

BIOINVASÃO MARINHA: OS BIVALVES EXÓTICOS DE SUBSTRATO CONSOLIDADO E SUAS INTERAÇÕES COM A COMUNIDADE RECEPTORA

Rafael Marques Teixeira^{1*}, Juliana da Silva Pires Barbosa¹, Maria Soledad López², Maria Augusta Gonçalves Ferreira-Silva³, Ricardo Coutinho² & Roberto Campos Villaça¹

1 Universidade Federal Fluminense (UFF), Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Marinha, Laboratório de Ecologia Bêntica, Outeiro São João Batista, s/nº, Caixa Postal 100.644, Niterói, RJ, Brasil. CEP: 24001-970.

2 Marinha do Brasil, Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira (IEAPM), Departamento de Oceanografia, Divisão de Bioincrustação, Rua Kioto, 253, Arraial do Cabo, RJ, Brasil. CEP: 28930-000.

3 Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Marinha, Laboratório de Benthos, Ilha do Fundão, Avenida Professor Rodolfo P. Rocco, 211, Prédio CCS, Bloco A, Sala 089, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21949-900.

E-mails: rafaelmate@yahoo.com.br, juliana_pbarbosa@yahoo.com.br, mssolelopez@yahoo.com.ar, mariaugusta@gmail.com, rcoutinhosa@yahoo.com, rvillaca@vm.uff.br

RESUMO

O estudo de espécies invasoras tem aumentado nos últimos anos, pois o ônus gerado por estas pode acarretar prejuízos econômicos, ecológicos e sociais. Os bivalves marinhos de costões rochosos, introduzidos em diversas partes do mundo, podem influenciar nas relações ecológicas entre as espécies nativas e modificar a estruturação e desenvolvimento das comunidades receptoras. Por isso, o objetivo desta revisão é sumarizar as informações disponíveis na literatura sobre a introdução de bivalves marinhos de substrato consolidado e suas influências nas relações ecológicas entre os organismos da comunidade residente. Dentre elas, analisaremos a competição por substrato, recurso limitante em costões rochosos, que pode ocasionar uma segregação espacial entre espécie nativa e exótica. No entanto, algumas espécies invasoras podem funcionar como engenheiras ecossistêmicas proporcionando espaço secundário e microhabitats, além de aumentar a diversidade local. Além disso, uma vez estabelecidas em seu novo ambiente, os bivalves exóticos podem ser incorporados à cadeia alimentar local como presas, ocasionando modificações na dieta e nos padrões de preferência alimentar dos predadores nativos. A maioria dos estudos tratou sobre registros da introdução, distribuição e aspectos da estrutura e dinâmica das populações dos bivalves introduzidos na nova área. As interações estabelecidas entre os bivalves invasores de costões rochosos com a comunidade nativa estão pouco estudadas, mas pode ser observado um crescente interesse no assunto nos últimos cinco anos. O bivalve melhor estudado é o invasor *Mytilus galloprovincialis*. Nos costões do Brasil foram identificadas cinco espécies de bivalves exóticos (*Perna perna*, *Isognomon bicolor*, *Mytilopsis leucophaeta*, *Crassostrea gigas* e *Myoforceps aristatus*). Apesar de existirem trabalhos (teses, dissertações e monografias) sobre a ecologia dessas espécies no Brasil poucos desses estudos estão disponíveis como publicações científicas. Durante a presente revisão foi observado que os efeitos dos bivalves introduzidos parecem variar de acordo com o local invadido e, portanto, o estudo desses bivalves merece especial atenção por parte da comunidade científica brasileira. Os estudos sobre essas espécies são de suma importância para avaliar os possíveis impactos causados por estas e para identificar os recursos naturais mais sensíveis e potencialmente ameaçados, para que possam ser desenvolvidos planos de controle e, quando possível, erradicação das espécies exóticas.

Palavras-chave: Bioinvasão; bivalvia; competição; predação; heterogeneidade espacial.

ABSTRACT

MARINE BIOINVASIONS: HARD BOTTOM EXOTIC BIVALVES AND THEIR INTERACTIONS WITH THE RECEIVING COMMUNITY. Research on invasive species has increased over the past few

years, since onus generated by these species can result in economic, ecological and social damage. Rocky shore marine bivalves, introduced in many parts of the world, can influence ecological relationships among native species and modify the structure and development of receiving communities. Therefore, the goal of this study is to summarize the available information in the literature related to rocky shore marine bivalve introductions and their influence on the ecological relations among the receiving community organisms. Among these, the competition by substratum will be analyzed since it is a limiting resource on rocky shores that could create a spatial segregation between native and exotic species. However, some invasive species can function as ecosystem engineers providing secondary space and microhabitats, besides increasing local diversity. In addition, once established in their new environment, exotic bivalves can be incorporated to the local food chain as prey, causing modifications in the diet and patterns of food preference of native predators. The majority of the research studies have examined the records of introduction, distribution, structure and population dynamic of the invasive bivalve species. The interactions established among rocky shore invasive bivalves and the receiving community is poorly studied; however, in the past five years there has been an increasing interest in this subject. *Mytilus galloprovincialis* is the best studied invasive bivalve. In Brazilian rocky shores five exotic bivalve species have been identified (*Perna perna*, *Isognomon bicolor*, *Mytilopsis leucophaeta*, *Crassostrea gigas* e *Myoforceps aristatus*). Despite the existence of studies (theses, dissertations and monographs) related to these species ecology in Brazil, few are available as scientific papers. During this review it was observed that the effects of invasive bivalves seem to vary according to the invaded site. Therefore, these studies deserve special attention from the Brazilian scientific community. The research on these invasive species are extremely important to evaluate the possible impacts caused by them and to identify the most sensible and potentially threatened natural resources, in order to develop control plans and, when possible, eradicate the exotic species.

Keywords: Bioinvasion; bivalvia; competition; predation; spatial heterogeneity.

RESUMEN

BIOINVASIÓN MARINA: BIVALVOS EXÓTICOS DE SUSTRATO CONSOLIDADO Y SUS INTERACCIONES CON LA COMUNIDAD RECEPTORA. El estudio de especies invasoras ha aumentado en los últimos años, pues los daños generados por éstas incluyen perjuicios económicos, ecológicos y sociales. Los bivalvos marinos de litorales rocosos, introducidos en diversas partes del mundo, pueden influenciar en las relaciones ecológicas entre las especies nativas y modificar la estructuración y el desarrollo de las comunidades receptoras. Por esto, el objetivo de esta revisión es recopilar la información disponible en la literatura sobre la introducción de bivalvos marinos de sustrato consolidado y sus influencias en las relaciones ecológicas entre los organismos de la comunidad residente. Entre éstas, analizaremos la competencia por sustrato, recurso limitante en litorales rocosos, que puede ocasionar una segregación espacial entre la especie nativa y la exótica. Sin embargo, algunas especies invasoras pueden funcionar como ingenieras del ecosistema, proporcionando espacio secundario y microhábitats, además de aumentar la diversidad local. Además de esto, una vez establecidos en su nuevo ambiente, los bivalvos exóticos pueden ser incorporados a la cadena alimenticia local como presas, ocasionando modificaciones en la dieta y los patrones de preferencia alimentaria de los predadores nativos. La mayoría de los estudios trató sobre registros de la introducción, distribución y aspectos de la estructura y dinámica de las poblaciones de bivalvos introducidos en la nueva área. Las interacciones establecidas entre los bivalvos invasores de litorales rocosos con la comunidad nativa son poco estudiadas, pero se pudo observar un interés creciente en el asunto en los últimos cinco años. El bivalvo mejor estudiado es el invasor *Mytilus galloprovincialis*. En los litorales rocosos brasileños se identificaron cinco especies de bivalvos exóticos (*Perna perna*, *Isognomon bicolor*, *Mytilopsis leucophaeta*, *Crassostrea gigas* y *Myoforceps aristatus*). A pesar de la existencia de trabajos (tesis, disertaciones y monografías) sobre la ecología de estas especies en Brasil, pocos de estos trabajos están disponibles como publicaciones científicas. Durante la presente revisión se observó que los efectos de los bivalvos introducidos parecen variar de acuerdo con el lugar invadido y por lo tanto, el estudio de estos bivalvos merece atención especial por parte de la comunidad científica brasileña. Los estudios

sobre estas especies son de suma importancia para evaluar los posibles impactos causados por éstas y para identificar los recursos naturales más sensibles y potencialmente amenazados, para que se puedan desarrollar planes de control y cuando sea posible, erradicación de las especies exóticas.

Palabras clave: Bioinvasión; bivalvos; competencia; predación; heterogeneidad espacial.

INTRODUÇÃO

A introdução de espécies exóticas em distintos continentes não é algo novo. Embarcações com cascos de madeira, largamente utilizadas durante a expansão européia, cruzaram os mares por séculos e, como consequência, iniciaram um período de intensa mistura da fauna e da flora entre os continentes (Souza *et al.* 2003). Espécies exóticas, segundo *The World Conservation Union-IUCN* (2000a), são aquelas que estão fora de sua área de distribuição natural e que possuem potencial de distribuição nessa nova área (onde não poderiam se encontrar sem a introdução antrópica direta ou indireta), incluindo também, qualquer parte do corpo do indivíduo como gametas ou propágulos, desde que possam sobreviver e posteriormente, se reproduzir. Essas espécies introduzidas podem se tornar invasoras ou não no novo ambiente. Isso porque espécies exóticas invasoras são aquelas que ameaçam a diversidade biológica nativa (IUCN 2000a). Esse antigo processo de mistura tornou obscura a compreensão sobre os padrões naturais de distribuição de muitas espécies largamente disseminadas em todo o mundo, as quais chamamos de criptogênicas, mascarando assim possíveis introduções (Souza *et al.* 2003, Robinson *et al.* 2005).

Para que uma espécie seja introduzida numa nova área, e obtenha sucesso, precisa passar por três fases que compreendem essencialmente, (1) o transporte – do seu local de origem para outro local por alguma via de dispersão, (2) a introdução – liberação e sobrevivência no ambiente novo e (3) o estabelecimento – sobrevivência e reprodução, no novo local, para constituir uma população viável (Carlton 1996b).

A introdução de espécies num novo local pode se dar de maneira intencional ou não-intencional e é resultante de atividades antrópicas que transpõem barreiras naturais as quais, normalmente, impediriam a entrada dessas novas espécies em ambientes antes não acessíveis por vias naturais (Hewitt & Campbell 2007). Nos ambientes aquáticos, dentre os vetores

de introdução não intencional podem ser citados a água de lastro, incrustações em navios comerciais e recreacionais e em plataforma de petróleo com seus organismos errantes associados. Já dentre os vetores de introduções intencionais podem ser destacados a venda de organismos para aquicultura, a pesca e a aquariorfilia que, por sua vez, podem favorecer a introdução não-intencional de uma diversa flora e fauna associada a essas espécies (Carlton 1992, Ruiz *et al.* 1997, Weigle *et al.* 2005, Hewitt & Campbell 2007). Invasões em larga escala também foram provocadas pela construção de canais que comunicaram ecossistemas originalmente separados, como no caso dos Canais de Suez e do Panamá.

