/h, durante 20 minutos cada, com exceção da corrida a 9 km/h de fevereiro, que durou 40 minutos. Em cada corrida foram utilizadas 12 placas (réplicas), seis na estrutura da proa e seis na lateral do barco (tratamentos).

Após as corridas, as placas foram mantidas em água do mar, levadas ao laboratório,

novamente fotografadas e fixadas em formalina 4%.

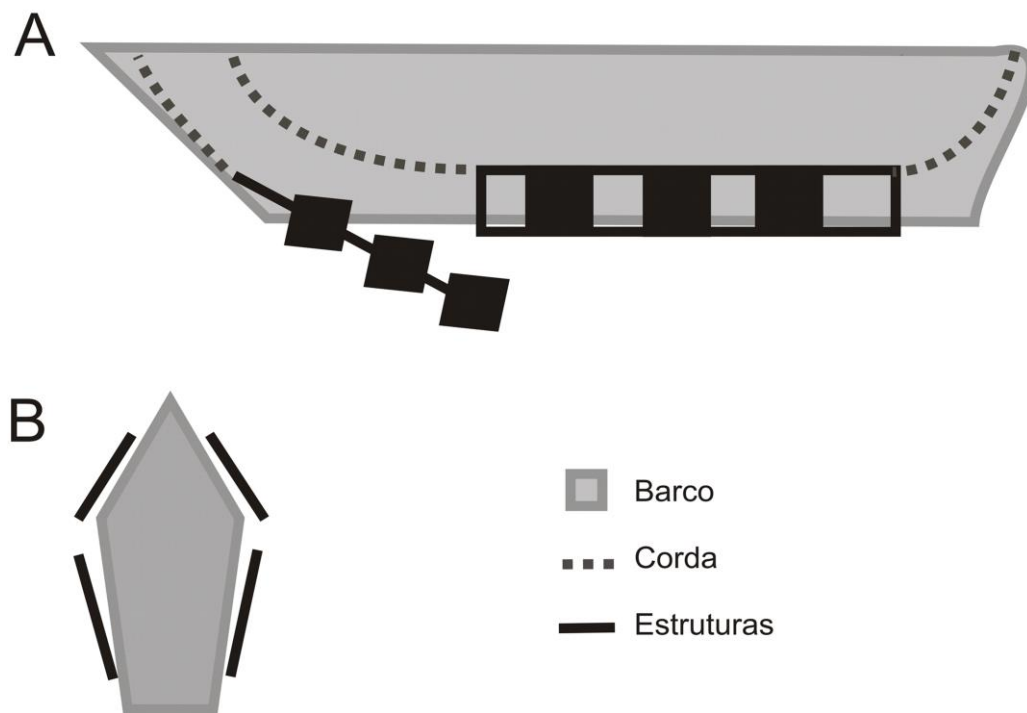


Figura 2: Desenho

esquemático das estruturas utilizadas para os experimentos. A, vista lateral das estruturas na embarcação. B, visão superior das estruturas na embarcação, representadas pelos traços pretos.

Avaliação das placas

Para identificação taxonômica dos organismos, as placas foram analisadas sob lupa. As fotografias também foram utilizadas para identificação taxonômica e para avaliação da porcentagem de cobertura dos animais, antes e depois do experimento. Os animais presentes em cada placa antes e/ou após o experimento foram registrados: para animais solitários foi contado o número de indivíduos e para animais coloniais foi estimada a porcentagem de cobertura, utilizando a metodologia de pontos criados em uma malha sobreposta às fotografias no programa Corel DRAW X3. Ao total foram utilizados 100 pontos sendo que cada um destes representou 1% da cobertura do animal na placa. Assim as placas antes e após o experimento foram comparadas.

Análises

A taxa de permanência das espécies coloniais com crescimento horizontal foi calculada através da fórmula: taxa de permanência = porcentagem de cobertura após experimento*100 / porcentagem de cobertura antes do experimento. Para as análises foram utilizadas as médias da taxa de permanência para cada espécie: Σ taxa de permanência da espécie por placa/n, na qual n corresponde ao número de placas em que a espécie apareceu em cada tratamento. O cálculo para as espécies solitárias e coloniais com crescimento arborescente foi feito da mesma forma, substituindo porcentagem de cobertura por número de indivíduos ou colônia arborescente.

Para os animais cuja identificação não foi possível pelas fotografias das placas de antes do experimento, somente a presença na placa após o experimento foi considerada como indicativo de resistência.

Para verificar se houve diferença na variação da permanência das espécies mais representativas, entre as diferentes velocidades, foi aplicada uma ANOVA e, para os valores significativos ($p < 0,05$), foi aplicado o teste *a posteriori* de Tukey. O teste-*t* foi feito para verificar se houve diferença significativa nas permanências das espécies entre os tratamentos de 20 minutos e 40 minutos a 9 km/h. O programa STATISTICA 7.1 (StatSoft Inc. 2005) foi utilizado para todas as análises.

Resultados

No total, foram identificados 35 táxons neste estudo, entre os quais os cirripédios *Amphibalanus amphitrite*, *Amphibalanus reticulatus* e o octocoral *Stragulum bicolor* são espécies consideradas introduzidas para o Atlântico e Brasil. O cirripédio *Fistulobalanus citerosum*, a ascídia solitária *Molgula phytophila* e os bivalves *Anomia ephippium* e *Crassostrea brasiliana* foram consideradas espécies nativas e as demais espécies foram consideradas criptogênicas (Tabela 1). Os

táxons para os quais não foi possível chegar ao nível específico de identificação não tiveram seu status definido.

Tabela 1: lista de txons encontrados neste estudo e seus respectivos status para o Brasil (I = introduzida, N = nativa, C = criptogênica) e distribuição mundial.

Espécie	Status	Distribuição	Referências
Asciaceae			
<i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)	C	Brasil (RN até SC), Atlântico, Pacífico, Indico.	(Marins et al. 2010) (Rocha and Kremer 2005)□
<i>Diplosoma listerianum</i> (Milne-Edwards, 1841)	C	Brasil (RN até SC) Atlântico, Pacífico, Indico.	(Marins et al. 2010) (Rocha and Kremer 2005)
<i>Molgula phytophila</i> Monniot, 1970	N	Brasil RJ até SC	(Rocha and Kremer 2005)□
Botryllidae ni.1 ^c			
Botryllidae ni. 2			
Bryozoa			
<i>Alcyonidium</i> sp.			
<i>Biflustra</i> sp.			
<i>Bowerbankia</i> sp. 1			
<i>Bowerbankia</i> sp. 2			
<i>Bugula neritina</i> (Linnaeus, 1758)	C	Brasil (RJ até SC) Cosmopolita	(Vieira et al. 2008) (Kremer & Rocha 2011)(McCann et al. 2007) (Heyse, 2012)□
<i>Bugula stolonifera</i> Ryland, 1960	C	Brasil (RJ até SC) Cosmopolita	(Vieira et al. 2008) (Heyse, 2012) (McCann et al. 2007)
<i>Conopeum reticulum</i> ^b (Linnaeus, 1767)	C	Brasil (ES até SC) Cosmopolita	(Vieira et al. 2008) (Heyse, 2012) (Cangussu et al. 2010)
<i>Electra tenella</i> ^b (Hincks, 1880)	C	Brasil (SP até SC) Cosmopolita	(Vieira et al. 2008) (Heyse, 2012) (Cangussu et al. 2010)
<i>Hippoporina indica</i> Pillai 1978	C	Brasil (SP até SC) Indo – Pacífico, Pacífico, Atlântico	(Vieira et al. 2008) (Heyse, 2012) (Tilbrook 2012)□

<i>Sinoflustra annae</i> (Osburn, 1953)	C	Brasil (SP até SC) Indo – Pacífico, Pacífico, Atlântico	(Vieira et al. 2008) (McCann et al. 2007) □
---	---	---	--

Victorella sp.

Cirripedia

<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Darwin, 1854)	I	Brasil (AP até RS) Atlântico, Pacífico, Indo	(Carlton et al. 2011) □ (Cangussu et al. 2010)
---	---	---	---

<i>Amphibalanus improvisus</i> (Darwin, 1854)	C	Brasil (CE até RS) Atlântico, Pacífico, Índico	(Carlton et al. 2011) □ (Cangussu et al. 2010)
---	---	---	---

<i>Amphibalanus reticulatus</i> Utinoni, 1967	I	Brasil (PE, BA, RJ até SC) Atlântico, Pacífico, Indo - Pacífico	(Carlton et al. 2011) □ (Cangussu et al. 2010)
---	---	---	---

<i>Fistulubalanus citerosum</i> (Henry, 1973)	N	Brasil (PB - RS)	(Cangussu et al. 2010) (Neves and Rocha, 2008) □
---	---	------------------	---

Bivalvia

<i>Anomia ephippium</i> Linnaeus, 1758	N	Brasil (NE, SE e S)	(Rocha et al. 2013) □
--	---	---------------------	-----------------------

<i>Mytella charruana</i> (d'Orbigny, 1842)	N	Brasil Caribe, Pacífico (Equador), EUA (Costa Sudeste)	(Gillis et al. 2019) (Spinuzzi et al. 2013)
--	---	--	--

<i>Crassostrea brasiliiana</i> (Lamarck, 1819)	N	Brasil, Caribe	(Amaral, 2010)
--	---	----------------	----------------

Cnidaria

Athecata ni.

Bouganvillidae sp.

<i>Clytia gracilis</i> (M. Sars, 1850)	C	Brasil (PE, SP, PR) Cosmonolita	(Migotto et al. 2002) (Cangussu et al. 2010)
--	---	------------------------------------	---

<i>Obelia bidentata</i> Clark, 1875	C	Brasil (PE, RJ, SP – SC) Cosmonolita	(Bumbeer & Rocha 2012) (Migotto et al. 2002) □
-------------------------------------	---	---	---

<i>Stragulum bicolor</i> (van Ofwegen & Haddad, 2001) ^a	I	Brasil (CE, RJ até SC)	(Van Ofwegen & Haddad 2011) □
--	---	------------------------	-------------------------------

Entoprocta

Barentsia sp.

Pedicelina sp.

Polychaeta

Sabellidae ni.

Serpulidae ni.

Porifera

Haposclerina ni.

Protosuberites sp.

Clathria sp.

Mycale sp

^a espécie considerada introduzida para o Brasil por não existirem registros prévios, sua região de origem é desconhecida.

^b espécies reunidas como família (Electriidae) para as análises.

