UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

DANIELA SARTORI SOARES

O EFEITO DE FATORES BIÓTICOS SOBRE COMUNIDADES INCRUSTANTES MARINHAS NA BAIA DE PARANAGUÁ

CURITIBA

2011

DANIELA SARTORI SOARES

O EFEITO DE FATORES BIÓTICOS SOBRE COMUNIDADES INCRUSTANTES MARINHAS NA BAIA DE PARANAGUÁ

Monografia apresentada ao Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientadora: Dra Rosana Moreira da Rocha

CURITIBA

2011

"Querem que vos ensine o modo de chegar à ciência verdadeira? Aquilo que se sabe, saber que se sabe; aquilo que não se sabe, saber que não se sabe; na verdade é este o saber."

Confúcio

AGRADECIMENTOS

Primeiramente quero agradecer a minha orientadora que prontamente aceitou a me orientar e esteve presente durante todo o processo. Ajudando-me em campo, no laboratório, estando sempre pronta a esclarecer dúvidas e realizar correções.

Muito obrigada a todos os colegas de laboratório, Thais, Halina, Rafael, Gustavo, Isabela e Nádia, pela ajuda na identificação dos materiais, pelo envio de artigos e pelas conversas que tornaram o trabalho mais divertido.

A todos os amigos que me apoiaram durante toda a faculdade, Karin, Vinicius, Vanessa, Fernanda, Daiane, Diego, Japa e Giuliana, pelo apoio, pelas conversas, pelas risadas, pela força e palavras de incentivo nos momentos difíceis e por todos os bons momentos. A Karin e Vinicius muito obrigada também pela ajuda em campo, a presença de vocês tornou o trabalho muito mais alegre. Ao Vinicius por depois de um dia cansativo de trabalho em campo, encarar junto comigo o mau humor do borracheiro que retirava o prego do pneu. A Karin pelas conversas filosóficas nos piers do Iate Clube e pelos cafés depois dos campos. A Giuliana pelo apoio fundamental principalmente na etapa final da monografia.

Aos meus pais que estiveram presente, não só nesse, mas em todos os momentos de minha vida. Sem vocês eu jamais teria chego até aqui. Muito obrigada por sempre acreditarem em mim, por serem mais do que apenas meus pais, por serem meus melhores amigos. Pelo apoio e incentivo de todos os momentos.

RESUMO

O aumento de viagens intercontinentais é um dos grandes responsáveis pelo crescimento da introdução mundial de espécies exóticas. Embarcações comerciais ou de lazer são particularmente importantes, pois transportam espécies em seus cascos e tanques de lastro. Para que uma espécie introduzida se torne invasora é necessário que esta consiga se estabelecer. Após o assentamento, a comunidade é controlada pela mortalidade causada por interações biológicas como predação e competição. Deste modo, este projeto tem como principal objetivo avaliar os efeitos de fatores bióticos sobre espécies marinhas introduzidas na Baia de Paranaguá e saber se a competição por espaço tem uma maior importância no estabelecimento de espécies exóticas do que a predação. Foram identificados 17 táxons tanto nas placas de competição, quanto nas placas de predação, dos quais nenhum deles foi classificado como introduzido. Ao analisar os resultados obtidos a partir das placas de predação, foi possível constatar que a presença de predadores não influenciou na estrutura das comunidades, já que não houve uma diferença significativa entre as placas controle e com tratamento. Apenas a comunidade de cracas mortas apresentou diferença significativa entre os tratamentos, porém sem influenciar na abundância final das cracas vivas. Ao analisar as placas de competição foi possível constatar que a perturbação de pequena escala realizada por meio dos diversos tratamentos de raspagem das comunidades, não teve efeito significativo na estruturação das comunidades. Sendo assim, a competição por espaço não teve uma maior importância no estabelecimento de espécies exóticas do que a predação.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 1
2. MATERIAIS E MÉTODOS 4
2.1. Local de Estudo 4
2.2. Experimentos de Campo 5
2.2.1 Avaliação do Efeito de Predação 5
2.2.2 Análise das Placas e dos Dados 5
2.2.3 Avaliação do Efeito de Competição 6
2.2.4 Análise dos Dados 7
3. RESULTADOS 9
3.1. Comunidade das Placas de Predação 9
3.2. Comunidade das Placas de Competição 11
3.3. Efeito da Predação 13
3.4. Efeito da Competição 14
4. DISCUSSÃO 16
5. REFERÊNCIAS 18