Diversas características abióticas como o grau de perturbação do ecossistema receptor ou mesmo bióticas como a ausência de predadores, parasitas e competidores naturais na comunidade receptora estão relacionadas com o sucesso de uma invasão biológica (Reusch 1998, Perrings 2002, Rius & McQuaid 2006, Glasby *et al.* 2007, Ruesink 2007, Shinen *et al.* 2009). No entanto, algumas características típicas do organismo invasor, tais como variabilidade genética, o tamanho do corpo, a tolerância fisiológica, a capacidade de adaptação às variações ambientais e uma reprodução acelerada, podem ser igualmente importantes para promover uma invasão (Roy *et al.* 2002, Grosholz & Ruiz 2003, Burns & Winn 2006, Diederich 2006, Verween *et al.* 2007). Dessa forma algumas espécies exóticas podem atingir densidades alarmantes, substituindo as espécies nativas e alterando os padrões da diversidade local, assumindo assim um caráter invasor (Carlton 1985).

O estudo de espécies invasoras tem aumentado nos últimos anos, devido ao ônus gerado pelas invasões biológicas que pode acarretar prejuízos econômicos, ecológicos e sociais (Carlton 1992, Pimentel *et al.* 2000, Perrings 2002, Xu *et al.* 2006), principalmente, relacionados aos danos causados pelas incrustações biológicas e aos impactos sobre os recursos pesqueiros (Hewitt & Campbell 2007). O fato de terem sido consideradas como um dos principais fatores responsáveis por alterações ecológicas em escala

global também influenciou o aumento no número de pesquisas (Chapin *et al.* 1998). As espécies invasoras são consideradas hoje como uma das maiores causas de perda de biodiversidade em diversos ecossistemas em todo o mundo (Carlton 1996a, Ruiz *et al.* 1999, Mack *et al.* 2000), podendo causar, também, mudanças na sua estrutura e função (Hollebone & Hay 2008).

Dentre as espécies introduzidas no planeta um dos filos que possui um grande número é o Mollusca (Carlton 1992, Carlton & Geller 1993, Carlton 1999). Seis espécies deste filo (*Achatina fulica*, *Euglandina rosea*, *Pomacea canaliculata*, *Dreissena polymorpha*, *Mytilus galloprovincialis* e *Corbula amurensis*) constam como uma das cem piores espécies invasoras da lista da *The World Conservation Union* (IUCN 2000b) devido ao seu grande potencial invasor, sendo metade desses moluscos bivalves. A listagem de espécies exóticas no Brasil do Instituto Horus (2009) para o Filo Mollusca inclui seis bivalves: *Corbicula largillierii*, *Isognomon bicolor*, *Limnoperna fortunei*, *Myoforceps aristatus*, *Mytilopsis leucophaeta* e *Perna perna*, sendo os cinco últimos organismos característicos de substratos consolidados.

As espécies de bivalves marinhos estão introduzidas em diversas partes do mundo com grande dispersão pelos oceanos, causando os mais diversos tipos de impactos nas comunidades receptoras, tanto de substrato consolidado quanto de não consolidado (Reusch 1998, Steffani & Branch 2005). O costão rochoso é um dos ecossistemas mais atingidos pela introdução de bivalves exóticos, onde estes podem influenciar as relações ecológicas entre as espécies nativas e modificar a estruturação e desenvolvimento das comunidades receptoras (Steffani & Branch 2005).

Estudos sugerem que o principal mecanismo condutor no processo de estruturação nos bancos de bivalves em costões rochosos é a competição por espaço (Navarrete & Castilla 1990, Wootton 2002), principalmente pelo fato de serem locais com grande diversidade de espécies e por possuírem superfície bidimensional podendo ser ocupado apenas em altura e largura (Nybakken 1993, Levinton 1995). Além das interações competitivas, o efeito da herbivoria, a predação e patógenos também têm grande importância na estruturação e dinâmica das comunidades dominadas por bivalves (Reusch 1998, Rilov *et al.* 2002, Wootton 2002, Patrício *et al.* 2006, Shinen *et al.*

2009) e ainda naquelas que sofreram distúrbios com a introdução de espécies exóticas (Steffani & Branch 2005). Por isso, Patrício e colaboradores (2006) sugerem que interações na rede alimentar podem ter grande importância na determinação da dinâmica e trajetória das comunidades receptoras. Além disso, espécies estabelecidas podem atuar como facilitadoras no processo de fixação de bivalves marinhos de substrato consolidado, já que esses, geralmente, não são colonizadores iniciais em costões rochosos, e muitas vezes necessitando de um facilitador como agregados de mexilhões, algas filamentosas ou carapaças de cirripédios, que modifiquem o ambiente minimamente para a sua posterior fixação (Connell & Slatyer 1977, Navarrete & Castilla 1990, Patrício *et al.* 2006).

O objetivo desta revisão é sumarizar as informações disponíveis na literatura sobre a invasão de bivalves marinhos de substrato consolidado e suas influências nas relações ecológicas entre os organismos da comunidade receptora.

BIVALVES MARINHOS EXÓTICOS DE SUBSTRATO CONSOLIDADO

O levantamento bibliográfico realizado apontou nove espécies de bivalves marinhos de substrato consolidado que são atualmente reconhecidas como espécies exóticas e/ou invasoras. O crescente interesse e a preocupação mundial com a introdução de espécies e seus potenciais impactos ficou refletido nos numerosos estudos realizados durante a presente década (a partir do ano 2000) sobre bivalves marinhos introduzidos que habitam substratos consolidados como demonstrado na Tabela 1. Esta tabela foi construída através de busca realizada na base de dados de Web of Science utilizando as palavras *mussel*, *bivalve*, *non-indigenous*, *invas*, *invader* e *exotic*, sendo posteriormente selecionados apenas os artigos sobre espécies marinhas de substrato consolidado. A base de dados Scielo também foi utilizada para procurar artigos específicos sobre as espécies exóticas do Brasil. As informações marcadas com ψ foram obtidas a partir do *Global Invasive Species Database* (IUCN) disponível em: <http://www.issg.org/database/welcome/> e da Base de Dados sobre Espécies Exóticas Invasoras em I3N-Brasil disponível em: <http://www.institutohorus.org.br>. A maioria desses

estudos trata da distribuição, abundância, estrutura etária e expansão da distribuição desses bivalves nos locais de introdução. O efeito de fatores abióticos como temperatura, salinidade, grau de exposição às ondas na distribuição e sobrevivência dos bivalves exóticos também foram objeto de vários dos estudos citados. Entretanto, estudos mais recentes focam nas diversas interações que podem ser estabelecidas entre a espécie introduzida e as espécies da comunidade residente, principalmente as nativas. Nesses estudos, a competição é uma das relações ecológicas mais estudadas, principalmente em relação ao substrato que é um recurso limitante neste tipo de ambiente para as espécies sésseis. Apenas seis dos 40 artigos pesquisaram o efeito de novos inimigos (parasitas e predadores) encontrados pelos bivalves exóticos nos locais da introdução.

Aproximadamente metade dos trabalhos se concentrou no estudo do mexilhão *Mytilus galloprovincialis*, principalmente na costa da África do Sul, sendo o bivalve invasor de substrato consolidado mais estudado. Na costa do Brasil, cinco bivalves exóticos foram registrados, o mexilhão *Perna perna* (considerado como introdução histórica), os bivalves bissados *Isognomon bicolor* e *Mytilopsis leucophaeta*, o bivalve perfurante *Myoforceps aristatus* e a ostra *Crassostrea gigas*. Na Tabela 1, fica evidente que existem poucas publicações disponíveis nas bases de dados consultadas durante a presente revisão sobre os bivalves exóticos na costa brasileira. Por esse motivo, ao longo do presente trabalho serão mencionados alguns resultados relevantes de estudos realizados sobre a espécie *Isognomon bicolor*, mas que se encontram no formato de monografias, dissertações e teses.

INTERAÇÃO DOS BIVALVES EXÓTICOS COM A COMUNIDADE RECEPTORA DE SUBSTRATO CONSOLIDADO

Os estudos recentes de organismos exóticos vêm alterando o foco das propriedades da espécie alienígena isolada para considerações da comunidade receptora como um todo (Carlton 1996b, Ruiz *et al.* 1997). Ao considerar a comunidade receptora nos estudos de bioinvasão, pode-se compreender de forma mais apurada o mecanismo de invasão, as vantagens competitivas que o invasor possui sobre a comunidade

nativa e buscar prever as possíveis consequências para as populações locais (Carlton 1996b).

COMPETIÇÃO COM ESPÉCIES NATIVAS

Como definido por Begon *et al.* (2006), competição interespecífica é a interação negativa entre duas espécies que ocorre devido à disputa por um recurso comum, que gera reduções na fecundidade, crescimento ou sobrevivência das espécies envolvidas. Logo, a competição afeta a dinâmica populacional das espécies competidoras, influenciando tanto sua distribuição quanto evolução. As invasões biológicas estão diretamente relacionadas com a habilidade superior de uma determinada espécie exótica disputar recursos com os organismos nativos, influenciando assim o sucesso de uma invasão. Um dos recursos limitantes em costões rochosos é a disponibilidade de substrato (Paine 1974, Souza 1984). Muitas espécies de bivalves marinhos de substrato consolidado são capazes de formar extensos e densos bancos, portanto, o espaço pode se tornar escasso, aumentando as competições intra e interespecíficas (Suchanek 1986, Navarrete & Castilla 1990). Em costões rochosos, para que uma invasão seja bem sucedida, o invasor deve possuir estratégias eficientes para a ocupação do ambiente, no período pré e/ou pós-assentamento das larvas.

Um dos moluscos exóticos mais bem estudados, especialmente na África do Sul e Estados Unidos, é o bivalve originário do Mediterrâneo, *M. galloprovincialis*, que se distribui amplamente nas regiões temperadas do globo (Bownes & McQuaid 2009). O sucesso da invasão desta espécie em diversas áreas do mundo é atribuído a uma combinação de características próprias deste organismo como altas taxas de crescimento e tolerância à exposição ao ar (van Erkom Schurink & Griffiths 1993), rápida dispersão (Branch & Steffani 2004) e alta capacidade competitiva, influenciando tanto o crescimento quanto a sobrevivência dos organismos nativos (Shinen & Morgan 2009).

Na África do Sul, *M. galloprovincialis* compete por espaço no costão rochoso com *Perna perna*, bivalve nativo (Bownes & McQuaid 2009). *P. perna* é um importante recurso alimentar para a população local, entretanto, sua exploração ocorre sem a presença de um plano de manejo eficiente (Lasiak & Dye 1989),

que aliado à presença de uma espécie exótica pode gerar graves consequências para suas populações. Na região, foram estudados os efeitos dos assentamentos primário e secundário, além da mortalidade e do recrutamento desses animais, fatores que atuaram na segregação de habitat que ocorre entre essas espécies, com *M. galloprovincialis* dominando os níveis superiores do médiolitoral e *P. perna* os inferiores (Bownes & McQuaid 2009). Assim, foi possível observar que a competição entre *P. perna* e *M. galloprovincialis*, na África do Sul parece ser regulada principalmente pela mortalidade das larvas nativas no limite superior do médiolitoral e pelas altas taxas de sobrevivência do invasor (Bownes & McQuaid 2009). Além disso, adultos de *M. galloprovincialis* são mais tolerantes ao estresse provocado pela dessecação do que *P. perna* (Hockey & van Erkom Schurink 1992, Rius & McQuaid 2006). Tal fato, aliado ao lento crescimento dos juvenis, minimizando a competição intra-específica por espaço, pode estar compensando as baixas taxas de assentamento, permitindo a formação de densos agregados do invasor no limite superior do médiolitoral (Bownes & McQuaid 2009).