^c ni. = táxons cuja a identificação não chegou em nível de gênero

Considerando velocidade e permanência, existe variação na permanência das espécies entre as três velocidades testadas durante 20 minutos ($F = 21,982$, $g.l = 1$, $p < 0,001$). *Amphibalanus amphitrite*, *A. reticulatus*, *S. bicolor*, *Alcyonidium* sp. e *Biflustra* sp. não foram removidas em nenhuma das velocidades testadas, com permanência de 100%. Foram, portanto, as espécies com maior transportabilidade nas condições experimentais impostas.

O tempo (40 e 20 minutos) nas corridas de 9 km/h não é um determinante para a permanência das espécies que ocorreram em placas utilizadas nestes dois tratamentos, pois de acordo com teste t-Student, a área de cobertura de *Hippoporina indica*, *Amphibalanus improvisus*, *C. brasiliiana*, *F. citerosum*, Sabellidae ni., Haposclerina ni. e *Protosuberites* sp. não diferiu antes e depois, nos dois tratamentos.

A permanência média variou entre valores menores e maiores de velocidades testadas para cada táxon (Tabela 2), mas, de modo geral, a tendência foi de variação dos valores da permanência de cada espécie dentro das velocidades, porém, com permanência média menor à 36 km/h e o

aumento da permanência média nas menores velocidades (Figura 3).

Crassostrea brasiliana, *Hippopporina indica*, *Fistulobalanus citerosum* e *Amphibalanus improvisus* foram os táxons que tiveram nítida variação dos valores de permanência entre as três velocidades (Tabela 3).

Tabela 2: Taxa de permanência média (%) das espécies e desvio padrão, em resposta as três velocidades às quais foram submetidas no experimento. Os valores foram plotados em ordem decrescente, de acordo com a permanência média na maior velocidade. Entre parênteses está o número de placas em que a espécie apareceu.

Táxon	Velocidade (km/h)			
	9 (40 min)	9 (20 min)	27 (20 min)	36 (20 min)
<i>Amphibalanus amphitrite</i>	- ^a	100 (1)	100 (2)	100 (1)
<i>Amphibalanus reticulatus</i>	100 (1)	100 (2)	100 (3)	100 (1)
<i>Alcyonidium</i> sp.	-	100	100 (1)	100 (1)
<i>Biflustra</i> sp.	-	100 (1)	100 (6)	100 (2)
<i>Clathria</i> sp.	-	-	60 ± 56,5 (2)	100 (2)
Electriidae	-	97 ± 7,5(5)	100 (1)	93 ± 9 (2)
<i>Styela canopus</i>	89 ± 17 (8)	-	97,5 ± 5,5 (5)	85,5 ± 24 (9)
<i>Sinoflustra annae</i>	-	95 ± 13 (6)	75 ± 43 (3)	80 ± 35 (3)
<i>Bugula stolonifera</i>	100 (3)	100 (2)	85 ± 26 (5)	75 (1)
<i>Protosuberites</i> sp.	92 ± 12 (2)	93 ± 11,5 (3)	90 ± 28 (7)	72± 42 (5)
<i>Bugula neritina</i>	60 (1)	100 (1)	67,5 ± 42 (9)	60 ± 46 (4)
<i>Fistulobalanus citerosum</i>	95 ± 7(3)	100 (7)	75,5 ± 43 (7)	53 ± 41 (57)
<i>Amphibalanus improvisus</i>	99 ± 2,5 (10)	100 (6)	84 ± 32 (19)	52,5 ± 40 (12)
<i>Hippopporina indica</i>	71 ± 31(10)	75 ± 32,5(10)	68 ± 36 (22)	49,5 ± 32 (18)
Serpulidae ni.	-	75 ± 50 (4)	73 ± 37(9)	40 ± 42,5(9)

Sabellidae ni.	75 ± 35 (5)	100 (2)	92 ± 17 (4)	36 ± 38(7)
<i>Mycale</i> sp.	-	-	-	33 ± 58(3)
<i>Anomia ephippium</i>	-	75 ± 35 (2)	42 ± 39 (7)	33 ± 58(3)
<i>Mytella charruana</i>	100 (1)	67 ± 47 (2)	89 ± 19 (3)	25± 35 (2)
<i>Crassostrea brasiliiana</i>	67,5 ± 39 (8)	67 ± 41 (7)	48 ± 38(16)	23 ± 29 (23)
<i>Diplosoma listerianum</i>	63 ± 26 (10)	-	33 ± 25 (10)	22 ± 34,5 (10)
Haposclerina ni.	57,5 ± 20 (4)	25 ± 50 (4)	28,5± 49 (7)	6 ± 15 (7)
<i>Stragulum bicolor</i>	-	100 (2)	100 (2)	-
Botryllinae ni. 1	-	-	0 (2)	-
Botryllinae ni. 2	-	-	23± 10 (3)	-

^a o traço indica a ausência da espécie em placas utilizadas na velocidade marcada.

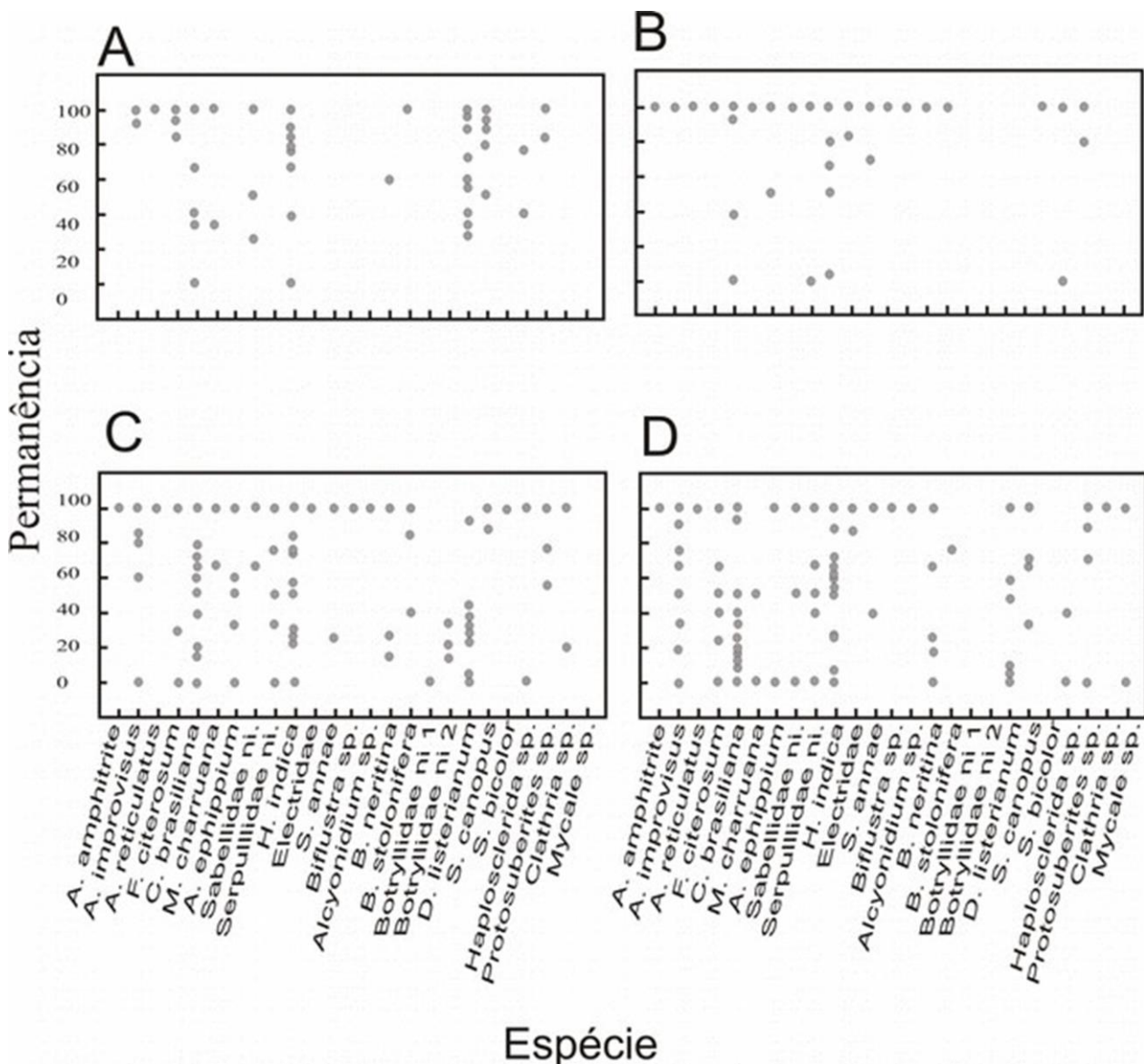


Figura 3: Permanência das espécies nas três velocidades: A. 9km/h 40 minutos; B. 9km/h 20 minutos; C. 27 km/h 20 minutos e D; 36 km/h 20 minutos. Cada ponto indica o valor como categoria ocorrente nos resultados e não número de observações.

A ascídia colonial *Diplosoma listerianum* não esteve nas placas testadas à 9 km/h e 20 minutos, porém teve permanência de 63% em placas utilizadas nesta velocidade por 40 minutos. Nas demais velocidades, durante 20 minutos (27 km/h e 36 km/h), teve uma baixa permanência média, com os valores de 33 e 22 % respectivamente. A permanência entre os dois tratamentos não teve diferença significativa ($t = 0,8017$ $p > 0,05$). A ascídia solitária *Styela canopus* apresentou permanência de 83% na corrida a 9 km/h, durante 40 minutos, e também teve alta permanência a 27 km/h e 36 km/h, atingindo 98 e 88% respectivamente, também com uma diferença não significativa

entre os tratamentos ($t = -1,0827$, $p > 0,05$).

Os táxons não visíveis nas fotografias e presentes nas placas após a corrida de 36 km/h foram *Bowerbankia* sp. 1, *Molgula phytophila*, *Clytia linearis*, *Obelia bidentata*, Bonganvillidae ni, Athecata ni, *Barentsia* sp. Após a corrida de 19 km/h, apenas *Pedicelina* sp. e, após a corrida de 9 km/h, foram *Bowerbankia* sp. 2 e *Victorella* sp. Estas espécies foram consideradas como resistentes às velocidades submetidas (Figura 4).

Tabela 3. ANOVA da permanência das espécies testadas nas três velocidades e teste *a posteriori* de Tukey.