1. INTRODUÇÃO

Cerca de 70% da população humana vive nas costas dos continentes, sendo que grande parte mora próxima a estuários (Connell, 2000). A urbanização destes ambientes acaba por fornecer estruturas artificiais para a colonização de invertebrados sésseis, formando novos habitats marinhos e facilitando a fixação de espécies transportadas (Cangussu, 2008; Rocha et al., 2010). Assim, as ações antrópicas costeiras facilitam a entrada de espécies exóticas, podendo acarretar em uma maior abundância destas sobre espécies nativas, interferindo, deste modo, na diversidade e na composição de espécies das comunidades incrustantes (Rocha et al., 2010).

Estudos constatam que, a partir do final do século XX, houve um grande aumento de invasões biológicas ao redor do mundo, relacionadas principalmente às ações antrópicas, sobretudo por meio da aquariofilia, de cultivos e de transportes marítimos (Carlton, 1996; Grosholz e Ruiz, 1996).

O aumento de viagens intercontinentais é um dos grandes responsáveis pelo grande crescimento da introdução mundial de espécies exóticas (Sax, 2001). Embarcações comerciais ou de lazer, são particularmente importantes, pois transportam espécies em cascos e tanques de lastro (Carlton, 1996; Neves e Rocha, 2008). A partir de 1800 os navios começaram a usar tinta anti-incrustante nos cascos para evitar o transporte de organismos. Porém, existem outros modos de introdução como o comércio de peixes ornamentais, transferência de iscas, aquicultura, entre outras (Wonham e Carlton, 2005).

O transporte não é o único fator para que uma espécie consiga colonizar um novo ambiente. É necessário também que ela seja introduzida e que consiga se estabelecer (Carlton, 1996). Para que uma espécie consiga se estabelecer é preciso que ela passe por várias etapas e consiga vencer algumas barreiras, como, por exemplo, barreiras geográficas, reprodutivas e ambientais (Blackburn et al., 2011).

A capacidade de estabelecimento de uma espécie depende de uma combinação adequada de variáveis físicas, químicas e biológicas (Carlton, 1996), ou

seja, a espécie precisa possuir uma alta tolerância às variações de salinidade, temperatura, concentração de matérias orgânicas, uma grande capacidade de fixação no substrato, além disso, as várias interações bióticas com espécies locais também irão influenciar na capacidade de estabelecimento da espécie (Osman e Whitlatch, 2004; Bulleri, 2005; Cangussu, 2008).

Interações pós-assentamento, como predação e competição, com espécies já existentes no substrato também influenciam no estabelecimento de novos indivíduos, podendo ocasionar mortalidade ou sobrevivência destes organismos e alterar a estrutura das comunidades (Palmer et al. 1996; Osman e Whitlatch, 2004). Portos e marinas oferecem habitats ideais para o estabelecimento de propágulos de espécies invasoras (Rigo, 2011). Um dos mecanismos ecológicos que influenciará na estruturação de comunidades incrustantes é a predação, que irá atuar impedindo a ocupação de comunidades estáveis por espécies com grande capacidade de assentamento larval e evitará o monopólio de espécies competitivamente superiores (Osman e Whitlatch, 1998; Grosholz, 2002). Outro mecanismo ecológico de grande importância na estruturação de comunidades é a competição por espaço, principal recurso limitante de comunidades incrustantes, podendo se dar de forma direta ou indireta, ou seja, por interferência ou por ocupação prévia do espaço (Kang et al., 2005).

Eventos de perturbações também afetam os padrões e as taxas de sucessão das comunidades incrustantes, influenciando assim na estruturação de comunidades (Altman e Whitlatch 2007). Isso acontece, pois o aumento do espaço disponível aumenta os recursos para colonizadores em geral. Esses eventos podem ser classificados em perturbações de pequena ou grande escala. Perturbações de pequena escala são causadas por mecanismos biológicos, como predação e competição, já perturbações de grande escala são causadas por processos físicos, como tempestades. As perturbações de pequena escala ocorrem normalmente no infralitoral raso, sendo que o aumento de espaço disponível é principalmente causado por este tipo de perturbação.