Outra possível explicação para a segregação espacial destas espécies é o efeito dos assentamentos primário e secundário, da mortalidade e do recrutamento (Bownes & McQuaid 2009). Desta forma, o estudo comparativo entre dois locais próximos relatou que tanto o assentamento primário quanto o secundário eram menores nos níveis superiores do médiolitoral para a espécie nativa, apesar de haver diferenças significativas entre as localidades quanto às taxas de assentamento de ambas as espécies, indicando a presença de um fator comum influenciando as dinâmicas de pré e pós-assentamento das larvas (Bownes & McQuaid 2009). Assim, a dispersão destas larvas parece estar ocorrendo pelo efeito das condições físicas locais, como ventos e correntes (McQuaid & Lindsay 2005) e não parece haver influência competitiva direta da espécie invasora na dinâmica de pré-assentamento das larvas do bivalve nativo. O mesmo pode estar ocorrendo para as pós-larvas, podendo haver influência da hidrodinâmica e dos distúrbios locais como observado para pós-larvas de outros organismos (Olivier *et al.* 1996).

No limite inferior do médiolitoral, *P. perna* é mais abundante do que a espécie invasora, possivelmente devido a diferenças no recrutamento dos organismos,

já que as duas espécies possuem taxas de mortalidade e assentamento similares. O molusco nativo apresenta altas taxas de recrutamento no verão e na primavera, enquanto *M. galloprovincialis* recruta constantemente durante todo o ano, fato que pode estar contribuindo para *P. perna* continuar como espécie dominante no inferior do médiolitoral ao excluir competitivamente *M. galloprovincialis* (Bownes & McQuaid 2009). Além disso, Rius & McQuaid (2006) observaram que *P. perna* pode atuar aumentando a sobrevivência de *M. galloprovincialis* no inferior do médiolitoral, ao protegê-lo da ação das ondas, mas posteriormente excluí-lo por competição. Entretanto, na região, os distúrbios causados pelas tempestades de inverno são capazes de gerar espaço livre no médio médiolitoral e *M. galloprovincialis* foi capaz de explorar melhor esta área devido ao seu recrutamento contínuo, possuindo assim, maiores taxas de recrutamento no inverno do que *P. perna* (Bownes & McQuaid 2009). Tal fato gera preocupação de que o invasor possa se tornar mais abundante neste local do costão do que *P. perna*, aumentando ainda mais sua distribuição (Erlandsson *et al.* 2006).

Ainda, evidências indicam que o bivalve invasor se fixa de forma mais eficiente à pedra em águas de temperaturas frias (Branch & Steffani 2004) e que apesar de ser imune aos parasitas que reduzem a fecundidade e crescimento do molusco nativo (Calvo-Ugarteburu & McQuaid 1998), pode se tornar um competidor mais fraco em águas quentes (Branch & Steffani 2004).

A segregação de habitats entre espécies exóticas e nativas, nas diferentes zonas do costão, também foi observada na Austrália, entre a ostra nativa *Saccostrea glomerata* e a exótica *Crassostrea gigas*. Esta última dominou as zonas do infra e médiolitoais, enquanto *S. glomerata* dominou o superior do médiolitoral, evidenciando maior resistência ao estresse provocado pelos fatores abióticos e menor capacidade competitiva com o bivalve invasor por parte do bivalve nativo (Krasoi *et al.* 2008).

No entanto, a segregação de habitats não ocorre somente entre faixas do costão, podendo ocorrer de acordo com o grau de batimento de ondas do local. Na África do Sul, a competição por espaço entre o bivalve exótico *M. galloprovincialis* e o gastrópode nativo *Scutellastra argenvillei* parece ser um fator determinante da dominância destas espécies em

locais expostos e semi-expostos, respectivamente (Steffani & Branch 2005). A presença do invasor resulta em uma rápida diminuição na abundância da espécie nativa, já que poucos indivíduos conseguem habitar os bancos do mexilhão e ainda, aqueles que são capazes disso apresentam tamanho pequeno e raramente atingem a maturidade sexual (Ruiz Sebastián *et al.* 2002, Branch & Steffani 2004, Steffani & Branch 2005). Possivelmente, o fato parece estar ocorrendo pela irregularidade do substrato, que dificulta a alimentação desses organismos, já que esta ocorre de forma coletiva, dividindo algas capturadas por um único indivíduo (Bustamante *et al.* 1995). Além disso, como observado para outros gastrópodes herbívoros, a movimentação em substratos irregulares pode aumentar o risco de deslocamento pela ação das ondas e facilitar a ação de predadores (Erlandsson *et al.* 1999, Iwassaki 1999). Nos locais expostos, os distúrbios causados pela ação das ondas são capazes de gerar espaços passíveis de serem colonizados por *S. argenvillei*, entretanto, devido à rápida recolonização do espaço pelo bivalve invasor, o gastrópode não é capaz de desenvolver densidades ou tamanhos de concha similares àqueles observados na população que não compete com *M. galloprovincialis* (Ruiz Sebastián *et al.* 2002, Steffani & Branch 2003b, 2005), o que pode ocasionar a extinção local da espécie nativa nos costões mais expostos à ação das ondas, principalmente devido ao aumento da distribuição de *M. galloprovincialis* na África do Sul (Branch & Steffani 2004).

Os efeitos de um organismo invasor são distintos para as espécies de uma comunidade, mesmo sendo congêneres, como já foi observado com os bivalves dominantes nos costões da Califórnia. *M. galloprovincialis* afeta de forma distinta os bivalves *Mytilus californianus* e *Mytilus trossulus*. O invasor limita a alta taxa de dispersão do bivalve nativo *M. trossulus* através de seu bisco e com isso aumenta as taxas de mortalidade da espécie, além de reduzir o crescimento dos indivíduos. Já *M. californianus* distribui-se em agregados e apresenta baixa dispersão, apresentando maior taxa de mortalidade devido à presença de outros bivalves, dentre eles o invasor, que se fixam nele, impedindo ou dificultando a filtração. O estudo indica que a competição não atua da mesma forma entre organismos congêneres não sendo, portanto, uma forma precisa de predizer

a habilidade competitiva e a invasibilidade de uma comunidade. O invasor parece estar diminuindo de forma significativa a abundância de *M. trossulus* na região, preocupando a comunidade científica local quanto às possíveis consequências da invasão para a distribuição da espécie ameaçada e para os demais organismos da comunidade nativa (Shinen & Morgan 2009). Essa preocupação pode ser minimizada pelo fato de que a competição entre espécies nativas e exóticas pertencentes ao mesmo nível trófico, diferentemente do impacto causado pela perda de habitat, raramente resulta em processos de extinção das espécies residentes estabelecidas nas comunidades receptoras, como observado entre o bivalve nativo *Mytilus edulis* e a ostra invasora *C. gigas*. O bivalve invasor assenta preferencialmente entre coespecíficos, fato não observado para o nativo, que ao recrutar no banco da espécie invasora garante sua permanência no local, não sendo excluído por processos de competição (Kochmann *et al.* 2008).

Os processos de extinção são raramente observados e na maioria dos casos é possível detectar um aumento no número de espécies na comunidade nativa. Tal fato pode significar que este processo possa levar um longo período temporal para ocorrer (Davis 2003), sem ter sido observado em estudos ainda. Isto não implica que não ocorram alterações significativas em outros parâmetros biológicos da comunidade, como a equitabilidade (Bruno *et al.* 2005).

Vale ressaltar que, como relatado por King (1980), as extinções costumam decorrer da interação de processos múltiplos e a competição não seria a causa primária, mas pode contribuir intensamente em alguns casos. No Golfo do México, em 1997 ocorreu a competição entre duas espécies exóticas, *P. perna* e *Perna viridis*, no qual *P. perna* quase foi extinto do local devido ao efeito combinado da competição com *P. viridis* e as altas temperaturas registradas naquele ano (a temperatura média da superfície da água atingiu 30°C) (Hicks *et al.* 2000). Já na Alemanha, os bancos do bivalve nativo *M. edulis* diminuíram significativamente, de forma gradual, entre os anos de 1988 e 2004. Entretanto, apesar de acreditar-se que a principal causa era a competição com o invasor *C. gigas*, observou-se que a falha do recrutamento foi o fator responsável pelo declínio populacional. Tal fator mostrou-se relacionado ao aumento da temperatura d' água na região devido ao aquecimento global (Nehls

et al. 2006). Logo, a extinção de espécies não parece ser a principal consequência da competição entre espécies nativas e exóticas, e sim alterações nos parâmetros populacionais das espécies nativas.

PREDACÃO DE BIVALVES EXÓTICOS POR PREDADORES NATIVOS

O conhecimento das relações tróficas é de suma importância para o entendimento dos padrões de distribuição, zonação e diversidade de espécies em uma comunidade bentônica (Fairweather & Underwood 1991). Em costões rochosos, muitas espécies de bivalves são dominantes e sofrem predação intensa por consumidores bentônicos (gastrópodes e caranguejos) e não bentônicos (peixes e aves). Neste cenário, diversos estudos apontaram a predação como um dos principais fatores responsáveis pela estruturação das comunidades de costões rochosos (Connell 1970, Menge 1976, McQuaid 1985).

A introdução de novas espécies está ocasionando efeitos, diretos e/ou indiretos, em diversos sistemas uma vez que, quando estão estabelecidas em seu novo ambiente, as espécies exóticas podem ser incorporadas à cadeia alimentar local, seja como consumidores ou como presas (Rilov 2009). Estas espécies podem atuar mudando a disponibilidade das presas locais, se tornando novas presas e modificando assim o padrão alimentar dos predadores nativos (Rilov *et al.* 2002, Branch & Steffany 2004, Dudas *et al.* 2005). Mas também, nas áreas onde são introduzidas, as espécies exóticas podem não encontrar alguns dos inimigos naturais com os quais tinham co-evoluído no local de origem. Esta 'hipótese de liberação dos inimigos naturais' (*enemy release hypothesis*) é uma das possíveis explicações do sucesso das espécies exóticas, que podem se tornar espécies invasoras nos novos ambientes (Colautti *et al.* 2004). Entretanto, as espécies exóticas podem encontrar novos predadores nas comunidades residentes capazes de reconhecer essas novas espécies como presas e de adaptar as técnicas de predação para explorar o novo recurso alimentar (Rilov *et al.* 2002, Morton 2008, Rilov 2009). Consequentemente, espécies nativas que predam intensamente ou que exibem uma preferência alimentar pelas presas exóticas contribuem com a resistência biológica à invasão pela comunidade residente (Reusch 1998, Byers 2002, Rilov *et al.*

2002, de Rivera *et al.* 2005, Ruesink 2007, Shinen *et al.* 2009).