Espécie	MS	GL	F	p	n ^a			Tukey
					9 km/h	27 km/h	36 km/h	
<i>Amphibalanus improvisus</i>	5649,4	2	6,2839	<0,001	15	18	19	9=27>36
<i>Fistulobalanus citerosum</i>	4424,6	2	3,4222	<0,05	7	7	12	9>27=36
<i>Crassostrea brasiliiana</i>	8687,4	2	7,3705	<0,01	11	16	23	9=27>27=36
<i>Hippopporina indica</i>	2882,7	2	2,640	>0,05	20	22	18	
Sabellidae ni	5439,54	2	5,3333	<0,05	7	4	7	9=27>36
Serpulidae ni	30,94	2	1,7823	>0,05	5	9	9	
Haposclerina ni.	2798,04	2	1,9648	>0,05	8	7	7	
<i>Protosuberites</i> sp.	676,4	2	1,0114	>0,05	5	7	5	

^a número de placas.

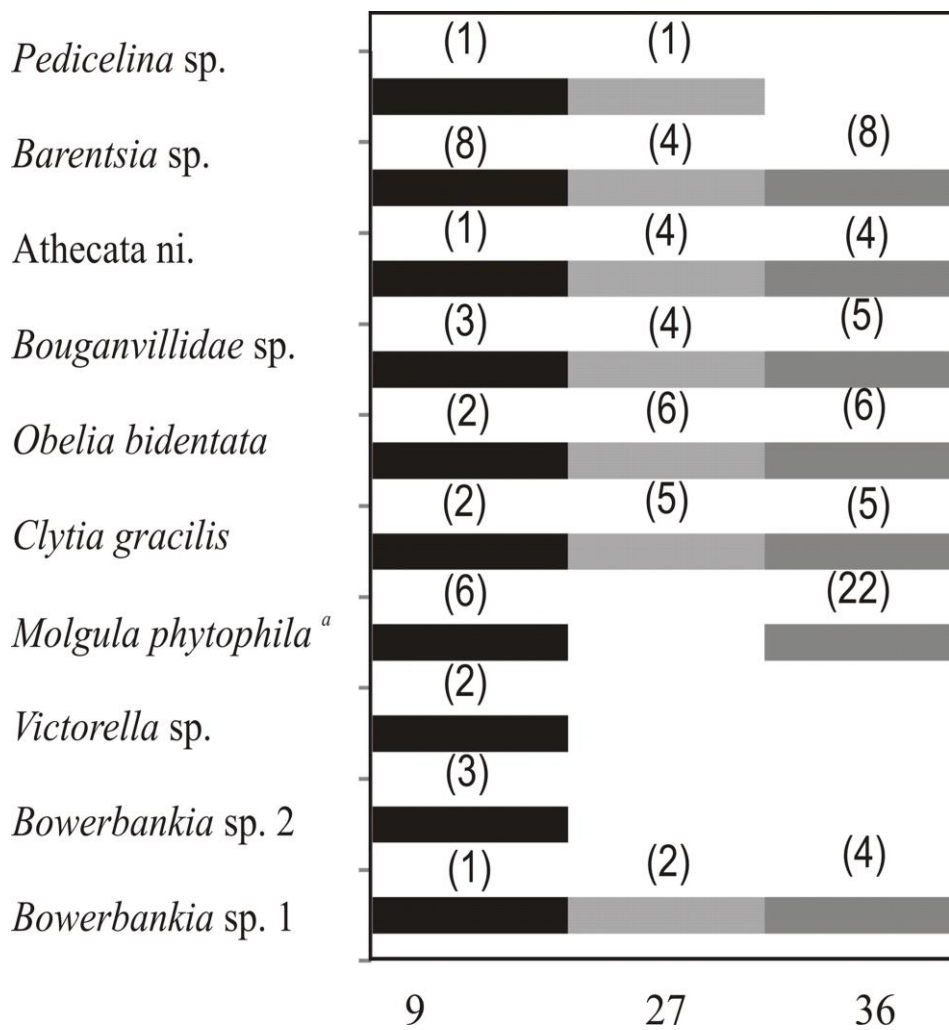


Figura 4: Presença das espécies que não foram detectadas nas fotografias antes dos experimentos. As barras indicam em qual tratamento as espécies apareceram: preta (9 km/h) cinza claro (27km/h) e cinza escuro (36 km/h). Os valores entre parêntese indicam o número de observações.

Discussão

Os resultados mostraram que, apesar das diferenças nas porcentagens de permanência nas três velocidades testadas, os 35 táxons que recrutaram nas placas experimentais no Iate Clube de Caiobá podem ser transportados em maior ou menor intensidade nas condições impostas neste estudo, visto que, com exceção de Botryllinae ni. 1, nenhuma das espécies foi totalmente removida (permanência nula).

Em um panorama geral, a permanência foi maior a 9 km/h, com 31% das espécies 100% transportável nessa velocidade. Apesar de a permanência ser menor a 36 km/h, ainda 14% das espécies tiveram 100% de permanência nesta velocidade. Coutts et al. (2010) demonstraram que embarcações que transitam em maiores velocidades transportam menos espécies de invertebrados comparando com embarcações que transitam com velocidades menores.

A variação da permanência das espécies dentro de cada velocidade sugere que a resposta ao estressor não foi uniforme, ou seja, as permanências variaram de placa para placa, entre valores maiores e menores fora da média, indicando possíveis fatores atuantes como turbulência, relação do animal com a textura da placa, ou até mesmo variação nas comunidades das placas (micro-ambientes). Na menor velocidade, durante 40 e 20 minutos, a variação entre as espécies não foi significativa, indicando que o tempo nesta condição não determinou a diminuição da permanência. Com o aumento da velocidade as espécies responderam ao hidrodinamismo de formas variadas. Algumas espécies tiveram uma clara distinção entre os valores da permanência nas placas com o aumento da velocidade, como *A. improvisus*, *F. citerosum* e *C. brasiliana*. Entretanto, outras espécies responderam de forma semelhante em todas as velocidades, como nos casos onde a permanência, indiferente ao tratamento, foram baixas (Haplosclerida ni.), médias (*H. indica*) e altas (*Protosuberites* sp.).

Os hidrozoários, briozoários da ordem Ctenostomata, entopróctos e formas juvenis da ascídia

M. phytophila estiveram presentes nas placas após os experimentos, mas não tiveram sua permanência calculada por entrarem no grupo de espécies que não foram detectáveis nas fotografias. A permanência nas placas submetidas à maior velocidade indica que formas juvenis (*M. phytophila*) e grupos de tamanho corporal diminuto, com estrutura corporal aparentemente frágil, possuem resistência ao transporte. Além disto, características como o rápido assentamento e alta taxa de crescimento no substrato podem permitir uma rápida incrustação em cascos de embarcações (Wasson et al. 2001)□.

Não é improvável o transporte de ascídias por embarcações. *Molgula manhattensis*, congênero de *M. phytophila*, foi introduzida na Califórnia e foi encontrada na Baía de Elkhorn Slough, no mesmo Estado. Há evidências de que esta baía é fortemente invadida por espécies de invertebrados por meio da navegação de pequenas embarcações, principalmente provenientes da Baía de São Francisco (Wasson et al., 2001).

A ascídia *S. canopus* foi fortemente transportável nas três velocidades, porém, não existem registros desta espécie incrustada em cascos de pequenas embarcações. Esta espécie é considerada introduzida na Baía de São Diego, Califórnia, e foi encontrada muito próxima a uma estação naval, aonde embarcações vindas do canal do Panamá ficam ancoradas, o que pode ser uma forte evidência que embarcações atuam como vetores para esta espécie (Lambert & Lambert 1998)□. Apesar da falta de registros de *S. canopus* em embarcações, existem evidências de incrustação de outras espécies do mesmo gênero em cascos. A espécie introduzida no Brasil, *Styela plicata* (Lesueur, 1823), foi registrada em embarcações de pesca, pesquisa e em uma draga no porto de Recife, Pernambuco (Farrapeira et al. 2007)□. Outra espécie do mesmo gênero, *S. clava* apresenta grande capacidade de adesão ao substrato e flexibilidade do corpo, que diminui a ação hidrodinâmica, sendo capaz de suportar uma viagem em uma velocidade de 72 km/h (Clarke Murray et al, 2012 Além disso, existem evidências do recrutamento sobre placas que foram tratadas (material, cor, tinta anti-incrustantes) para simular cascos de pequenas embarcações nas regiões

onde esta espécie é abundante (Darbyson et al. 2009)

A ascídia colonial *Diplosoma listerianum* apresentou menor taxa de permanência nas maiores velocidades, porém a 9 km/h, durante 40 minutos, sua permanência foi de 63%, indicando grande transportabilidade desta espécie nesta condição. Sua presença em cascos de embarcações no Brasil não é reportada, porém, existe registro desta espécie incrustada em cascos de embarcações em marinas na Columbia Britânica, no Canadá (Clarke Murray et al. 2011)□. As observações das placas após os experimentos sob lupa indicam uma facilidade de fragmentação das colônias de *D. listerianum* durante o transporte, o que pode ter implicações no processo de dispersão desta espécie. A espécie da mesma família Didemnidae, *Didemnum vexillum*, ao ser fragmentada e suspensa na coluna d'água, pode sobreviver durante quatro semanas e se restabelecer diante da disponibilidade de substrato (Morris and Carman 2012). Assim, a incrustação em cascos não seria simplesmente um translocador de espécies entre regiões, mas também um semeador de propágulos ao longo do trajeto da embarcação.

Os briozoários da família Electridae e as espécies *S. annae* e *Biflustra* sp. podem ter sua transportabilidade explicada por serem animais coloniais de parede dura (Coutts et al. 2010)□, crescimento horizontal rente ao substrato e alta aderência. Outros estudos associam espécies de briozoários incrustantes com carapaça calcária e crescimento horizontal ao transporte por pequenas embarcações: *Schizoporella japonica* Ortmann, 1890 foi encontrada com grande porcentagem de cobertura em pequenas embarcações na Columbia Britânica, onde é considerada introduzida (Clarke Murray et al. 2011)□ e *Watersipora subtorquata*, na Austrália, também é associada à incrustação em pequenas embarcações (Minchin & Floerl 2006). O briozoário *H. indica*, também colonial de corpo duro e crescimento horizontal, provavelmente teve permanência menor que as outras espécies de briozoários incrustantes com crescimento horizontal, devido ao seu padrão de crescimento multilaminar, caracterizando colônias pesadas e de maior atrito com a água durante o transporte, tornando-as vulneráveis à fragmentação (Comunicação pessoal, Leandro Vieira, 2012). Nos EUA, a

espécie *Conopeum chesapeakeensis* (Banta et al., 1995), conhecida como “thick bryozoa” (briozóário grosso) pelo seu formato corporal tridimensional, foi detectada em 98% das amostragens em navios obsoletos na Califórnia. Estes navios seguiram para o Texas através do Canal do Panamá e, ao final da viagem, esta espécie ainda esteve presente em 98% das amostragens nos navios, mesmo com notável fragmentação de suas colônias (Davidson et al. 2008)□. Embora a metodologia dos trabalhos descritos tenha sido diferente daquela apresentada aqui, o objetivo dos trabalhos também foi detectar a transportabilidade das espécies e ambos demonstraram que a grande fragmentação das colônias de *H. indica* e *C. chesapeakeensis* não representa a extinção do risco de dispersão via incrustação destas espécies, devido à permanência de fragmentos incrustados.