Outro fator importante para o sucesso do estabelecimento de espécies exóticas é a riqueza de espécies existentes, já que comunidades de invertebrados

marinhos podem demonstrar, em situações específicas, uma relação negativa entre sucesso de invasão e riqueza de espécies locais (Dunstan e Johnson 2004). Isso ocorre, pois o processo de invasão depende de propriedades específicas de cada espécie, como mortalidade, crescimento e interações interespecíficas e de características locais, como predação (Castilla et al., 2004; Suarez e Tsutsui 2008).

Os processos de bioinvasão tem diminuído o tamanho de populações nativas por todo o mundo, causando, muitas vezes, a extinção de espécies locais e/ou alterando a estrutura das comunidades, trazendo diversos danos para o ecossistema atingido (Ruiz et al., 1997), tornando assim a prevenção e a erradicação de espécies exóticas de fundamental importância.

Neste estudo foram avaliadas as interações biológicas, competição e predação, sobre invertebrados sésseis em um estuário no sul do Brasil. A principal hipótese a ser testada nesse projeto é de que a competição por espaço teria uma maior importância no controle do estabelecimento de espécies exóticas já que a pouca visibilidade da água local faria com que a predação se tornasse um fator menos importante na estruturação das comunidades.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Local de Estudo

O estudo foi realizado no Iate Clube de Paranaguá (Figura 1) localizado no Rio Itiberê, na Baía de Paranaguá, litoral do estado do Paraná (25º31'S, 48º30'W). A Baía de Paranaguá é parte de um grande sistema estuarino que inclui o sistema de Cananéia-Iguape no litoral sul do estado de São Paulo. Sua abrangência inclui dois grandes corpos d'água, sendo as baías de Paranaguá e Antonina com 260 km^2 de extensão e as baías de Laranjeiras e Pinheiros com 200 km^2. Este sistema estuarino é conectado com o mar aberto por três canais, sendo o principal junto à ilha do Mel (Cangussu, 2008).

O Iate Clube de Paranaguá apresenta dois píeres, constituídos de uma passarela central, suportada por colunas de concreto e flutuadores de fibra de vidro recobertos de madeira, que são conectados à passarela por rampas, de cada lado da mesma. O presente estudo foi realizado, mais especificamente, nesses flutuadores de madeira.

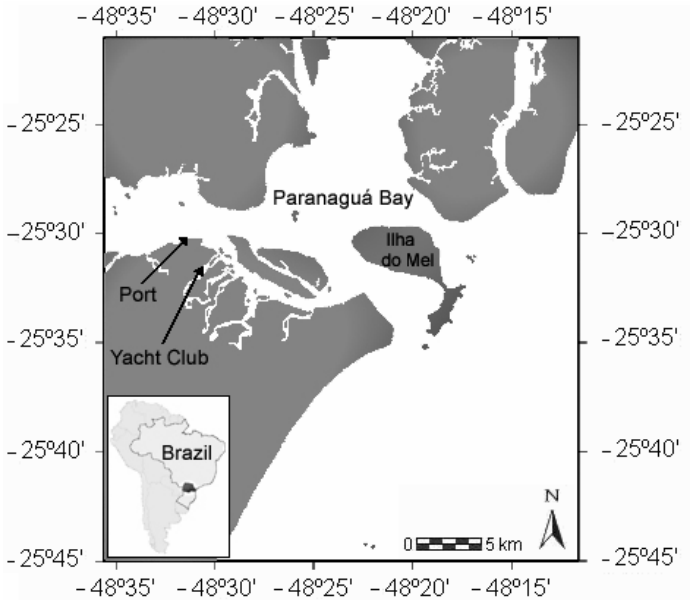

FIGURA 1 - Mapa da localização do iate clube de Paranaguá e da baía de Paranaguá (PR). Fonte: Cangusso, 2010

2.2. Experimentos de Campo

2.2.1 Avaliação do Efeito de Predação

Para avaliar o efeito da predação na colonização do substrato foram utilizadas placas de polietileno de 12 x 12 cm. Foram realizados dois tratamentos constituídos por placas envoltas por gaiolas parciais e gaiolas completas confeccionadas de tela de piscicultura com malha de tamanho aproximado de 4 mm de lado (lanternas de cultivo de ostras), que excluiu grandes predadores como peixes, macro-crustáceos e macro-moluscos. As placas foram presas aos discos das lanternas, com a face a ser analisada voltada para baixo, uma placa por disco. Nos vãos entre discos alternados, a tela da lanterna foi aberta nos dois lados opostos, propiciando livre acesso aos predadores, porém sem excluir os efeitos secundários da gaiola como redução de circulação de água, redução de iluminação, entre outros. As lanternas foram amarradas a cordas e ficaram imersas a aproximadamente 1,5 m de profundidade, uma em cada flutuador. Cada tratamento possuiu 07 réplicas. As lanternas foram fixadas em piers flutuantes do Iate Club de Paranaguá no dia 08 de março de 2011. Após três meses, todas as placas foram recolhidas e fotografadas para análise.