No caso de bivalves exóticos de substrato consolidado, alguns estudos demonstraram a incorporação destes organismos às cadeias alimentares nas comunidades residentes, ocasionando a modificação na dieta e nos padrões de preferência alimentar dos predadores nativos. Nos costões rochosos do Mar Mediterrâneo dominados pelo bivalve exótico *Brachidontes pharaonis*, esse organismo foi o principal item alimentar do gastrópode predador bentônico generalista *Stramonita haemastoma*, que antes da invasão consumia o bivalve nativo *Mytilus minimus*, além de vermetídeos, lapas e cirripédios (Rilov *et al.* 2002). Os autores sugeriram que a preferência pela presa exótica estava determinada pelo maior retorno energético desta quando comparado às presas nativas, devido ao menor tempo de busca (por sua alta abundância), maior tamanho e quantidade de tecido interno.

A ostra *C. gigas*, considerada espécie exótica na costa do Canadá, se estabeleceu no entremarés rochoso, sendo consumida por predadores nativos tanto em costões protegido como expostos à ação das ondas (Ruesink 2007). Apesar de ser demonstrada a incorporação da ostra exótica na dieta dos predadores nativos, nesse estudo não foi quantificada a intensidade de predação em espécies residentes e, por isso, não é possível avaliar o verdadeiro impacto desta espécie na ecologia trófica dos predadores. Entretanto, a alta mortalidade observada nas ostras em presença dos predadores sugere a existência de certo grau de resistência biológica por parte da comunidade, especialmente em locais mais expostos à ação das ondas.

Na Califórnia, no frente de invasão do bivalve *M. galloprovincialis*, a predação nesse bivalve invasor foi mais intensa que nos bivalves nativos *M. californianus* e *M. trossulus*, indicando uma maior vulnerabilidade do invasor (Shinen *et al.* 2009). Quando foi avaliada a preferência alimentar dos predadores nativos com diferentes mecanismos de predação foram observados padrões diferenciados. Enquanto o caranguejo *Cancer antennarius* e a estrela do mar *Pisaster ochraceus* foram menos seletivos, o gastrópode *Nucella ostrina* preferiu as espécies que apresentavam menor espessura das valvas, o bivalve nativo *M. trossulus* e o invasor *M. galloprovincialis*. Os autores sugerem que

a predação por *N. ostrina* pode conferir à comunidade certo grau de resistência biológica e contribuir para limitar a expansão geográfica do bivalve no frente de invasão.

No Brasil, estudos de predação do gastrópode *Stramonita haemastoma* foram realizados com o bivalve invasor *I. bicolor* atuando como uma possível presa. López (2003) observou a incorporação do bivalve como novo item alimentício na dieta do predador, sendo, inclusive, a principal presa em alguns costões. Entretanto, Ferreira-Silva (2008) não observou a incorporação desta espécie invasora na dieta do gastrópode, o que pode ser possivelmente explicado pela grande abundância e alto conteúdo calórico das espécies já utilizadas como presas ou a uma não adaptação dos predadores a essa nova presa. Por meio de experimentos de campo, López e colaboradores (2010) compararam a intensidade de predação nos bivalves exóticos *I. bicolor* e *P. perna*, espécies que diferiam em morfologia e no tempo da introdução. De maneira geral, o estudo mostrou menor preferência e intensidade de predação em *I. bicolor*, possivelmente por apresentar maior espessura da concha além de ter sido introduzido mais recentemente (duas décadas aproximadamente) do que *P. perna*.

Por outro lado, as presas podem escapar da predação por meio do tamanho, da morfologia ou do comportamento ao ocupar habitats menos acessíveis para os predadores (Yamada *et al.* 1998, Boulding *et al.* 1999). A capacidade de apresentar certas características morfológicas ou comportamentais, quando as presas percebem um aumento no risco de mortalidade devido à presença do predador, pode diminuir a vulnerabilidade das presas e, conseqüentemente, a intensidade de predação (Sih *et al.* 1998). No contexto de bioinvasão, a existência de plasticidade fenotípica em resposta aos predadores nativos promoveria uma maior sobrevivência das presas exóticas e conseqüentemente um potencial aumento populacional. Contudo, poucos estudos de espécies introduzidas utilizaram essa abordagem. Especificamente com bivalves exóticos de costões, Nicastro e colaboradores (2007) estudaram a resposta de agregação do bivalve invasor *M. galloprovincialis* e do nativo *P. perna* expostos ao risco de predação pela lagosta nativa *Jasus lalandii*. O bivalve exótico não respondeu ao estímulo químico da presença

do predador, enquanto os indivíduos de *P. perna* apresentaram um comportamento de agregação significativo. O menor tempo de contato entre a presa exótica e o predador nativo pode ser a explicação desses resultados.

Estudos sobre o efeito de predadores nativos nas espécies exóticas têm importantes implicações ecológicas, de conservação e manejo de comunidades invadidas, entretanto são escassos quando considerados os bivalves marinhos exóticos de substrato consolidado. Entender os mecanismos de resistência biológica exercida pela comunidade residente pode ajudar a avaliar a potencial expansão da distribuição geográfica ou o crescimento populacional das espécies exóticas.

OS BIVALVES EXÓTICOS COMO ESPÉCIES ENGENHEIRAS

Os organismos denominados de engenheiros de ecossistemas geram ambientes heterogêneos capazes de aumentar ou diminuir a diversidade e alterar a paisagem local (Jones *et al.* 1997). Habitats de substrato heterogêneo, ou seja; aqueles que possuem rugosidades, fendas, reentrâncias; concentram uma maior diversidade de espécies do que aqueles com substrato homogêneo, cuja superfície apresenta-se lisa. Isto ocorre devido à sua capacidade de atender a diferentes demandas de assentamento dos recrutas, além de gerar abrigo contra predadores (Crowe 1996). Entretanto, para gerar um aumento na riqueza de espécies em um local, duas condições devem ser atendidas: (1) o organismo deve prover condições ambientais distintas daquelas presentes no habitat e (2) algumas espécies devem ser capazes de sobreviver somente naquele ambiente (Wright *et al.* 2002). Alguns organismos, como macrófitas e invertebrados sésseis, são capazes de aumentar a complexidade do substrato (Jacobi 1987), uma vez que proporcionam espaço secundário e microhabitats para uma grande diversidade de espécies presentes na região entremarés (Erlandsson *et al.* 2005).

Especificamente, os bancos de bivalves são complexas matrizes constituídas por numerosos indivíduos vivos e conchas de indivíduos mortos interconectados por uma camada intrincada de biscoitos e acúmulos de sedimento rico em matéria orgânica (Suchanek 1986). No interior desse ambiente pode

ser encontrada uma diversa fauna de invertebrados que encontra condições mais propícias para a sua sobrevivência como maior umidade, menor dessecação, exposição às ondas e temperatura. A modificação da complexidade do habitat é o mecanismo mais frequentemente citado como responsável pela facilitação de espécies nativas por espécies invasoras (Rodríguez 2006). Assim, algumas espécies invasoras podem funcionar como engenheiras ecossistêmicas, aumentando a complexidade estrutural dos ambientes invadidos e a diversidade local (Crooks 2002, Stachowicz *et al.* 2007), como é o caso de *C. gigas*, no norte da Alemanha. O maior tamanho e a orientação vertical dos indivíduos da ostra exótica definem um substrato mais complexo do que o formado pelo nativo *M. edulis* (Kochmann *et al.* 2008).

Além disso, os engenheiros de ecossistemas têm a capacidade de afetar a disponibilidade de recursos para outras espécies, tanto como uma consequência da estrutura formada, quanto pela modelagem de fatores bióticos e abióticos específicos do microhabitat gerado (Jones *et al.* 1994, 1997). Dessa forma, alguns organismos podem aumentar a taxa de sedimentação no substrato, como o invasor *C. gigas* na Argentina, sendo uma consequência comum da agregação de bivalves invasores. *C. gigas* captura sedimentos em maior proporção do que o substrato não-colonizado, aumentando o habitat disponível para as poliquetas da infauna da região (Escapa *et al.* 2004). No norte da Alemanha, a espécie mantém altas as taxas de sedimentos próximos ao fundo, facilitando a ocorrência na infauna de uma espécie de poliqueta, *Lanice conchilega*. Na mesma região, o bivalve nativo *M. edulis* proporcionou um melhor habitat somente para uma espécie de oligoqueta, *Tubificoides benedeni*, já que este organismo mostra-se abundante em regiões anóxicas, que ocorrem tipicamente embaixo dos bancos de mexilhão (Kochmann *et al.* 2008).

Muitos organismos invasores podem promover o aumento tanto da riqueza quanto da diversidade da comunidade nativa em costões rochosos (Sousa & Gutiérrez 2009). Na costa da África do Sul, *M. galloprovincialis*, proveu para a comunidade local um habitat capaz de abrigar maiores riqueza e abundância para as espécies da região (Robinson *et al.* 2007). Entretanto, Maggi e colaboradores (2009) observaram que no Mediterrâneo, onde a espécie é nativa, pode

tanto facilitar a ocorrência de alguns organismos, quanto impedir a colonização do espaço primário por outros devido à formação de densos bancos. Na África do Sul, a espécie influenciou negativamente a abundância e biomassa do cirripédio *Chtamalus dentatus*, porém não foram observadas alterações nos padrões de diversidade, riqueza e abundância dos demais organismos da fauna associada (Hanekom 2008).

Os organismos invasores nem sempre geram habitats mais complexos do que os nativos. Algumas espécies nativas são capazes de prover habitat para um maior número de indivíduos na comunidade ao aumentar a complexidade do substrato (Chapman *et al.* 2005). Os autores compararam a fauna associada a dois engenheiros de ecossistemas na Austrália, sendo uma alga nativa (*Corallina*) e um bivalve invasor (*M. galloprovincialis*). Além da maior riqueza e abundância encontradas na comunidade formada pelo nativo, também foram observados um maior número de indivíduos de menor tamanho, sugerindo que recrutas ou juvenis ocorrem preferencialmente nestes locais e que possuem um importante papel para a estruturação da diversidade. Assim, a substituição de *Corallina* por *M. galloprovincialis* pode alterar os padrões da comunidade nativa, especialmente na ausência de habitat para uma das fases de desenvolvimento dos indivíduos presentes na região. Ainda, a preferência entre o substrato formado pelo nativo ou pelo invasor pode variar sazonalmente e não alterar os padrões de riqueza locais, como observado no norte da Alemanha, para os bivalves *M. edulis* e *C. gigas*. Os juvenis dos caranguejos de *Carcinus maenas* e os adultos do gastrópoda *Littorina littorea* migram entre os bancos formados pelo nativo (*M. edulis*) e o invasor (*C. gigas*), podendo estar respondendo a variação sazonal de predadores e disponibilidade de alimento (Kochmann *et al.* 2008). Logo, não foram observadas mudanças nos padrões de riqueza da fauna associada aos bivalves, porém houve mudanças sazonais nos padrões de abundância dos organismos associados dominantes.