O briozóário *B. neritina* teve remoção menor que 50% à 27 km/h e 36 km/h e remoção igual a zero à 9 km/h. No Brasil, não existem registros desta espécie incrustada em cascos de embarcações, porém, está presente em regiões com grande tráfego de pequenas embarcações e navegação intercontinental, como a Baía de Paranaguá, no Estado do Paraná (Cangussu et al. 2010)□ e Baía da Babitonga, no estado de Santa Catarina (dados próprios não publicados). Esta espécie foi reportada em grande abundância em cascos de embarcações de recreio (40 colônias por barco) na Califórnia (Davidson et al. 2010)□ e em embarcações na Austrália, que tiveram aplicação de tinta anti-incrustante por menos de três meses, indicando uma provável tolerância desta espécie a este método preventivo (Floerl & Inglis 2005)□. Estudos com espécies de algas como *Gigartina exasperata* Harvey & J. W. Bailey, 1851 mostram que a capacidade de flexionar o corpo rente ao substrato, em resposta a um fluxo contínuo de água, diminui a força de arrasto sobre elas (Koehl 1984)□. Esta informação pode sugerir que a flexibilidade do corpo de espécies arborescentes, assim como o tamanho pequeno e flexibilidade das espécies de briozóários ctenostomados, entoproctos e hidrozoários, do presente estudo, amenize a ação hidrodinâmica, permitindo a transportabilidade.

As quatro espécies de cracas foram transportáveis em maior ou menor intensidade. As duas espécies introduzidas, *A. amphitrite* e *A. reticulatus*, não tiveram remoção nas três velocidades,

enquanto a espécie criptogênica *A. improvisus* e a nativa *F. citerosum* tiveram remoção em 27 km/h e 36 km/h. As cracas presentes neste estudo têm sido associadas à incrustação em cascos de embarcações ao redor do mundo e a introdução de *A. amphitrite*, do Indo-Pacífico para o Atlântico, estaria relacionada com a navegação durante a II Guerra Mundial (Carlton et al. 2011)□. No Brasil, *A. amphitrite*, *A. reticulatus* e *A. improvisus* foram registradas incrustadas em cascos de embarcações (Farrapeira et al. 2007; Farrapeira et al. 2010)□. *Amphibalanus improvisus* também foi registrada em navios obsoletos em 98% das amostragens, antes e após a travessia da Califórnia para o Texas, indicando a transportabilidade desta espécie por grandes distâncias e sua resistência a variações ambientais, já que os navios atravessaram o canal do Panamá submetendo a fauna incrustada à grande variação de salinidade (Davidson et al. 2008). Estas informações, somadas ao padrão observado neste estudo, podem evidenciar o transporte de cracas por pequenas embarcações no litoral brasileiro e duas possíveis situações podem ser levantadas: as duas espécies introduzidas têm sua dispersão regional facilitada, quando incrustadas em cascos de pequenas embarcações, e a espécie nativa pode facilmente se dispersar por transporte humano e ser introduzida em uma nova região.

Outra espécie introduzida e transportável nas condições experimentais é o octocoral *Stragulum bicolor*, provavelmente uma espécie introduzida para o Brasil (Van Ofwegen & Haddad 2011)□. Apesar de apresentar corpo mole, seu crescimento rente ao substrato pode reduzir a ação da hidrodinâmica. De forma parecida, podemos extrapolar esta hipótese ao transporte do briozoário *Alcyonidium* sp.

A forma de crescimento das espécies e o modo como elas aderem ao substrato foram os principais fatores a influenciar os resultados deste experimento e o transporte das espécies incrustadas em cascos de pequenas embarcações. Coutts et al. (2010) também discutem a relação do transporte e morfologia dos táxons. Em seus resultados, os táxons incrustantes com as características seguintes: coloniais/horizontais/soles, solitários/duros e coloniais/eretos/flexíveis

foram mais passíveis de permanecerem incrustados após os experimentos, corroborando com as características de vários táxons presentes neste estudo. Espécies solitárias (duras ou flexíveis), com crescimento horizontal rente ao substrato e com maior flexibilidade (coloniais ou não) foram mais transportáveis, enquanto espécies coloniais de crescimento ao mesmo tempo horizontal e vertical (*H. indica*), e coloniais de corpo mole (Haplosclerida ni. e *D. listerianum*) foram as mais removidas nas maiores velocidades e, portanto, menos transportadas.

Para várias espécies, a permanência foi menor a 36 km/h, indicando que a velocidade foi um fator determinante para definir padrões de transportabilidade de espécies incrustantes. Sem uma diferença significativa entre as corridas a 9 km/h e com maior semelhança na permanência das espécies nesta velocidade, pode-se afirmar que viagens em baixa velocidade podem transportar praticamente todas as espécies testadas, por mais de 6 km, indicando que os cascos de embarcações de pesca e recreio têm uma importância grande na dispersão de espécies. Neste estudo, espécies consideradas introduzidas para o Brasil foram consideradas transportáveis, assim o transporte secundário de espécies introduzidas por meio de pequenas embarcações pode ser uma importante etapa no processo de invasões em ambientes marinhos e estuarinos.

Referências Bibliográficas:

- Amaral VS. 2005. Estudo morfológico comparativo de espécies do gênero *Crassostrea* (Bivalvia: Ostreidae) do Atlântico oeste [dissertação]. São Paulo (SP). Universidade de São Paulo.
- Andriguetto-Filho, JM., Chaves, PT., Santos, C., Libetati, SA. 2006. Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Paraná, p. 117-140. In: Isaac, VJ., Martins, AS., Haimovic, M., Andriguetto-Filho, JM, editores. A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século

- XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. Belém: Editoria Universitária da UFPA, 186p.
- Ashton G, Boos K, Shucksmith R, Cook E. 2006. Risk assessment of hull fouling as a vector for marine non-natives in Scotland. *Aquat Invas* 1:214–218.
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarošík V, Wilson JRU, Richardson DM. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Eco Evo* 26:333–339.
- Bumbeer JDA, Rocha RM. 2012. Detection of introduced sessile species on the near shore continental shelf in southern Brazil. *Zoologia* 29:126–134.
- Cangussu L, Altvater L, Haddad MA, Cabral AC, Heyse HL, Rocha RM. 2010. Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. *Braz J Oceanogr* 58:219–231.
- Carlton JT. 1987. Patterns of transoceanic marine biological invasions in the Pacific ocean. *Bull Mar Sci* 41:452–465.
- Carlton JT. 1996. Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. *Biol Conserv* 78:97–106.
- Carlton JT, Geller JB. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science* 261:78–82.
- Carlton JT, Newman WA, Pitombo FB. 2011. In the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts. Galil BS, Clark PF, Carlton JT, editors. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Clarke Murray C, Pakhomov E A, Therriault TW. 2011. Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Divers Distrib* 17:1161–1172.
- Clarke Murray C, Therriault TW, Martone PT. 2012. Adapted for invasion? Comparing attachment, drag and dislodgment of native and nonindigenous hull fouling species. *Biol Invas*

14:1651–1663.

- Coutts ADM, Piola RF, Taylor MD, Hewitt CL, Gardner JP. 2010. The effect of vessel speed on the survivorship of biofouling organisms at different hull locations. *Biofouling* 26:539–53.
- Darbyson EA, Locke A. 2009. Marine boating habits and the potential for spread of invasive species in the Gulf of St. Lawrence. *Aquat Invas* 4:87–94.
- Darbyson EA, Hanson JM, Willison JHM. 2009. Settlement and potential for transport of clubbed tunicate (*Styela clava*) on boat hulls. *Aquat Invas* 4:95–103.
- Davidson IC, McCann LD, Fofonoff PW, Sytsma MD, Ruiz GM. 2008. The potential for hull-mediated species transfers by obsolete ships on their final voyages. *Divers Distrib* 14:518–529.
- Davidson IC, Zabin C, Chang A, Brown C, Sytsma M, Ruiz G. 2010. Recreational boats as potential vectors of marine organisms at an invasion hotspot. *Aquat Biol* 11:179–191.
- Farrapeira CMR, Ferreira GFDA, Tenório DDO. 2010. Intra-regional transportation of a tugboat fouling community between the ports of Recife and Natal, northeast Brazil. *Braz J Oceanogr* 58:1–14.
- Farrapeira CMR, Tenório DDO, Amaral FD. 2011. Vessel biofouling as an inadvertent vector of benthic invertebrates occurring in Brazil. *Mar Pollut Bull* 62:832–9.
- Farrapeira CMR, Vinícius A, Marrocos DO, Barbosa DF, Maria K. 2007. Ship hull fouling in the port of Recife, Pernambuco. *Braz J Oceanogr* 55:207–221.
- Floerl O, Inglis GJ. 2003. Boat harbour design can exacerbate hull fouling. *Austral Ecol* 28:116–127.
- Floerl O, Inglis GJ. 2005. Starting the invasion pathway: the interaction between source populations

- and human transport vectors. *Biol Invas* 7:589–606.
- Floerl O, Pool T, Inglis G. 2004. Positive interactions between nonindigenous species facilitate transport by human vectors. *Ecol Appl* 14:1724–1736.
- Gillis, N. K., Walters, L. J., Fernandes, F. C., & Hoffman, EA. 2009. Higher genetic diversity in introduced than in native populations of the mussel *Mytella charruana*: evidence of population admixture at introduction sites. *Divers Distrib* 15:784–795. doi:10.1111/j.1472-4642.2009.00591.x
- Glasby TM, Connell SD, Holloway MG, Hewitt CL. 2006. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Mar Biol* 151:887–895.
- Godwin LS. 2003. Hull fouling of maritime vessels as a pathway for marine species invasions to the Hawaiian Islands. *Biofouling* 19 Suppl:123–31.
- Heyse, HL. 2012. Briozoários como indicadores de qualidade ambiental na Baía da Babitonga, Santa Catarina [dissertação]. Curitiba (PR). Universidade Federal do Paraná.
- Koehl MAR. 1984. How do benthic organisms withstand moving water? *Amer Zool.* 24:57 – 70.
- Kremer L, Rocha R. 2011. The role of *Didemnum perlucidum* F. Monniot, 1983 (Tunicata, Ascidiacea) in a marine fouling community. *Aquat Invas* 6:441–449.
- Lacoursière-Roussel A, Forrest BM, Guichard F, Piola RF, McKindsey CW. 2012. Modeling biofouling from boat and source characteristics: a comparative study between Canada and New Zealand. *Biol Invas* 14:2301–2314.
- Lambert C, Lambert G. 1998. Non-indigenous ascidians in southern California harbors and marinas. *Mar Biol* 130:675–688.
- Lavoie D., Smith L., Ruiz G. 1999. The Potential for Intracoastal Transfer of Non-indigenous Species in the Ballast Water of Ships. *Estuar, Coast and Shelf Sci* 48:551–564.