2.2.2 Análise das Placas e dos Dados

Primeiramente as placas recolhidas foram analisadas para coleta e identificação dos organismos. Todas as espécies tiveram seu status definido em nativa, criptogênica ou introduzida com base em critérios já estabelecidos na literatura, a distribuição geográfica de cada espécie, presença em substratos artificiais em regiões de portos e marinas também foram descritos com base na literatura. Foi feita uma lista de todas as espécies presentes para todas as placas, para cálculo da riqueza, independente de sua abundância. Para avaliação da abundância de cada espécie em termos de porcentagem de cobertura, foi utilizado o método de pontos de intersecção. Análises prévias na região definiram o número de

40 pontos como ideal. Foi avaliada a riqueza de espécies e abundância das espécies para cada uma das placas. As espécies foram separadas por status de introdução, sua abundância foi comparada entre os tratamentos com e sem predação por teste t de Student, para testar se o tratamento de exclusão de predação é importante na estruturação da comunidade e para o aparecimento de espécies exóticas.

2.2.3 Avaliação do Efeito de Competição

Para avaliar o efeito da competição na colonização de espécies foram utilizadas placas de polietileno de 20 x 20 cm atadas à parte inferior de discos em lanternas de ostra com malha 4 mm. Estas placas foram submersas ao mesmo tempo que as placas de predação e ficaram submersas por três meses. A princípio foram submersas cinco lanternas, em um total de cinco réplicas para cada tratamento, porém com o passar do tempo lanternass foram sendo perdidas, restando apenas duas para análise. Após este período de colonização as placas foram retiradas, fotografadas e foram aplicados quatro tratamentos de liberação de espaço disponível. Para isto foram raspados diferentes números (12, 25 e 50) de áreas de 4 cm^2 (Figura 2), determinadas aleatoriamente na placa, de modo a liberar diferentes quantidades de espaço, (48, 100 e 200 cm^2). Em outro conjunto nenhum procedimento foi realizado e serviu como controle. O tratamento denominado “1” é referente ao controle, o tratamento “2” à liberação de 48 cm², o “3” à liberação de 100 cm² e o tratamento “4” à 200cm². O tratamento 1 e 2 tiveram 2 réplicas e os tratamentos 3 e 4 tiveram 3 réplicas cada um, devido à perda de algumas lanternas. Depois de aplicado o tratamento, as placas foram submersas e, após mais um mês, foram coletadas e fotografadas para análise.