No Brasil, Barbosa (2006) ao estudar três comunidades do Estado do Rio de Janeiro que apresentavam o bivalve exótico *I. bicolor*, analisou a fauna presente no local onde o invasor dominava, encontrando organismos associados ao banco do bivalve (anfípodos, decápodes, poliquetas, isópodos,

ofuróides, poríferos, gastrópodos e outros bivalves), além dos organismos que dominavam anteriormente o costão naquela zona, os cirripédios. Foi observado um maior número de indivíduos na comunidade do local onde as densidades do invasor eram menores, entretanto, tal resultado pode estar diretamente relacionado à alta densidade de cirripédios no local, indicando a possível presença de competição entre os organismos. *I. bicolor* formava bancos densos, com indivíduos agregados e aparentemente formava substrato mais complexo do que os cirripédios locais (observação pessoal). Ainda, a autora não observou diferenças entre o número de taxa entre os locais, sugerindo que *I. bicolor* altera somente o número de indivíduos presentes na comunidade.

Assim, as consequências da chegada de um organismo invasor capaz de estruturar um habitat complexo variam em cada região. Um diagnóstico cuidadoso deve ser realizado com relação às possíveis consequências para a comunidade nativa da presença de uma espécie invasora, especialmente aquelas que atuam como engenheiras ecossistêmicas já que podem promover importantes mudanças na riqueza e abundância de espécies associadas. Devem ser realizados estudos específicos em cada região invadida para que possam ser aplicadas medidas para mitigar as alterações ocorridas em decorrência da invasão.

CONCLUSÕES E DIREÇÕES FUTURAS

Diversos países e organizações ao redor do mundo vêm empreendendo ações, recomendações e adotando dispositivos legais com o intuito de controlar a introdução de espécies exóticas por vias não intencionais, principalmente através da incrustação em cascos de navios e da água de lastro e quando estabelecidos eliminar ou remover esses organismos invasores. Ao mesmo tempo, existem esforços para regulamentar a introdução de espécies exóticas por vias intencionais como deixá-las de quarentena antes de introduzi-las no meio ou importar os embriões dessas, ambos mecanismos utilizados para reduzir o risco de uma introdução da fauna associada das espécies cultivadas (Silva *et al.* 2004, Hewitt & Campbell 2007).

A maioria das bibliografias sobre bivalves exóticos de substratos consolidados disponível nas

bases de dados pesquisadas na presente revisão trata do registro da introdução, distribuição e expansão dessa distribuição, e sobre a variação de diversos atributos populacionais em relação a fatores ambientais. As relações dos bivalves invasores de costões rochosos com a comunidade nativa ainda são pouco estudadas atualmente, apesar do crescente interesse e a preocupação mundial com os impactos ecológicos, que sempre são causados, decorrentes da introdução de espécies. A competição, especialmente por substrato, é o tópico estudado que mais inclui a comunidade nativa nas análises de uma invasão, já que consideram não somente aspectos da competição intra-específica das espécies invasores, mas também a disputa por recursos com os demais organismos da comunidade. A inclusão da comunidade nativa nos estudos mostra uma compreensão mais eficiente dos mecanismos de invasão (Carlton 1996a, Ruiz *et al.* 1997). Como observado nesta revisão, alguns estudos que não consideraram a comunidade nativa (Ruesink 2007) foram menos esclarecedores quanto ao impacto gerado pelas espécies invasoras, indicando assim que este aspecto deve ser incluído nos futuros estudos.

Através dos casos citados neste trabalho, é possível perceber a complexidade e a dificuldade de prever os possíveis impactos da introdução de uma espécie exótica em um novo local, o que justifica a preocupação internacional diante da problemática da bioinvasão. Os efeitos de uma invasão parecem variar de acordo com o local invadido, por exemplo *M. galloprovincialis* aumentou os padrões de riqueza e abundância na comunidade invadida da África do Sul e ocasionou o padrão inverso na invasão que ocorreu na Austrália. A forma como as espécies residentes são influenciadas também é variável, como ocorreu na África do Sul com o bivalve *M. galloprovincialis* que promoveu a segregação vertical de habitats quando competia com *P. perna*, enquanto que ao competir com *S. argenvillei* a segregação ocorreu de acordo com o grau de batimentos de ondas no costão. As espécies de bivalves invasoras, de uma forma geral, alteram significativamente as interações ecológicas, os padrões de abundância e distribuição dos organismos nativos e algumas vezes até promovem uma maior riqueza local. Neste levantamento, não foram encontrados registros de

extinção de espécies nativas decorrentes da invasão de bivalves marinhos de substratos consolidados. Entretanto, a maioria dos estudos que avaliaram o impacto destes organismos refere-se a invasões em ambientes não tropicais. Em regiões tropicais a extinção de espécies nativas de substratos consolidados poderia ser uma consequência mais frequente da invasão por bivalves marinhos, mas é necessário desenvolver estudos com desenhos amostrais específicos que avaliem o impacto dos invasores neste tipo de ambientes.

Apenas recentemente, o Brasil tem voltado sua atenção para o estudo das bioinvasões marinhas com pesquisas em diversas vertentes. Um importante passo dado neste sentido foi a elaboração do livro intitulado *Água de Lastro e Bioinvasão* lançado em 2004, o qual contou com a colaboração de 27 reconhecidos pesquisadores a nível nacional. O livro aborda desde o problema da água de lastro e do potencial que os cascos de navios e plataformas de petróleo possuem na introdução de espécies exóticas até estudos de casos específicos de introduções em águas brasileiras (Silva & Souza 2004). Outro importante acontecimento foi o desenvolvimento do primeiro inventário nacional de espécies exóticas invasoras implantado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) entre os anos de 2004 e 2006. O I Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil foi publicado no final de 2009 com a compilação e publicação de diversos dados sobre estas espécies (Lopes *et al.* 2009). A crescente preocupação com a introdução de espécies exóticas culminou com o I Congresso Brasileiro sobre Bioinvasão ocorrido em São Luís no Maranhão, em 2009, onde estiveram presentes especialistas que atuam em diversas áreas relacionadas às invasões biológicas do Brasil e do mundo. Nessa ocasião, foram geradas cartas-manifestos a serem entregues às autoridades, órgãos competentes e meios de comunicação, além de ser formado um grupo de discussão que visou estabelecer o debate entre os pesquisadores que já trabalham com espécies exóticas no Brasil ou aqueles que têm interesse no assunto.

Apesar do grande interesse e preocupação da comunidade científica brasileira na temática de bioinvasão, os estudos de bivalves exóticos de

costões rochosos são ainda escassos no país. Ainda existe pouca bibliografia publicada em periódicos nacionais ou internacionais e a grande maioria dos estudos se encontra na forma de monografias, dissertações ou teses, dificultando o acesso à informação para muitos pesquisadores. Ainda assim, tais estudos, de maneira geral, não consideram as interações das espécies exóticas com a comunidade residente. Esse fato, somado à falta de estudos experimentais, definem um escasso conhecimento sobre os impactos decorrentes da introdução dos bivalves exóticos nos costões do Brasil.

Uma política de mitigação de impactos nas costas rochosas com o fim de se evitar a introdução e principalmente o estabelecimento de espécies exóticas é essencial. Assim como o monitoramento dos costões rochosos no controle e gerenciamento dos problemas causados pelas invasões nesses ecossistemas. O início de qualquer tentativa de controle e de mensuração dos impactos causados pela introdução de espécies exóticas está no conhecimento da distribuição e abundância dessas espécies e, ainda, no conhecimento da biota nativa que é vital para a avaliação das condições naturais existentes anteriormente às invasões (Silva *et al.* 2004). Entretanto, na maioria dos locais, não existem dados pretéritos à introdução. Assim, uma vez detectada a introdução, a comunidade científica brasileira deve focar em pesquisas relacionadas a bivalves invasores de costões rochosos. Estudos sobre espécies exóticas são de suma importância para avaliar os possíveis impactos causados por espécies exóticas invasoras e para identificar os recursos naturais mais sensíveis e potencialmente ameaçados por estas (Neto & Jablonski 2004). Conhecendo a ecologia da espécie exótica e em especial aquelas que se tornaram invasoras, o efeito na estrutura e na composição das populações locais e compreendendo como os atributos das comunidades residentes determinam sua vulnerabilidade à invasão, são fundamentais para desenvolver planos de controle e erradicação das espécies exóticas.

Tabela 1. Bivalves marinhos de substratos consolidados registrados como espécies exóticas e objetivo dos estudos realizados em diferentes locais de introdução durante a presente década (2000-2009).
Table 1. *Hard bottom marine bivalves registered as exotic species and research goals of studies developed in different introduction locations during this decade (2000-2009).*

<i>Espécie</i>	<i>Origem^v</i>	<i>Tipo de Introdução^v</i>	<i>Locais de Introdução^v</i>	<i>Ambiente^v</i>	<i>Local ou região / Assunto investigado</i>	<i>Referência</i>
<i>Brachidontes pharaonis</i>	Indo-Pacífico, Mar Vermelho	Acidental	Mar Mediterrâneo	Substratos consolidados, principalmente no mediterrâneo	Israel: Efeito do invasor na ecologia alimentar do predador nativo <i>Stramonita haesmastoma</i>	Rilov <i>et al.</i> 2002
					Distribuição, abundância e estrutura de tamanhos	Rilov <i>et al.</i> 2004
					Itália (Sicília): Tolerância fisiológica	Sará <i>et al.</i> 2000
					Filtração e origem do material particulado explorado como recurso alimentar	Sará <i>et al.</i> 2003c
<i>Perna viridis</i>	Indo-Pacífico	Acidental	Austrália, Japão, Caribe, América do Norte e América do Sul	Costões rochosos de ambientes entremarés, pradarias e estuarinos, com alta salinidade	Flórida (USA): Registro da introdução no Golfo de México	Ingrao <i>et al.</i> 2001
					Austrália: Estrutura populacional com ênfase na abundância de recrutas	Stafford <i>et al.</i> , 2007
					Estados Unidos: Distribuição e expansão ao longo da costa	Baker <i>et al.</i> 2007

Continuação da Tabela 1

<i>Espécie</i>	<i>Origem^v</i>	<i>Tipo de Introdução^v</i>	<i>Locais de Introdução^v</i>	<i>Ambiente^v</i>	<i>Local ou região / Assunto investigado</i>	<i>Referência</i>
<i>Mytilus galloprovincialis</i>					Variação espacial e temporal da abundância do invasor e da espécie nativa <i>Mytilus trossulus</i> num gradiente de temperatura e salinidade	Braby & Somero 2006
					Sobrevivência em habitats com diferentes temperaturas e exposição ao ar	Schneider & Helmuth 2007
					Predação e preferência alimentar de predadores nativos comparando o invasor e bivalves nativos	Shinnen <i>et al.</i> 2009
					Competição com bivalves nativos	Shinnen & Morgan 2009
				Austrália: Espécies associadas a bancos do bivalve invasor		Chapman <i>et al.</i> 2005
				Austrália: Interações competitivas intra e interespecífica (exótica vs. a ostra nativa <i>Saccostrea glomerata</i>) mediadas por fatores abióticos		Krassoi <i>et al.</i> 2008
				Canadá: Costões rochosos abrigados em ambientes marinhos e de estuário em zonas rasas a uma profundidade de cerca de três metros. Também podem ser encontrados em terrenos lamacentos ou areia		
<i>Crassostrea gigas</i>	Ásia	Intencional e Acidental	América do Norte, regiões Pacíficas da Australasia, África, Europa e América do Sul		Holanda e Alemanha (Mar de Wadden): Recrutamento em bancos de mexilhões nativos	Diedrich 2005a
					Recrutamento, crescimento e sobrevivência. Efeito da epifauna e cobertura de algas nativas no crescimento e índice de condição.	Diedrich 2005b
					Invasor como hospedeiro de parasitas nativos	Krakau <i>et al.</i> 2006
				Brasil: Identificação da espécie exótica em bancos naturais de ostras nativas		Melo <i>et al.</i> 2009