- Marins FO, Novaes RLM, Rocha RM, Junqueira AOR. 2010. Non indigenous ascidians in port and natural environments in a tropical Brazilian bay. *Zoologia* 27:213–221.
- McCann L, Hitchcock N, Winston JE, Ruiz GM. 2007. Non-native bryozoans in coastal embayments of the Southern United States: New records for the western Atlantic. *Bull Mar Sci* 80 : 319–342.
- Migotto A, Marques A, Morandini A, Silveira F. 2002. Checklist of the Cnidaria Medusozoa of Brazil. *Biot Neotrop* 2:131.
- Minchin D, Floerl O. 2006. Small craft and the spread of exotic species. In: Davenport J, Davenport JL, editors. *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment* . Dordrecht: Springer Netherlands; p. 99–118.
- Morris JA., Carman MR. 2012. Fragment reattachment, reproductive status, and health indicators of the invasive colonial tunicate *Didemnum vexillum* with implications for dispersal. *Biol Invas* 14:2133–2140.
- Van Ofwegen L, Haddad MA. 2011. A probably invasive new genus and new species of soft coral (Octocorallia: Alcyonacea: Clavulariidae) from Brazil. *Zootaxa* 46:38–46.
- Piola RF, Dafforn K a, Johnston EL. 2009. The influence of antifouling practices on marine invasions. *Biofouling* 25:633–44.
- Rocha RM, Cangussu LC, Braga MP. 2010. Stationary substrates facilitate bioinvasion in Paranaguá Bay in Southern Brazil. *Braz J Oceanogr* 58:23–28.
- Rocha RM, Vieira LM, Migotto AE, Amaral ACZ, Ventura CRR, Serejo CS, Pitombo FB, Santos KC, Simone LRL, Tavares M, et al. 2013. The need of more rigorous assessments of marine species introductions: a counter example from the Brazilian coast. *Mar pollut bull* 67:241–3.

- Ruiz G, Freestone A, Fofonoff PW, Simkanin C. 2009. Habitat distribution and heterogeneity in marine invasion dynamics: the importance of hard substrate and artificial structure. In: Martin Wahl, editor. *Marine hard bottom Communities*. Springer : Berlin p. 321–332.
- Spinuzzi, S., Scheider, KR., Walters, LJ., Yuan, WS., & Hoffman, EA. 2013. Tracking the distribution of non-native marine invertebrates (*Mytella charruana*, *Perna viridis* and *Megabalanus coccopoma*) along the south-eastern USA. *Mar Biodivers Rec* 6:1-13.
- Tilbrook K. 2012. Bryozoa, Cheilostomata: First records of two invasive species in Australia and the northerly range extension for a third. *Check List* 8:181–183.
- Vieira LM, Migotto AE, Winston JE. 2008. Synopsis and annotated checklist of Recent marine Bryozoa from Brazil. *Zootaxa*. 39:1–39.
- Wasson K, Holle B Von, Toft J, Ruiz G. 2000. Detecting invasions of marine organisms: kamptozoan case histories. *Biol Invas* 2:59–74.
- Wasson K, Zabin CJ, Bedinger L, Cristina Diaz M, Pearse JS. 2001. Biological invasions of estuaries without international shipping: the importance of intraregional transport. *Biol Conserv* 102:143–153.
- Williams R, Griffiths F. 1988. Cargo vessel ballast water as a vector for the transport of non-indigenous marine species. *Estuar, Coast Shelf Sci* 26:409–420.

Capítulo II: Tolerância de espécies incrustantes à dessecação e implicações no transporte secundário.

Resumo

O objetivo deste trabalho foi testar a resistência à dessecação de espécies incrustantes, encontradas em uma baía estuarina no Sul do Brasil, e suas implicações no transporte regional de espécies nos cascos de pequenas embarcações. Placas de recrutamento foram utilizadas para a incrustação de espécies. Estas, após a incrustação, foram submetidas a tratamentos de exposição ao ar, variando de 3 até 132 horas. No total foram encontradas 23 espécies, das quais as cracas introduzidas, *Amphibalanus reticulatus* e *Amphibalanus amphitrite*, tiveram o maior tempo de sobrevivência (120 horas). As demais espécies de cracas sobreviveram até 96 horas. Outros táxons como *Styela canopus*, poliquetas e bivalves sobreviveram entre 24 e 48 horas. A retirada do barco da água pode não ser um método eficiente para reduzir incrustação destas espécies, se o período for inferior a 24 horas. Já para a maioria das espécies, períodos entre 6 e 12 horas devem ser suficientes para matar os animais. As espécies com maior sobrevivência também podem ser transportadas incrustadas em cascos de embarcações quando estas são deslocadas ao longo do litoral via transporte rodoviário.

Palavras-chave: Baía de Guaratuba, macrofauna bentônica, exposição ao ar, bioinvasão, bioincrustação.

Introdução

As comunidades incrustantes de águas rasas são compostas por uma grande variedade de táxons como algas, ascídias, cirripédios, bivalves, poliquetas, cnidários e briozoários. Comumente estes táxons vivem em condições adversas devido ao contínuo ciclo das marés e consequente exposição ao ar. Assim, os organismos presentes no entremarés tem características fisiológicas e comportamentais para evitar a perda de água (Stafford et al., 2012).

Os animais localizados na parte superior da região entremarés, como cirripédios e bivalves, possuem conchas e carapaças que evitam o contato direto do tecido do animal com o ar (Barnes et al., 1963; Foster, 1971). Algumas espécies de bivalves da família Mytilidae podem sobreviver expostos ao ar com 0% de umidade relativa e a 12°C, por mais de 200 horas, como no caso da espécie *Mytilus edulis* Linnaeus, 1758 (Kennedy, 1976)□. O cirripédio *Semibalanus balanoides* Linnaeus, 1767, também pode sobreviver por mais de 200 horas exposto ao ar. Além disso, o primeiro estágio da larva náuplio sobrevive dentro de seus parentais durante o mesmo período de tempo (Foster, 1971)□.

Espécies de cirripédios e bivalves, assim como os outros táxons, são componentes principais das comunidades incrustantes das regiões portuárias do mundo. Estas regiões são conhecidas por serem doadoras e receptoras de espécies introduzidas, devido ao grande tráfego de navios vindos de diferentes localidades (Chapman & Carlton., 1991; Ruiz et al., 2000)□, portanto, são áreas de elevado potencial para sediar processos de invasões biológicas de ambientes marinhos e estuarinos. Além deste fator, estas regiões possuem um intenso tráfego de embarcações de recreio e pesca. Um dos mecanismos de dispersão em escalas regionais das espécies é pela incrustação nos cascos de pequenas embarcações (Clarke Murray et al., 2011; Davidson et al., 2010; Minchin & Floerl, 2006). As pequenas embarcações também podem ser deslocadas por terra, fato que pode facilitar a dispersão de espécies por grandes distâncias de acordo com a tolerância à dessecação (Ricciardi, &

Carlton, 2001). Ao contrário, a prática de retirar embarcações de pesca da água por horas, durante um dia, poderia evitar o crescimento ou matar organismos menos tolerantes nos cascos e, desta maneira, seria um eficiente método contra o transporte regional de espécies indesejadas.

É provável que a ascídia *Styela clava* (Herdman, 1881), introduzida na América do Norte, possa ser transportada por terra, entre regiões próximas, em cascos de pequenas embarcações. Espécimes desta espécie colonizaram em altas densidades placas de recrutamento tratadas com fibra de vidro e alumínio, materiais que são componentes comuns de cascos de barcos de pesca e recreio no Golfo de Saint Lawrence, no Canadá. Neste estudo, espécimes sobreviveram até 48 horas fora da água, com temperaturas que variaram entre 30°C durante o dia, até 9°C durante a noite (Darbyson et al., 2009). A exposição ao ar como método de controle de *S. clava*, em equipamentos de cultivo e embarcações, pode ser eficiente quando os espécimes são submetidos diretamente à luz do sol por mais de 24 horas (Hillock & Costello, 2013).

Espécimes maiores de 20 mm de *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), mexilhão zebra, invasor de águas continentais na América do norte, podem sobreviver de 3 a 5 dias em 20°C e 50% de umidade relativa, o que torna provável sua dispersão através de embarcações provenientes de áreas com alta infestação desta espécie, que são translocadas por terra para outras áreas (Ricciardi et al., 1995). Os mecanismos que podem estar relacionados ao transporte desta espécie fora da água, por pequenas embarcações são: incrustação de adultos nos cascos, motores e ancoras e associação com macrófitas, que ficam presas no trailer de transporte durante o reboque do barco (Johnson & Carlton, 1996)□. Esse transporte associado às macrófitas é o mais provável meio de transporte de indivíduos adultos e jovens de QUAL?? (Johnson et al., 2001). Já para a espécie *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), introduzida na América do Sul, indivíduos com mais de 15 mm sobreviveram por 276 horas de exposição ao ar em condições controladas de umidade relativa (mínimo 63,4% e máximo 78,4 %) e temperatura (mínimo 9,1 °C e máximo 16,5 °C) (Montalto & Drago, 2003).

A dispersão de algumas espécies introduzidas pode ocorrer associada ao deslocamento a bordo das embarcações e em estruturas, como âncoras, cordas e redes de pesca. A macroalga *Codium fragile fragile* é considerada introduzida no Atlântico Noroeste, Austrália e Nova Zelândia. Os fragmentos e talos desta espécie podem sobreviver até 90 dias emersos em condições de alta umidade, como em cordas ou redes protegidos do sol, ou durante períodos de um dia em lugares expostos (Schaffelke & Deane, 2005). As âncoras e cordas são estruturas que podem remover e transportar fragmentos da espécie *Caulerpa taxifolia*, introduzida no Mediterrâneo. Os fragmentos desta espécie sobreviveram em áreas protegidas da luz do sol em torno de um dia. Assim, é provável que o transporte desta espécie aconteça a bordo de uma embarcação, no interior de um estuário, ou até mesmo entre estuários próximos (West et al., 2007).