Continuação da Tabela 1

Espécie	Origem ^v	Tipo de Introdução ^v	Locais de Introdução ^v	Ambiente ^v	Local ou região / Assunto investigado	Referência
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Mar Negro, Adriático e Mediterrâneo	Acidental e Maricultura	África do Sul: costa oeste, sul e parte da costa leste; América do Norte: leste e oeste; Hawaii, Japão, Austrália e Nova Zelândia	Costões rochosos expostos em ambientes marinhos e de estuário	África do Sul: Distribuição geográfica	McQuaid & Phillips 2000 Ruiz Sebastián <i>et al.</i> 2002
					Efeito do invasor na estrutura populacional e comportamento de <i>Scutellastra argenvillei</i>	Steffani & Branch 2003a
					Crescimento, índice de condição e formato da concha em relação ao grau de exposição às ondas	Steffani & Branch 2003b, c, 2005
					Interação do invasor com a espécie nativa <i>Scutellastra argenvillei</i>	Hammond & Griffiths 2004
					Distribuição, abundância e fauna associada a bancos do bivalve em relação ao grau de exposição das ondas	Rius & McQuaid 2006
					Competição com o bivalve nativo <i>Perna perna</i> e efeito da exposição às ondas	Robinson <i>et al.</i> 2007
					Potencial exploração comercial do invasor	Porri <i>et al.</i> 2007
					Assentamento larval em relação à presença de co-específicos	Nicastrò <i>et al.</i> 2007
					Resposta fenotípica do invasor à presença do predador nativo <i>Jassus lalandii</i>	Zardi <i>et al.</i> 2007
					Estrutura genética	Branch <i>et al.</i> 2008
Distribuição e abundância do invasor relacionado à exposição às ondas. Mudanças na abundância de espécies nativas	Porri <i>et al.</i> 2008					
Assentamento larval e efeito da predação das larvas por mexilhões adultos	Hanekom 2008					
Distribuição, densidade do invasor e fauna associada comparados com o bivalve nativo <i>Perna perna</i>	Bownes & McQuaid 2009					
Variação espacial do assentamento, recrutamento do invasor comparado com o bivalve nativo <i>Perna perna</i>	Cáceres-Martínez <i>et al.</i> 2000					
Califórnia (USA): Parasitismo						

Continuação da Tabela 1

<i>Espécie</i>	<i>Origem</i> ^v	<i>Tipo de Introdução</i> ^v	<i>Locais de Introdução</i> ^v	<i>Ambiente</i> ^v	<i>Local ou região / Assunto investigado</i>	<i>Referência</i>
<i>Pinctada radiata</i>	Mar Vermelho	Acidental	Mar Mediterrâneo	Substrato consolidado natural e artificial	Tunísia: Distribuição, abundância e estrutura de tamanhos	Tlig-Zouari <i>et al.</i> 2009
<i>Myoforceps aristatus</i>	Atlântico: Estados Unidos, Golfo do México e Caribe	Acidental	Brasil (região sudeste)	Bivalve perfurante. Estruturas calcárias de outros organismos como bivalves, corais, cirripédios	Brasil: Registro da espécie e descrição anatômica	Simone & Gonçalves 2006
<i>Mytilopsis leucophaeta</i>	Atlântico ocidental, Estados Unidos	Acidental	Brasil (Recife-PE)	Substrato consolidado natural e artificial em ambientes marinho costeiro e estuarino	Brasil: Registro da espécie	Souza <i>et al.</i> 2005
<i>Perna perna</i>	Costa oeste da África	Intencional e Acidental	Caribe, Golfo do México, Mar Venezuela, Mar Mediterrâneo e Brasil	Costões rochosos em águas rasas (até 10 metros de profundidade) em ambientes marinhos e de estuário	Brasil: Estudo arqueológico para verificar a presença histórica da espécie na costa brasileira Golfo do México: Tolerância fisiológica a temperatura e hipoxia Dinâmica populacional: densidade, crescimento, produção e reprodução	Souza <i>et al.</i> 2003, 2004 Hicks & McMahon 2005 Hicks <i>et al.</i> 2001
<i>Isognomon bicolor</i>	Caribe	Acidental	Brasil	Costões rochosos	Brasil: Registro da introdução e distribuição geográfica ao longo da costa brasileira	Domaneschi & Martins 2002

REFERÊNCIAS

- BAKER, P.; FAJANS J.S.; ARNOLD, W.S.; INGRAO, D.A.; MARELLI, D.C. & BAKER, S.M. 2007. Range and dispersal of a tropical marine invader, the Asian green mussel, *Perna viridis*, in subtropical waters of the Southeastern United States. *Journal of Shellfish Research*, 26: 345-355.
- BARBOSA, J.S.P. 2006. Variação espacial e temporal da fauna acompanhante do bivalve invasor *Isognomon bicolor* (Adams, 1845) no litoral do Estado do Rio de Janeiro. *Monografia de Bacharelado*. Universidade Federal Fluminense. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 60p.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L. 2006. Interspecific Competition. Pp.227-265. In: M. Begon, C.R. Townsend & J.L. Harper (eds.). *Ecology: from individuals to ecosystems*. Fourth Edition. Blackwell Publishing, Oxford, OX. 759p.
- BOULDING, E.G.; HOLST, M. & PILON, V. 1999. Changes in selection on gastropod shell size and thickness with wave-exposure on Northeastern Pacific shores. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 232: 217-239.
- BOWNES, S.J. & McQUAID, C.D. 2009. Mechanisms of habitat segregation between an invasive and an indigenous mussel: settlement, post-settlement mortality and recruitment. *Marine Biology*, 156: 991-1006.
- BRABY, C.E. & SOMERO, G. N. 2006. Ecological gradients and relative abundance of native (*Mytilus trossulus*) and invasive (*Mytilus galloprovincialis*) blue mussels in the California hybrid zone. *Marine Biology*, 148: 1249-1262.
- BRANCH, G.M. & STEFFANI, C.N. 2004. Can we predict the effects of alien species? A case-history of the invasion of South Africa by *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 300: 189-215.
- BRANCH, G.M.; ODENDAAL, F. & ROBINSON, T.B. 2008. Long-term monitoring of the arrival, expansion and effects of the alien mussel *Mytilus galloprovincialis* relative to wave action. *Marine Ecology Progress Series*, 370: 171-183.
- BRUNO, J.F.; FRIDLEY, J.D.; BROMBERG, K.D. & BERTNESS, M.D. 2005. Insights into biotic interactions from studies of species invasions. Pp 13-40. In: D.F. Sax, J.J. Stachowicz & S.D. Gaines (eds.). *Species invasions: insights into ecology, evolution and biogeography*. Sinauer, Massachusetts. 495p.
- BURNS, J.H. & WINN, A.A. 2006. A comparison of plastic responses to competition by invasive and non-invasive congeners in the Commelinaceae. *Biological Invasions*, 8: 797-807.
- BUSTAMANTE, R.H.; BRANCH, G.M. & EEKHOUT, S. 1995. Maintenance of an exceptional intertidal grazer biomass in South Africa: subsidy by subtidal kelps. *Ecology*, 76: 2314-2329.
- BYERS, J.E. 2002. Physical habitat attribute mediates biotic resistance to non-indigenous species invasion. *Oecologia*, 130: 146-156.
- CÁCERES-MARTÍNEZ, J.; YEOMANS, R.V.; RENTERÍA, Y. G.; CURIEL-RAMÍREZ, S.; OLIVAS VALDÉZ, J.A. & RIVAS, G. 2000. The Marine Mites *Hyadesia* sp. and *Copidognathus* sp. associated with the Mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Journal of Invertebrate Pathology*, 76: 216-221.
- CALVO-UGARTEBURU, G. & McQUAID, C.D. 1998. Parasitism and invasive species: effects of digenetic trematodes on mussels. *Marine Ecology Progress Series*, 169: 149-163.
- CARLTON, J.T. 1985. Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organism: The biology of Ballast Water. *Oceanography Marine Biology Annual Review*, 23: 313-371.
- CARLTON, J.T. 1992. Introduced marine and estuarine mollusks of North America: an end-of-the-20th-century perspective. *Journal of Shellfish Research*, 11: 489-505.
- CARLTON, J.T. 1996a. Marine Bioinvasions: The alteration of marine ecosystems by non-indigenous species. *Oceanography*, 9: 36-43.
- CARLTON, J.T. 1996b. Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. *Biological Conservation*, 78: 97-106.
- CARLTON, J.T. 1999. Molluscan invasions in marine and estuarine communities. *Malacologia*, 41: 439-454.
- CARLTON, J.T. & GELLER, J.B. 1993. Ecological Roulette: The global transport of nonindigenous organisms. *Science*, 261: 78-82.
- CHAPIN III, F.S.; SALA, O.E.; BURKE, I.C.; GRIME, J.P.; HOOPER, D.U.; LAURENROTH, W.K.; LOMBARD, A.; MOONEY, H.A.; MOISER, A.R.; NAEEM, S.; PACALA, S.W.; ROY, J.; STEFFEN, W.L. & TILMAN, D. 1998. Ecosystem consequences of changing biodiversity. *BioScience*, 48: 45-52.
- CHAPMAN, M.G.; PEOPLE, J. & BLOCKLEY, D. 2005. Intertidal assemblages associated with natural corallina turf and invasive mussel beds. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1761-1776.

- COLAUTTI, R.I.; RICCIARDI, A.; GRIGOROVICH, I.A. & MACISAAC, H.J. 2004. Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letters*, 7: 721-733.
- CONNELL, J.H. 1970. A predator-prey system in the marine intertidal region. I. *Balanus glandula* and several predatory species of *Thais*. *Ecological Monographs*, 40: 49-78.
- CONNELL, J.H. & SLATYER R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist*, 111: 1119-1144.
- CROOKS, J.A. 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*, 97: 153-165.
- CROWE, T. 1996. Different effects of microhabitat fragmentation on patterns of dispersal of an intertidal gastropod in two habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 206: 83-107.
- DAVIS, M.A. 2003. Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity? *Bioscience*, 53: 481-489.
- DE RIVERA, C.E.; RUIZ, G.M.; HINES, A.H. & JIVOFF, P. 2005. Biotic resistance to invasion: native predator limits abundance and distribution of an introduced crab. *Ecology*, 86: 3364-3376.
- DIEDERICH, S. 2005. Differential recruitment of introduced Pacific oysters and native mussels at the North Sea coast: coexistence possible? *Journal of Sea Research*, 53: 269-281.
- DIEDERICH, S. 2006. High survival and growth rates of introduced Pacific oysters may cause restrictions on habitat use by native mussels in the Wadden Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 328: 211-227.
- DOMANESCHI, O. & MARTINS, C.M. 2002. *Isognomon bicolor* (C.B. Adams) (Bivalvia, Isognomonidae): primeiro registro para o Brasil, redescricao da espécie e considerações sobre a ocorrência e distribuição de *Isognomon* na costa brasileira., *Revista Brasileira de Zoologia*, 19: 611-627.
- DUDAS, S.E.; MCGAW, I.J. & DOWER, J.F. 2005. Selective crab predation on native and introduced bivalves in British Columbia., *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 325: 8-17.
- ERLANDSSON, J.; KOSTYLEV, V. & WILLIAMS, G.A. 1999. A field technique for estimating the influence of surface complexity on movement tortuosity in the tropical limpet *Cellana grata* (Gould). *Ophelia*, 50: 215-224.
- ERLANDSSON, J.; McQUAID, C.D. & KOSTYLEV, V.E. 2005. Contrasting spatial heterogeneity of sessile organisms within mussel (*Perna perna* L.) beds in relation to topographic variability. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 314: 79-97.
- ERLANDSSON, J.; PAL, P. & McQUAID, C.D. 2006. Re-colonization rate differs between co-existing indigenous and invasive intertidal mussels following major disturbance. *Marine Ecology Progress Series*, 320: 169-176.
- ESCAPA M.; ISACCH, J.P. & DALEO, P. 2004. The distribution and ecological effects of the introduced pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) in Northern Patagonia. *Journal of Shellfish Research*, 23: 765-772.
- FAIRWEATHER, P.G., & UNDERWOOD, A.J. 1991. Experimental removal of a rocky intertidal predator: variation within two habitats in the effects on prey. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 154: 29-75.
- FERREIRA-SILVA, M.A.G. 2008. Variação temporal da estrutura e das relações interespecíficas na comunidade bentônica invadida por *Isognomon bicolor* (Adams, 1845) (Mollusca: Bivalvia) no costão rochoso da Praia Vermelha (RJ: Brasil). *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 112p.
- GLASBY, T.M.; CONNELL, S.D.; HOLLOWAY, M.G.; HEWITT, C.L. 2007. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine Biology*, 151: 887-895.
- GROSHOLZ, E.D. & RUIZ, G.M. 2003. Biological invasions drive size a increases in marine and estuarine invertebrates. *Ecology Letters*, 6: 700-705.
- HAMMOND, W. & GRIFFITHS, C.L. 2004. Influence of wave exposure on South African mussel beds and their associated infaunal communities. *Marine Biology*, 144: 547-552.
- HANEKOM, N. 2008. Invasion of an indigenous *Perna perna* mussel bed on the south coast of South Africa by an alien mussel *Mytilus galloprovincialis* and its effect on the associated fauna. *Biological Invasions*, 10: 233-244.
- HEWITT, C.L. & CAMPBELL, M.L. 2007. Mechanisms for the prevention of marine bioinvasions for better biosecurity. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 395-401.

- HICKS, D.W.; HAWKINS, D.L. & MCMAHOW, M.F. 2000. Salinity tolerance of the brown mussel *Perna perna* from the Gulf of Mexico: an extension of life table analysis to estimate median survival time in the presence of regressor variables. *Journal of Shellfish Research*, 19: 203-212.
- HICKS, D.W.; TUNNELL JR. J.W. & MCMAHON, R.F. 2001. Population dynamics of the nonindigenous brown mussel *Perna perna* in the Gulf of Mexico compared to other world-wide populations. *Marine Ecology Progress Series*, 211: 181-192.
- HICKS D.W. & MCMAHON R.F. 2005. Effects of temperature on chronic hypoxia tolerance in the non-indigenous brown mussel, *Perna perna* (Bivalvia : Mytilidae) from the Texas Gulf of Mexico. *Journal of Molluscan Studies*, 71: 401-408.
- HOCKEY, P.A.R. & VAN ERKOM SCHURINK, C. 1992. The invasive biology of the mussel *Mytilus galloprovincialis* on the Southern African Coast. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 48: 123-139.
- HOLLEBONE, A.L. & HAY, M.E. 2008. An invasive crab alters interaction webs in a marine community. *Biological Invasions*, 10: 347-358.
- INGRAO, D.A.; MIKKELSEN, P.M. & HICKS, D.W. 2001. Another introduced marine mollusk in the Gulf of Mexico: the Indo-Pacific green mussel, *Perna viridis*, in Tampa Bay, Florida. *Journal of Shellfish Research*, 20: 13-19.
- INSTITUTO HORUS 2009. Base de Dados sobre Espécies Exóticas Invasoras em I3N-Brasil. <<http://www.institutohorus.org.br>>. (Acesso em 03/09/2009).
- IUCN (The World Conservation Union). 2000a. IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. <<http://www.iucn.org/>>. (Acesso em 03/09/2009).
- IUCN (The World Conservation Union). 2000b. 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. <<http://www.iucn.org/>>. (Acesso em 03/09/2009).
- IWASSAKI, K. 1999. Short and long-term movements of the patellid limpet *Patella flexuosa* within gaps in intertidal mussel beds. *Journal of Molluscan Studies*, 65: 295-301.
- JACOBI, C.M. 1987. Habitat heterogeneity in rocky shores. A case study: mussel beds. Pp: 254-265. In: Simpósio Sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Síntese dos Conhecimentos. Cananéia, SP, Brasil.
- JONES, C.G.; LAWTON, J.H. & SHACHAK, M. 1994. Organisms as ecosystems engineers. *Oikos*, 69: 373-386.
- JONES, C.G.; LAWTON, J.H. & SHACHAK, M. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, 78: 1946-1957.
- KING, W.B. 1980. Ecological basis of extinction in birds. *Acta Congressus Internationalis Ornithologici*, 2: 905-911.
- KOCHMANN, J.; BUSCHBAUM, C.; VOLKENBORN, N. & REISE, K. 2008. Shift from native mussels to alien oysters: differential effects of ecosystem engineers. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 364: 1-10.
- KRAKAU, M.; THIELTGES, D.W. & REISE, K. 2006. Native parasites adopt introduced bivalves of the North Sea. *Biological Invasions*, 8: 919-925.
- KRASSOI, F.R.; BROWN, K.R.; BISHOP, M.J.; KELAHER, B.P. & SUMMERHAYES, S. 2008. Condition-specific competition allows coexistence of competitively superior exotic oysters with native oysters. *Journal of Animal Ecology*, 77: 5-15.
- LASIAK, T.A. & DYE, A. 1989. The ecology of the brown mussel *Perna perna* in Transkei, Southern Africa: implications for the management of a traditional food resource. *Biological Conservation*, 47: 245-257.
- LEVINTON, J.S. 1995. *Marine Biology: function, biodiversity, ecology*. Oxford University Press, New York, NY. 420p.
- LOPES, R.M.; CORADIN, L.; POMBO, V.B. & CUNHA, D.R. 2009. Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil. MMA/SBF, Brasília, DF. 440p.
- LÓPEZ, M.S. 2003. Efecto de la potencial presa exótica *Isognomon bicolor* (Adams, 1845) sobre la ecología trófica de *Stramonita haemastoma* (Kool, 1987) em el intermareal rocoso de Arraial do Cabo, RJ, Brasil. *Dissertação de Mestrado*. Universidad Internacional de Andalucía. Andalucía, Espanha. 115p.
- LÓPEZ, M.S.; COUTINHO, R.; FERREIRA, C.E.L. & RILOV, G. 2010. Predator-prey interactions in a bioinvasion scenario: differential predation by native predators on two exotic rocky intertidal bivalves. *Marine Ecology Progress Series*, 403: 101-112.
- MACK, R.N.; SIMBERLOFF, D. & LONSDALE, W.M. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10: 689-710.

- MAGGI, E.; BERTOCCHI, I.; VASELLI, S. & BENEDETTI-CECCHI, L. 2009. Effects of change in number, identity and abundance of habitat-forming species on assemblages of rocky seashores. *Marine Ecology Progress Series*, 381: 39-49.
- McQUAID, C.D. 1985. Differential effects of predation by the intertidal whelk *Nucella dubia* (K.r) on *Littorina africana knysnaensis* (Phillipi) and the barnacle *Tetraclita serrata* Darwin. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 89: 97-107.
- McQUAID, C.D. & PHILLIPS, T.E. 2000. Limited wind-driven dispersal of intertidal mussel larvae: *in situ* evidence from the plankton and the spread of the invasive species *Mytilus galloprovincialis* in South Africa. *Marine Ecology Progress Series*, 201: 211-220.
- McQUAID, C.D. & LINDSAY, J.R. 2005. Interacting effects of wave exposure, tidal height and substratum on spatial variation in densities of mussel *Perna perna* plantigrades. *Marine Ecology Progress Series*, 301: 173-184.
- MELO, C.M.R.; SILVA, F.C.; GOMES, C.H.A.M.; SOLÉ-CAVA, A.M. & LAZOSKI, C. 2009. *Crassostrea gigas* in natural oyster banks in southern Brazil. *Biological Invasions*, 12: 441-449, doi: 10.1007/s10530-009-9475-7.
- MENGE, B.A. 1976. Organization of the New England rocky intertidal community: role of predation, competition, and environmental heterogeneity. *Ecological Monographs*, 46: 355-393.
- MORTON, B. 2008. Attack responses of the southern Australian whelk, *Lepsiella vinosa* (Lamarck, 1822) (Gastropoda: Muricidae), to novel bivalve prey: an experimental approach. *Biological Invasions*, 10: 1265-1275.
- NAVARRETE, S.A. & CASTILLA, J.C. 1990. Barnacle walls as mediators of intertidal mussel recruitment: effects of patch size on the utilization of space. *Marine Ecology Progress Series*, 68: 113-119.
- NEHLS, G.; DIEDERICH, S. & THIELTGES, D. W. 2006. Wadden Sea mussel beds invaded by oysters and slipper limpets: competition or climate control. *Helgol Marine Research*, 60: 135-143.
- NETO, A.C.L. & JABLONSKI, S. 2004. O Programa GloBallast no Brasil. Pp. 11-20. In: J.S.V. Silva & R.C.C.L. Souza (eds.). *Água de Lastro e Bioinvasão. Interciência*, Rio de Janeiro, RJ. 224p.
- NICASTRO, K.R.; ZARDI G.I. & McQUAID, C.D. 2007. Behavioural response of invasive *Mytilus galloprovincialis* and indigenous *Perna perna* mussels exposed to risk of predation. *Marine Ecology Progress Series*, 336: 169-175.
- NYBAKKEN, J.W. 1993. *Marine Biology: an Ecological Approach*. Third Edition. Addison Wesley Logman, New York, NY. 462p.
- OLIVIER, F.; DESROY, N. & RETIÈRE, C. 1996. Habitat selection and adult–recruit interactions in *Pectinaria koreni* (Malmgren) (Annelida: Polychaeta) post-larval populations: results of flume experiments. *Journal of Sea Research*, 36: 217-226.
- PAINE, R.T. 1974. Intertidal community structure: experimental studies on the relationship between a dominant competitor and its principal predator. *Oecologia (Berlin)*, 5: 93-120.
- PATRÍCIO, J.; SALAS, F.; PARDAL, M.A.; JØRGENSEN, S.E. & MARQUES, J.C. 2006. Ecological indicators performance during a re-colonisation field experiment and its compliance with ecosystem theories. *Ecological Indicators*, 6: 43-57.
- PERRINGS C. 2002. Biological invasions in aquatic systems: the economic problem. *Bulletin of Marine Science*, 70: 541-552.
- PIMENTEL, D.; LACH, L.; ZUNIGA, R. & MORRISON, D. 2000. Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States. *BioScience*, 50: 53-65.
- PORRI, F.; ZARDI, G.I.; McQUAID, C.D. & RADLO, S. 2007. Tidal height, rather than habitat selection for conspecifics, controls settlement in mussels. *Marine Biology*, 152: 631-637.
- PORRI, F.; JORDAAN, T. & McQUAID, C.D. 2008. Does cannibalism of larvae by adults affect settlement and connectivity of mussel populations? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79: 687-693.
- REUSCH, T.B.H. 1998. Native predators contribute to invasion resistance to the nonindigenous bivalve *Musculita senhousia* in southern California, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 170: 159-168.
- RILOV, G. 2009. Predator-Prey Interactions of Marine Invaders. Pp. 261-286. In: G. Rilov & J.A. Crooks (eds.). *Biological Invasions in Marine Ecosystems: Ecological, Management and Geographic Perspectives*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. 641 p.
- RILOV, G.; GASITH, A. & BENAYAHU, Y. 2002. Effect of an exotic prey on the feeding pattern of a predatory snail. *Marine Environmental Research*, 54: 85-98.