Informações sobre a sobrevivência de espécies que ocorrem no litoral brasileiro são importantes para predizer o potencial invasor das espécies introduzidas e, até mesmo, das consideradas nativas e criptogênicas. Desta forma, o principal objetivo deste trabalho foi avaliar o tempo limite de sobrevivência à exposição ao ar, de espécies presentes em placas de recrutamento colocadas no Iate Clube de Caiobá, localizado na Baía de Guaratuba, Estado do Paraná, Brasil. As placas foram experimentalmente deixadas expostas ao ar por diferentes períodos de tempo. Com isto, foi possível avaliar nas condições impostas: (1) quais espécies estavam presentes nas placas e seus tempos de sobrevivência, (2) se a maioria das espécies sobreviveu a um tempo de exposição superior ao tempo de uma maré baixa (6 h) - e (3) se espécies introduzidas tiveram alta tolerância à exposição ao ar.

Material e Métodos

Para o recrutamento das espécies incrustantes, foram utilizados pares de placas de polietileno

medindo 12 x 12 cm. As placas do sanduíche são separadas por mangueiras de plásticos, o que propicia um espaço de dois centímetros entre as elas.

O experimento foi feito em dois períodos, para testar o maior número de espécies possível. Os sanduíches ficaram submersos no Iate Clube de Caiobá, na Baía de Guaratuba (25°50'W e 25°55' S - 48°30'W e 48°50' N), para a incrustação dos animais durante duas etapas, de aproximadamente quatro meses, entre março e agosto de 2012 e entre setembro de 2012 e fevereiro de 2013. Foram retirados 8 sanduíches dia 24 de julho de 2012, 13 no dia 02 de agosto e 15 nos dias 16 e 29 de janeiro e 01 de março de 2013. Cada sanduíche foi desfeito totalizando 132 placas. Para os testes, foram selecionadas faces internas ou externas das placas, de acordo com a maior diversidade de animais incrustantes, e fotografadas imediatamente após a retirada da água. Depois de fotografadas, as placas foram mantidas fora da água e levadas ao laboratório. No laboratório as placas foram expostas em ambiente arejado e protegido da incidência direta da luz solar, onde permaneceram fora da água em posição horizontal e com a face de interesse voltada para cima.

As 16 placas retiradas no dia 24 de julho foram submetidas aos tratamentos de 24 e 48 horas (oito placas para cada tratamento), enquanto as placas retiradas em agosto/2012 foram monitoradas com 3, 8, 24, 36, 48, 72, 96, 120 e 132 horas de exposição (tratamentos). Já as placas da segunda etapa, retiradas em janeiro e março/13 foram submetidas a tratamentos de 6, 24, 30, 48, 54, 72 e 96 horas de exposição. Após cada tratamento, as placas eram recolocadas em água do mar durante 15 minutos, para permitir a recuperação dos animais, e examinadas sob lupa. O animal foi considerado vivo quando apresentou movimento durante as observações sob lupa. Só foram considerados mortos os animais que estavam nitidamente mortos, aqueles que apenas não apresentavam reação e não estavam fisicamente debilitados foram excluídos das análises.

Na primeira etapa de experimentos, parte das placas foi reutilizada no decorrer dos tratamentos, tendo sido observadas nos menores tempos e depois, novamente nos tempos finais do experimento (resubmersas). Na segunda etapa, todas as placas foram expostas por períodos

contínuos. Assim, a mesma placa não foi reutilizada em tratamentos diferentes.

As temperaturas dos dias em que os animais foram observados foram medidas com termômetro de máximas e mínimas e dados complementares de temperaturas e umidade relativa também foram retirados do banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (disponível online: www.inmet.gov.br/sim/gera_graficos.php). As temperaturas durante os experimentos variaram entre 10°C e 24°C na primeira etapa do experimento (julho e agosto de 2012) e 16°C e 29°C na segunda etapa (janeiro e março de 2013), enquanto a umidade relativa do ar variou entre 36% e 98% na primeira etapa e 63% e 90% na segunda etapa.

A sobrevivência de cada espécie foi calculada nos diferentes tratamentos. O cálculo foi realizado pela seguinte fórmula: $\text{Sobrevivência} = (nV/nT) \cdot 100$, onde nV = número de indivíduos vivos depois do tratamento e nT = número de indivíduos analisados em um tratamento.

Os gráficos foram feitos no programa STATISTICA 7.1 (StatSoft Inc. 2005).

Resultados

Foram analisadas 23 espécies que ocorreram nas placas deste experimento. Destas, 21 espécies sobreviveram à exposição de 6 horas e 15 espécies sobreviveram mais de 6 horas. Somente duas espécies sobreviveram apenas por 3 horas, *Alcyonidium* sp. e *Victorella* sp. (Tabela 1).

Entre os táxons que sobreviveram mais de 6 horas, *Styela canopus* só ocorreu durante o verão e Serpulidae ni e os cirripédios foram os táxons mais frequentes, durante as duas etapas. Os cirripédios formaram o grupo com o maior número de indivíduos observados, sendo que as duas espécies consideradas introduzidas, *Amphibalanus amphitrite* e *A. reticulatus*, sobreviveram até 120 horas durante a primeira etapa, com 25% e 30% de sobrevivência respectivamente. A espécie nativa *Fistulobalanus citerosum* sobreviveu até 96 horas, com menor sobrevivência durante a segunda etapa (25%), e a espécie criptogênica *A. improvisus* sobreviveu até 96 horas, com 22% de

sobrevivência durante as duas etapas (Figuras 1 e 2).

O poliqueto Sabellidae ni. sobreviveu até 24 horas de exposição ao ar com 6% de sobrevivência (n = 34).

Em colônias de *Bugula neritina* e *B. stolonifera* só foram observados zooides ativos em 8 horas de exposição com 100% de sobrevivência, porém não mostraram atividade em tempos de exposição superiores.

Os bivalves *Anomia ephippium* e *Mytella charruana* ocorreram com menor frequência, porém tiveram sobrevivência superior a 24 horas. *Mytella charruana* teve 50% de sobrevivência em 24 horas (n = 2) e 100% em 48 horas (n = 2). *Anomia ephippium* teve 100% de sobrevivência em 24 horas (n = 3) e 34% em 48 horas (n = 3). Ambas as espécies não foram testadas em períodos maiores de exposição.

Somente dois indivíduos da espécie *Molgula phytophila* foram observados neste estudo, com sobrevivência de 100% em 24 horas de exposição.

O entoprocto *Barentsia* sp. foi observado duas vezes no tempo de oito horas, com 100% de sobrevivência. Após este período, assim como para outros animais de corpo mole, como briozoários e hidrozoários, não foi possível distinção dos táxons devido à dessecação.

Tabela 1. Lista de espécies testadas e tempo limite de sobrevivência. Os valores indicados para cada tempo indicam o número de observações de indivíduos vivos e número amostral (parênteses).

Espécies	3 horas	6 horas	Acima de 6 horas
<i>Victorella</i> sp.	2 (2)	0 (4)	-
<i>Pedicellina</i> sp.	- ^a	2 (2)	-

<i>Obelia bidentata</i> Clark, 1875	3 (3)	4 (5)	-
<i>Clytia gracilis</i> (M. Sars, 1850)	3 (3)	3 (4)	-
Bouganvillidae ni.	4 (4)	2 (2)	-
Botryllinae 2	-	2 (2)	-
<i>Stragulum bicolor</i> (Ofwegen & Haddad, 2001)	5 (5)	4 (10)	0 (5)
Serpulidae ni.	3 (3)	23 (23)	9 (47)
Sabellidae ni.	4 (4)	21 (22)	2 (49)
<i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)	-	27 (30)	17 (44)
<i>Molgula phytophila</i> Monniot, 1970	-	-	2 (2)
Botryllinae 1	-	2 (2)	1 (2)
<i>Alcyonidium</i> sp.	2 (2)	0 (3)	0 (1)
<i>Sinoflustra annae</i> (Osburn, 1953)	3 (3)	0 (4)	2 (16)
<i>Bugula neritina</i> (Linnaeus, 1758)	3 (3)	3 (3)	2 (20)
<i>Bugula stolonifera</i> Ryland, 1960	2 (2)	1 (1)	2 (16)
<i>Barentsia</i> sp.	1 (1)	4 (4)	2 (2)
<i>Mytella charruana</i> (d'Orbigny, 1842)	-	3 (3)	3 (4)
<i>Anomia ephippium</i> Linnaeus, 1758	-	3 (3)	4 (6)
<i>Amphibalanus reticulatus</i> Utinoni, 1967	1 (1)	8 (9)	25 (43)
<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Darwin, 1854)	-	3 (3)	13 (25)
<i>Amphibalanus improvisus</i> (Darwin, 1854)	7 (7)	46 (49)	252 (413)
<i>Fistulobalanus citerosun</i> (Henry, 1973)	1 (1)	22 (22)	279 (441)

^a Os traços indicam a ausência da espécie nas placas utilizadas no tratamento.

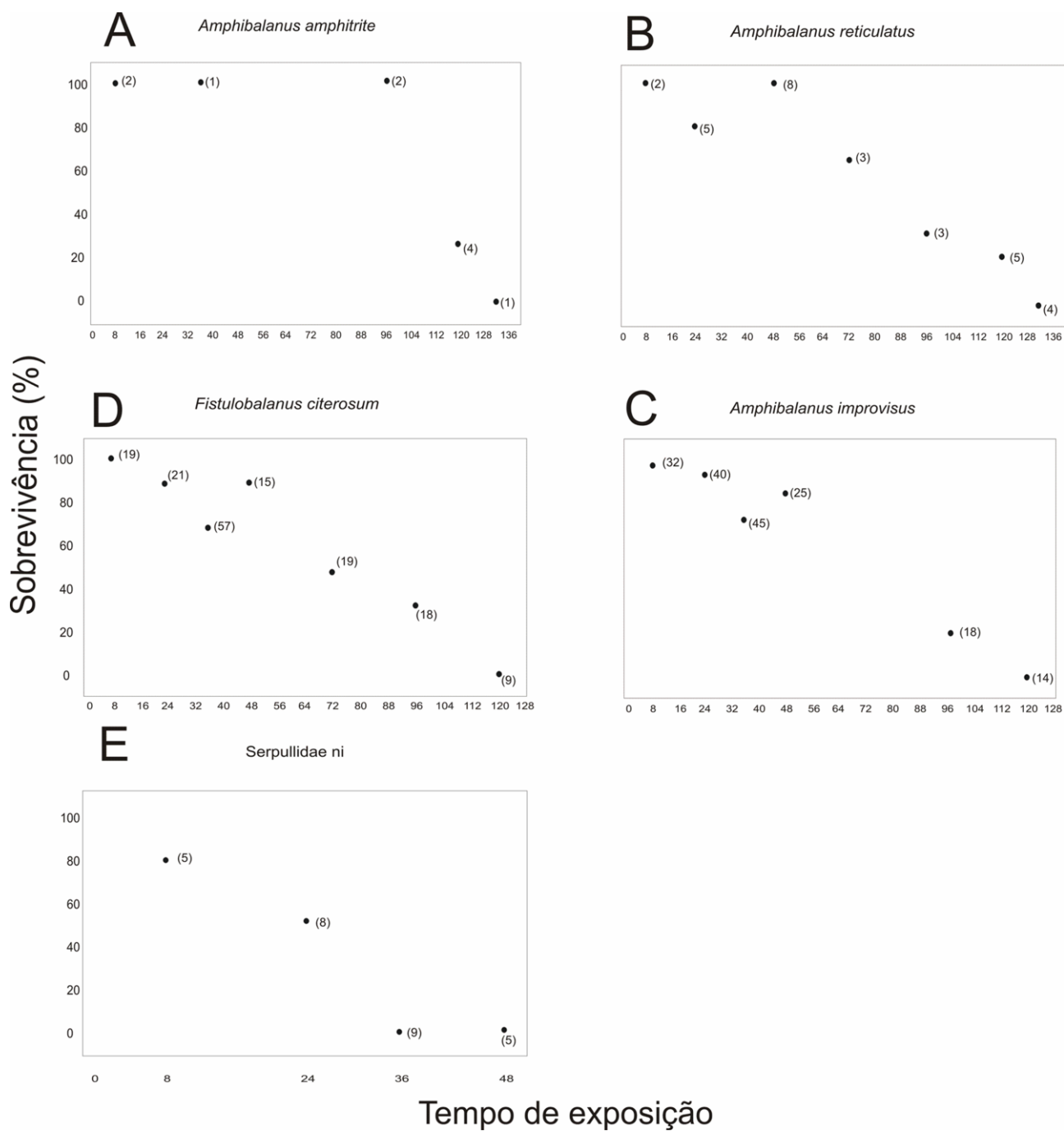


Figura 1: Sobrevivência das espécies mais abundantes e daquelas que mostraram maior tolerância à exposição durante a primeira etapa do experimento, com resubmersão (julho e agosto de 2012). Os valores indicados entre parênteses são o número de indivíduos da espécie em cada tratamento

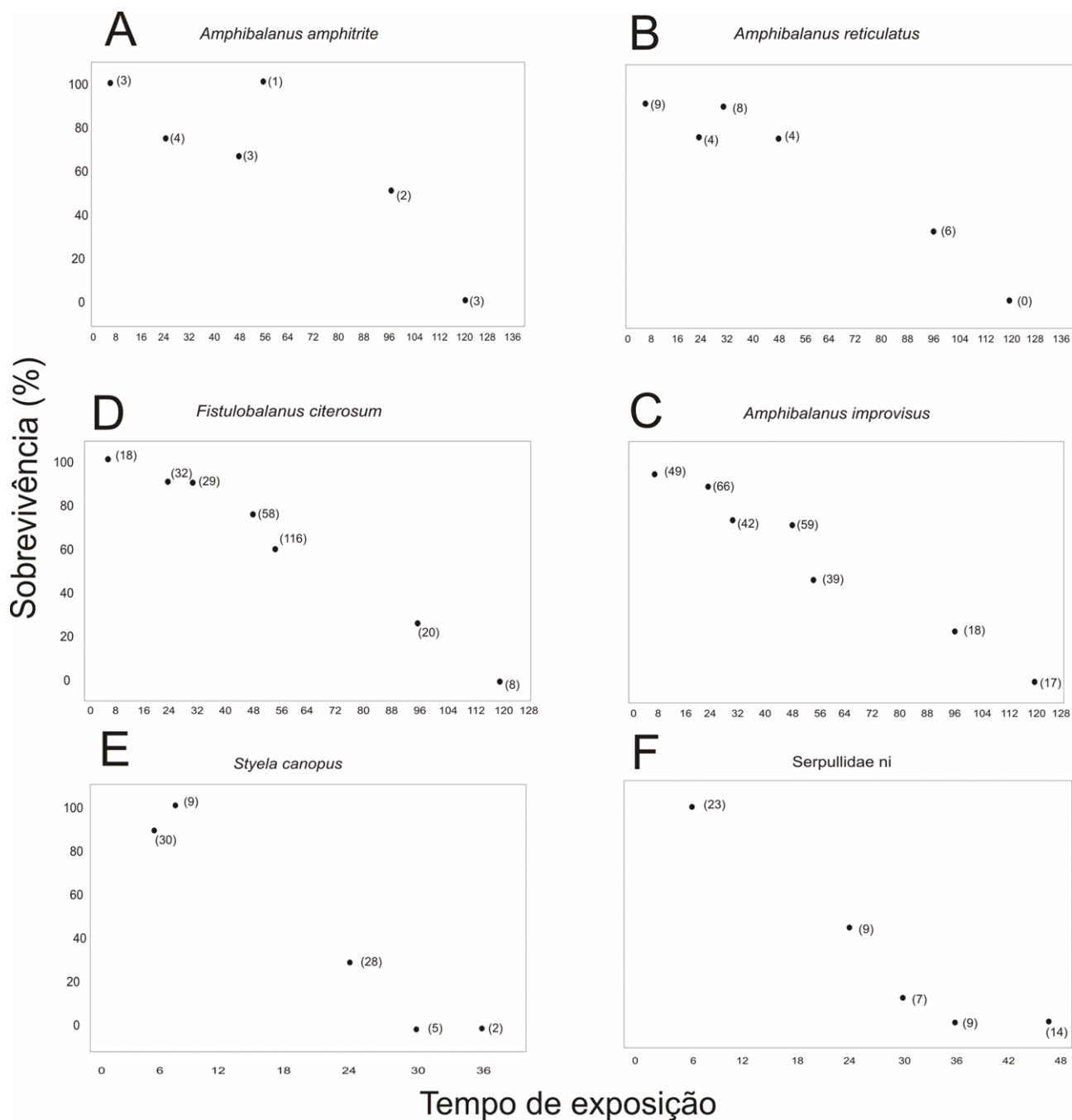


Figura 2: Sobrevivência das espécies mais abundantes e daquelas que mostraram maior tolerância à exposição durante a segunda etapa do experimento, sem re-submersão (janeiro e março de 2013). Os valores indicados entre parênteses são o número de indivíduos da espécie em cada tratamento

Discussão

Independentemente da metodologia utilizada (com ou sem re-submersão), todas as espécies tiveram, no mínimo, sobrevivência de três horas de exposição ao ar. Com exceção de *Alcyonidium* sp. e *Victorella* sp., todas as espécies sobreviveram por seis horas ou mais, ultrapassando o limite da exposição causada pelo ciclo diário de marés.

A maioria dos organismos, cuja identificação chegou em nível de espécie, apresenta registros na região entremarés: *Mytella charruana* (Gillis et al., 2009), todos os cirripédios (Carlton et al., 2011; Klôh et al., 2013), *Bugula neritina* (Winston, 1995; Eldredge & Smith, 2001), *Bugula stolonifera* (Winston, 1995), *Stragulum bicolor* (Van Ofwegen & Haddad, 2011), *Obelia bidentata* e *Clytia gracilis* (Calder & Mayal, 1998). Este fato pode ajudar a explicar os resultados obtidos, por se tratarem de espécies que enfrentam naturalmente períodos de dessecação, mesmo que não sejam períodos prolongados como os deste estudo. Mais de 50% das espécies sobreviveram por mais de seis horas, incluindo espécies de ascídias, cirripédios, bivalves e poliquetas. Estas espécies certamente apresentam adaptações inatas para evitar a perda de água (por exemplo, conchas).

Os cirripédios sobreviveram por mais tempo neste estudo. Sabe-se que eles apresentam adaptações para evitar a perda de água. Além da presença da carapaça, algumas espécies são capazes de realizar trocas gasosas através da cavidade do manto, facilitando a sobrevivência em períodos de exposição ao ar (Anil et al., 2010; Barnes et al., 1963). As espécies *A. amphitrite* e *A. reticulatus* são espécies consideradas introduzidas no Atlântico e para o Brasil (Cangussu et al., 2010; Carlton et al., 2011; Klôh et al., 2013). Estas espécies tiveram a maior sobrevivência neste estudo, com o tempo limite de 120 horas de exposição ao ar na primeira etapa. As espécies nativas *F. citerosum* e *A. improvisus* sobreviveram por menos tempo do que as duas espécies introduzidas, com o tempo limite de 96 horas. A maior sobrevivência de *A. amphitrite* e *A. improvisus*, durante a primeira etapa, pode estar relacionada à re-submersão das mesmas placas, em períodos de

observação subsequentes, e às temperaturas menores do inverno. Newman (1967) mostrou com experimentos de dessecação que *A. amphitrite* introduzida na Baía de São Francisco, Califórnia, sobrevive por mais tempo que *A. improvisus*. O autor interpretou a sobrevivência de *A. amphitrite* como relacionada ao fato que esta espécie naturalmente tem maior tamanho e pode reter mais água na cavidade do manto e por períodos prolongados, enquanto *A. improvisus* apresenta uma taxa de perda de água de 10 até 15 vezes mais rápida.

Styela canopus sobreviveu até 24 horas neste experimento. A espécie do mesmo gênero *S. clava* é capaz de sobreviver até 24 horas quando exposta ao ar em ambiente aberto, com incidência direta da luz do sol, e até 48 horas em condições de sombra, com temperaturas variando entre 15 e 29°C e alta umidade relativa (78 – 100%) (Hillock & Costello, 2013). A maior sobrevivência de *S. clava* na sombra pode estar relacionada ao fato que esta espécie é naturalmente maior que *S. canopus*, uma vez que as placas do presente estudo permaneceram em local abrigado do sol.