- RILOV, G.; BENAYAHU, Y. & GASITH, A. 2004. Prolonged lag in population outbreak of an invasive mussel: a shifting-habitat model. *Biological Invasions*, 6: 347-364.
- RIUS, M. & McQUAID, C. D. 2006. Wave action and competitive interaction between the invasive mussel *Mytilus galloprovincialis* and the indigenous *Perna perna* in South Africa. *Marine Biology*, 150: 69-78.
- ROBINSON, T. B.; GRIFFITHS, C. L.; McQUAID, C. D. & RIUS, M. 2005. Marine alien species of South Africa — status and impacts. *African Journal of Marine Science*, 27: 297-306.
- ROBINSON, T.B.; BRANCH, G.M. & GRIFFITHS, C.L. 2007. Effects of the invasive mussel *Mytilus galloprovincialis* on rocky intertidal community structure in South Africa. *Marine Ecology Progress Series*, 340: 163-171.
- RODRIGUEZ, L.F. 2006. Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. *Biological Invasions*, 8: 927-939.
- ROY, K.; JABLONSKI, D. & VALENTINE, J. W. 2002. Body size and invasion in marine bivalves. *Ecology Letters*, 5: 163-167.
- RUESINK, J.L. 2007. Biotic resistance and facilitation of a non-native oyster on rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 331: 1-9.
- RUIZ, G.M.; CARLTON, J.T.; GROSHOLZ, E.D. & HINES, A.H. 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *American Zoologist*, 37: 621-632.
- RUIZ, G.M.; FOFONOFF, P.W. & HINES A.H. 1999. Non-indigenous species as stressors in estuarine and marine communities: assessing invasion impacts and interactions. *Limnology and Oceanography*, 44: 950-972.
- RUIZ SEBASTIÁN, C.; STEFFANI, C.N. & BRANCH, G.M. 2002. Homing and movement patterns of a South African limpet (*Scutellastra argenvillei*) in an area invaded by an alien mussel (*Mytilus galloprovincialis*). *Marine Ecology Progress Series*, 243: 111-122.
- SARÀ, G.; ROMANO, C.; CARUSO, M. & MAZZOLA, A. 2000. The new Lessepsian entry *Brachidontes pharaonis* (Fischer P., 1870) (Bivalvia, Mytilidae) in the western Mediterranean: a physiological analysis under varying natural conditions. *Journal of Shellfish Research*, 19: 967-977.
- SARÀ, G.; VIZZINI, S. & MAZZOLA, A. 2003. Sources of carbon and dietary habits of new Lessepsian entry *Brachidontes pharaonis* (Bivalvia, Mytilidae) in the western Mediterranean. *Marine Biology*, 143: 713-722.
- SCHNEIDER K.R. & HELMUTH B. 2007. Spatial variability in habitat temperature may drive patterns of selection between an invasive and native mussel species. *Marine Ecology Progress Series*, 339: 157-167.
- SHINEN, J.S. & MORGAN, S.G. 2009. Mechanisms of invasion resistance: competition among intertidal mussels promotes establishment of invasive species and displacement of native species. *Marine Ecology Progress Series*, 383: 187-197.
- SHINEN, J.S.; MORGAN, S.G. & CHAN, A.L. 2009. Invasion resistance on rocky shores: direct and indirect effects of three native predators on an exotic and a native prey species. *Marine Ecology Progress Series*, 378: 47-54.
- SIH, A.; ENGLUND, G. & WOOSTER, D. 1998. Emergent impacts of multiple predators on prey. *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 350-355.
- SILVA, J.S.V.; FERNANDES, F.C.; SOUZA, R.C.C.L.; LARSEN, K.T.S. & DANELON, O.M. 2004. Água de Lastro e Bioinvasão. Pp 1-10. In: J.S.V. Silva & R.C.C.L. Souza (eds.). Água de Lastro e Bioinvasão. Interciência, Rio de Janeiro, RJ. 224p.
- SILVA, J.S.V. & SOUZA, R.C.C.L. 2004. Água de Lastro e Bioinvasão. Interciência, Rio de Janeiro, RJ. 224p.
- SIMONE, J.R.L. & GONÇALVES, E.P. 2006. Anatomical study on *Myoforceps aristatus*, an invasive boring bivalve in S.E. Brazilian Coast (Mytilidae). *Papéis Avulsos de Zoologia do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo*, 46: 57-65.
- SOUZA, R. & GUTIÉRREZ, J.L. 2009. Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. *Biological Invasions*, 11: 2367-2385.
- SOUZA, W.P. 1984. Intertidal mosaics: patch size, propagule availability and spatially variable patterns of succession. *Ecology*, 65: 1918-1935.
- SOUZA, J.R.B.; ROCHA, C.M.C. & LIMA, M.P.R. 2005. Ocorrência do bivalve exótico *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad) (Mollusca, Bivalvia), no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22: 1204-1206.
- SOUZA, R.C.C.L.; FERNANDES, F.C. & SILVA, E.P. 2003. A study on the occurrence of the brown mussel *Perna perna*

- on the sambaquis of the Brazilian coast. *Revista do Museu de Arqueologia e Entologia*, 13: 3-24.
- SOUZA, R.C.C.L.; FERNANDES, F.C. & SILVA, E.P. 2004. Distribuição atual do mexilhão *Perna perna* no mundo: um caso recente de bioinvasão. Pp. 157-172. In: J.S.V Silva & R.C.C.L. Souza (eds.). *Água de Lastro e Bioinvasão*. Interciência, Rio de Janeiro, RJ. 224p.
- STACHOWICZ, J.J.; BRUNO, J.F. & DUFFY, J.E. 2007. Understanding the Effects of Marine Biodiversity on Communities and Ecosystems. *Annual Review Ecology, Evolution and Systematics*, 38: 739-66.
- STAFFORD, H.; WILLAN, R.C. & NEIL, K.M. 2007. The invasive Asian green mussel, *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) (Bivalvia : Mytilidae), breeds in Trinity Inlet, tropical northern Australia. *Molluscan Research*, 27: 105-109.
- STEFFANI, C.N. & BRANCH, G.M. 2003a. Growth rate, condition, and shell shape of *Mytilus galloprovincialis*: responses to wave exposure. *Marine Ecology Progress Series*, 246: 197-209.
- STEFFANI, C.N. & BRANCH, G.M. 2003b. Temporal changes in an interaction between an indigenous Limpet *Scutellastra argenvillei* and an alien mussel *Mytilus galloprovincialis*: effects of wave exposure. *African Journal of Marine Science*, 25: 213-229.
- STEFFANI, C.N. & BRANCH, G.M. 2003c. Spatial comparisons of populations of an indigenous limpet *Scutellastra argenvillei* and the alien mussel *Mytilus galloprovincialis* along a gradient of wave energy. *African Journal of Marine Science*, 25: 115-212.
- STEFFANI, C.N. & BRANCH, G.M. 2005. Mechanisms and consequences of competition between an alien mussel, *Mytilus galloprovincialis*, and an indigenous limpet, *Scutellastra argenvillei*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 317: 127-142.
- SUCHANEK, T.H. 1986. Mussels and their role in structuring rocky shore communities. Pp.70-96. In: P.G. Moore, R. Seed (eds.). *The Ecology of Rocky Coasts*. Columbia University Press, New York, NY. 467p.
- TLIG-ZOUARI, S.; RABAOUI, L.; IRATHNI, I. & BEN HASSINE, O. K. 2009. Distribution, habitat and population densities of the invasive species *Pinctada radiatata* (Molluca: Bivalvia) along the Northern and Eastern coasts of Tunisia. *Cahiers de Biologie Marine*, 50: 131-142.
- VAN ERKOM SCHURINK, C. & GRIFFITHS, C.L. 1993. Factors affecting relative growth in four South African mussel species. *Aquaculture*, 109: 257-273.
- VERWEEN, A.; VINCX, M. & DEGRAER, S. 2007. The effect of temperature and salinity on the survival of *Mytilopsis leucophaeata* larvae (Mollusca, Bivalvia): the search for environmental limits. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 348: 111-120.
- WEIGLE, S.M.; SMITH, L.D.; CARLTON, J.T. & PEDERSON, J. 2005. Assessing the risk of introducing exotic species via the live marine species trade. *Conservation Biology*, 19: 213-223.
- WOOTTON, J.T. 2002. Mechanisms of successional dynamics: consumers and the rise and fall of species dominance. *Ecological Research*, 17: 249-260.
- WRIGHT, J.P.; JONES, C.G. & FLECKER, A.S. 2002. An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia*, 132: 96-101.
- XU, H.; DING, H.; LI, M.; QIANG, S.; GUO, J.; HAN, Z.; HUANG, Z.; SUN, H.; HE, S.; WU, H. & WAN, F. 2006. The distribution and economic losses of alien species invasion to China. *Biological Invasions*, 8: 1495-1500.
- YAMADA, S.B.; NAVARRETE, S.A. & NEEDHAM, C. 1998. Predation induced changed in behaviour and growth rate in three populations of the intertidal snail, *Littorina sitkana* (Philippi). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 220: 213-226.
- ZARDI, G.I.; McQUAID, C.D.; TESKE, P.R. & BARKER, N.P. 2007. Unexpected genetic structure of mussel populations in South Africa: indigenous *Perna perna* and invasive *Mytilus galloprovincialis*. *Marine Ecology Progress Series*, 337: 135-144.

Submetido em 09/10/2009

Aceito em 15/12/2009