As duas espécies de bivalves, *M. charruana* e *A. ephippium*, tiveram sobrevivência de até 48 horas de exposição ao ar. Comparando com dados de mexilhões considerados invasores em outras localidades, a sobrevivência destas espécies foi menor. Os mexilhões introduzidos na América do Sul, *Limnoperma fortunei*, e na América do Norte, *Dreissena polymorpha*, sobrevivem por até 5 dias de exposição ao ar, com temperaturas variando entre 20 e 25°C (Montalto & Drago, 2003; Ricciardi et al., 1995)

Em uma situação de translocação, por terra, de embarcações com incrustação em cascos ou em outras estruturas do barco, como cordas e redes de pesca, 91% das espécies deste estudo seriam facilmente transportadas entre localidades próximas, incluindo além das espécies introduzidas de cirripédios, a provável espécie introduzida no Brasil *Stragulum bicolor* (Bumbeer & Rocha, 2012; van Ofwegen & Haddad, 2011)□. Por exemplo, seriam destinos: a Baía de Paranaguá, ao norte do estado do Paraná (aproximadamente uma hora de viagem), e até mesmo localidades no Estado vizinho, Santa Catarina, como a Baía da Babitonga e Florianópolis (duas e quatro horas de viagem

respectivamente).

Apesar de um recente estudo afirmar que as espécies introduzidas de cirripédios no Brasil, *A. reticulatus* e *A. amphitrite*, são comumente encontradas na região sublitoral (Klôh et al., 2013), o presente estudo provou que são espécies com capacidade de tolerar longos períodos de exposição ao ar. Klôh et al. (2013) propõem que em vetores nos quais as espécies não estão submetidas à exposição do ar podem ser os mais importantes para a dispersão destas espécies, porém, com os resultados presentes, verificamos que é possível que cirripédios incrustados em cascos de embarcações transportadas por terra possam sobreviver até 5 dias de viagem. Apesar de não terem sido registradas em cascos de embarcações, as espécies de bivalves *M. charruana* e *A. ephippium* e as ascídias *S. canopus* e *M. phytophila* podem aguentar até um dia de viagem incrustadas em cascos de embarcações translocadas sobre a terra.

Os indivíduos analisados neste estudo estavam na fase adulta e fases juvenis das espécies podem ter menor resistência à dessecação. Gosselin & Pei-Yuan (1997) afirmam que pode ocorrer até 90% de mortalidade de invertebrados marinhos durante fases juvenis, sendo a dessecação um dos possíveis motivos para este fato.

A retirada das embarcações da água, como método de eliminação de incrustações de indivíduos adultos, pode ser eficiente quando o período fora da água for maior que 8 horas para espécies de hidrozoários, briozoários e entoproctos, 24 horas para as ascídias *S. canopus* e *M. phytophila* e poliquetas tubícolas e mais de 48 horas para os bivalves *M. charruana* e *A. ephippium*. Por outro lado, retiradas diárias da água das pequenas embarcações parecem não ser um método eficiente para eliminar incrustações de cracas, a não ser que sejam acompanhadas de efetiva limpeza do casco.

Os resultados aqui apresentados mostram que espécies de cirripédios e moluscos são as mais resistentes à exposição ao ar. A grande tolerância das duas espécies introduzidas de cracas traz novas perspectivas sobre seu potencial invasor. Sob o mesmo ponto de vista, as espécies nativas, *F.*

citerosum, *M. phytophila*, *M. charruana* e *A. ehippium*, são capazes de tolerar longos períodos de tempo de exposição ao ar, fato que deve ser considerado caso haja introdução destas espécies em novas localidades.

Referências Bibliográficas

- Anil, A. C., Khandeparker, L., Desai, D. V., Baragi, L. V., Gaonkar, C. A. (2010). Larval development, sensory mechanisms and physiological adaptations in acorn barnacles with special reference to *Balanus amphitrite*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 392(1-2), 89–98. doi:10.1016/j.jembe.2010.04.012
- Barnes, H., Finlayson, D., Piatigorsky, J. (1963). The effect of desiccation and anaerobic conditions on the behavior, survival and general metabolism of three common cirripedes. *The Journal of Animal Ecology*, 32(2), 233–252.
- Bumbeer, J. D. A., Rocha, R. M. (2012). Detection of introduced sessile species on the near shore continental shelf in southern Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 29(2), 126–134. doi:10.1590/S1984-46702012000200005
- Calder, D., Mayal, E. (1998). Dry season distribution of hydroids in a small tropical estuary, Pernambuco, Brazil. *Zoologische Verhandelingen* 323, 69 – 78.
- Cangussu, L., Altvater, L., Haddad, M. A., Cabral, A. C., Heyse, H. L., & Rocha, R. M. (2010). Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. *Brazilian Journal of Oceanology*, 58(3), 219–231.
- Carlton, J. T., Newman, W. A., Pitombo, F. B. (2011). *In the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts*. (B. S. Galil, P. F. Clark, & J. T. Carlton, Eds.) Dordrecht: Springer Netherlands. Doi:10.1007/978-94-007-0591-3

- Chapman, J. W., & Carlton, J. T. (1991). A test of criteria for introduced species: the global invasion by the isopod *Synidotea leavidrosalis* (Miers, 1881). *Journal of Crustacean Biology*, *11*(3), 386–400.
- Clarke Murray, C., Pakhomov, E. A., Therriault, T. W. (2011). Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Diversity and Distributions*, *17*(6), 1161–1172. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00798.x
- Darbyson, E. A., Hanson, J. M., Locke, A., & Willison, J. H. M. (2009). Settlement and potential for transport of clubbed tunicate (*Styela clava*) on boat hulls. *Aquatic Invasions*, *4*(1), 95–103. doi:10.3391/ai.
- Davidson, I., Zabin, C., Chang, A., Brown, C., Sytsma, M., Ruiz, G. (2010). Recreational boats as potential vectors of marine organisms at an invasion hotspot. *Aquatic Biology*, *11*(2), 179–191. doi:10.3354/ab00302
- Eldredge, L., Smith, C. (2001). A guidebook of introduced marine species in Hawaii. Bernice P. Bishop Museum Technical Report 21.
- Foster, B. A. (1971). Desiccation as a factor in the intertidal zonation of barnacles. *Marine Biology*, *8*, 12 – 29.
- Gosselin, L. A., Pei-Yuan, Q. (1997). Juvenile mortality in benthic marine invertebrates. *Marine Ecology Progress Series 146*, 265-282. doi:10.3354/meps146265
- Hillock, K.A., & Costello, M. J. (2013). Tolerance of the invasive tunicate *Styela clava* to air exposure. *Biofouling* *29*, 1–7. doi:10.1080/08927014.2013.832221
- Johnson, L. E., & Carlton, J. T. (1996). Post-establishment spread in large-scale invasions: dispersal mechanisms of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Ecology*, *77*(6), 1686–1690.
- Johnson, L., Ricciardi, A., & Carlton, J. (2001). Overland dispersal of aquatic invasive species: a

- risk assessment of transient recreational boating. *Ecological Applications*, 11(6), 1789–1799.
- Kennedy, V. S. (1976). Desiccation, higher temperatures and upper intertidal limits of three species of sea mussels (Mollusca: Bivalvia) in New Zealand. *Marine Biology*, 35(2), 127–137. doi:10.1007/BF00390934
- Klôh, A. D. S., Farrapeira, C. M. R., Rigo, A. P. R., & Rocha, R. M. (2013). Intertidal native and introduced barnacles in Brazil: distribution and abundance. *Marine Biodiversity Records*, 6, e102. doi:10.1017/S1755267213000766
- Minchin, D., & Floerl, O. (2006). Small craft and the spread of exotic species. In J. Davenport & J. L. Davenport (Eds.), *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment* (pp. 99–118). Dordrecht: Springer Netherlands. Doi:10.1007/1-4020-4504-2_6
- Montalto, L., & Drago, I. de. (2003). Tolerance to desiccation of an invasive mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857)(Bivalvia, Mytilidae), under experimental conditions. *Hydrobiologia*, 161–167.
- Newman, W.A., 1967. On physiology and behavior of estuarine barnacles. Proceedings Marine Biology Society India, Symposium on Crustacea, 1038–1066.
- Ricciardi, A., Robert Serrouya, & Whoriskey, F. G. (1995). Aerial exposure tolerance of zebra and quagga mussels (Bivalvia: Dreissenidae): implications for overland dispersal. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52, 470–477.
- Ruiz, G., Fofonoff, P., & Carlton, J. (2000). Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31(2000), 481–531.
- Schaffelke, B., & Deane, D. (2005). Desiccation tolerance of the introduced marine green alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* – clues for likely transport vectors? *Biological Invasions*, 7(4), 577–587. doi:10.1007/s10530-004-5850-6

- Stafford, R., Davies, M. S., & Williams, G. A. (2012). Misinterpreting the potential benefits of aggregation for reducing desiccation in the intertidal: a simple analogy. *Marine Ecology*, 33(4), 512–515. doi:10.1111/j.1439-0485.2012.00513.x
- Van Ofwegen, L., & Haddad, M. A. (2011). A probably invasive new genus and new species of soft coral (Octocorallia: Alcyonacea: Clavulariidae) from Brazil. *Zootaxa*, 46, 38–46.
- West, E. J., Barnes, P. B., Wright, J. T., & Davis, A. R. (2007). Anchors aweigh: Fragment generation of invasive *Caulerpa taxifolia* by boat anchors and its resistance to desiccation. *Aquatic Botany*, 87(3), 196–202. doi:10.1016/j.aquabot.2007.06.005
- Winston, J. (1995). Ectoproct diversity of the Indian River coastal lagoon. *Bulletin of Marine Science* 57(1): 84-93.

Conclusões Gerais

O presente estudo mostrou que grande parte das espécies do *fouling* ocorrentes na Baía de Guaratuba têm capacidade de serem transportadas dentro de escalas regionais e algumas destas apresentam a capacidade de sobreviver fora da água por períodos de tempo que ultrapassam 24 horas. Assim, os resultados aqui apresentados acrescentam importantes informações sobre o potencial de dispersão de espécies encontradas no estado do Paraná, através de pequenas embarcações. Algumas espécies introduzidas tiveram capacidade de serem transportadas e de sobrevivência fora da água por períodos maiores ou iguais à 24 horas, como os cirripédios *Amphibalanus amphitrite* e *Amphibalanus reticulatus*.

Outras espécies como a ascídia *Styela canopus*, considerada criptogênica, e *Fistulobalanus citerosum*, nativa, também apresentaram capacidade de transporte e resistência à dessecação. Este fato deve ser levado em consideração em regiões onde estas espécies podem ocasionalmente serem introduzidas.

Como conclusão final, deve-se destacar a importância de trabalhos com novas perspectivas e metodologias a respeito de introduções biológicas marinhas no Brasil, que tragam informações inéditas e contribuam para o melhor entendimento do comportamento das espécies e, assim, facilitar estratégias de prevenção e manejo das espécies introduzidas.