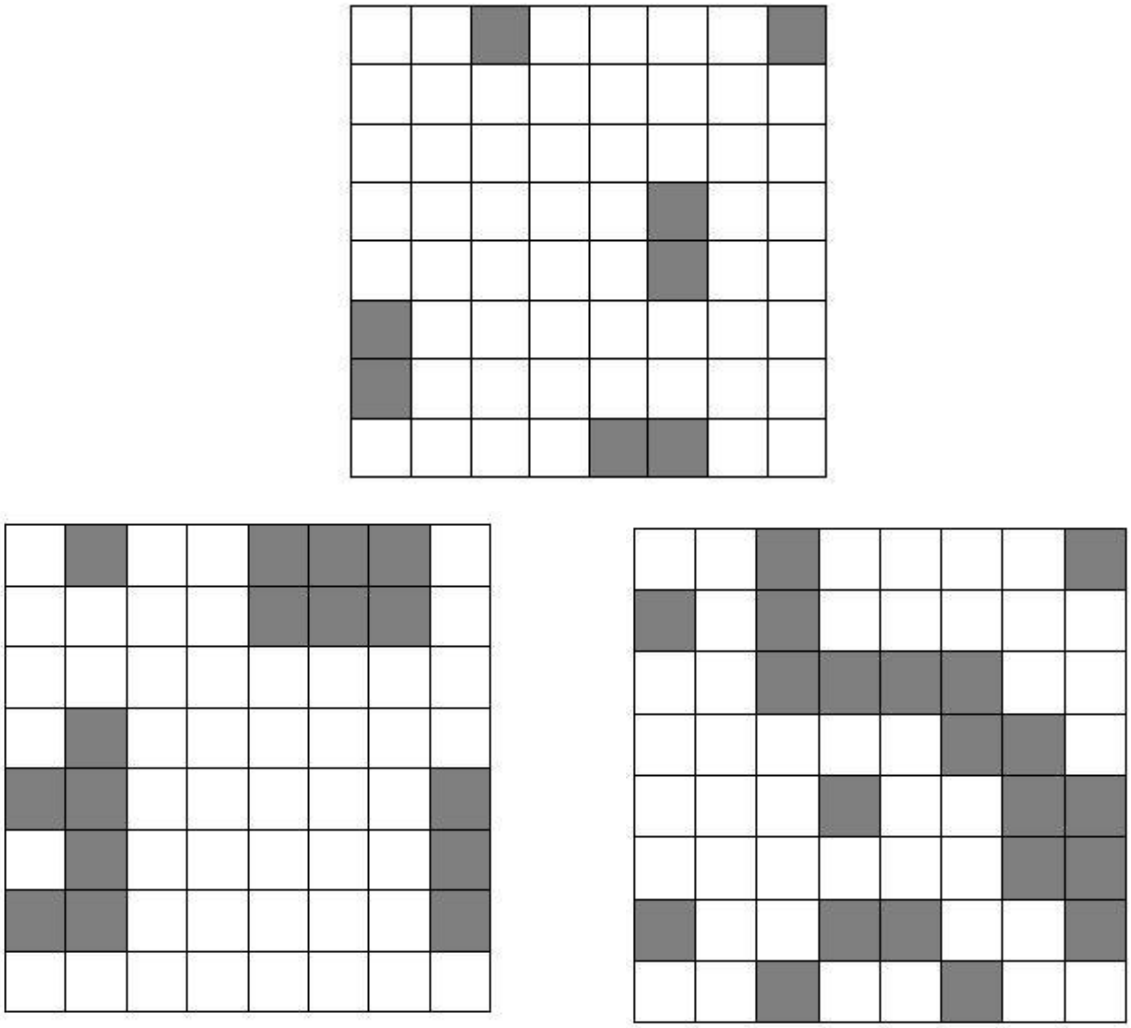

FIGURA 2 – Tratamentos de liberação de espaço nas placas de competição, 48, 100 e 200 cm^2 respectivamente.

2.2.4 Análise dos Dados

As placas foram analisadas de forma semelhante às placas de predação. Primeiramente as espécies que colonizaram as placas foram separadas e identificadas, e posteriormente foi avaliado o status de cada uma das espécies. Apenas foi analisada a face voltada ao fundo. Foi avaliada a riqueza de espécies e abundância das espécies para cada uma das placas. A abundância foi avaliada pela metodologia de pontos de transecção, tendo sido avaliados 50 pontos. . Foi utilizado

o teste ANOVA para avaliar a similaridade entre placas e testar se o tratamento de liberação de espaço disponível é importante na estruturação da comunidade e para o aparecimento de espécies exóticas.

3. RESULTADOS

3.1. Comunidade das Placas de Predação

Foram identificados 16 táxons sobre as placas, dos quais 14 foram identificados até espécie, sendo nove criptogênicas e cinco nativos. Os demais organismos não foram identificados até espécie, são eles: moluscos (ovos) e Entoprocta.

TABELA 1 - Táxons encontrados sobre as placas de predação, com status e distribuição geográfica

Táxon	Status*	Distribuição geográfica	Referências
Amphipoda			
Monocorophium acherusicum (Costa, 1851)	C	Atlântico, Europa, Mar Mediterrâneo	http://www.marinespecies.org
Ascidiacea			
Molgula phytophila (Monniot 1969-70)	N	Brasil (sul e sudeste)	CANGUSSU, 2010
Bivalvia			
Mytella guyanensis (Lamarck, 1819)	N	Oceano Pacífico (México ao Peru), Brasil (BA, PR)	PINTO e BOEHS, 2008
Pododesmus rudis (Broderip, 1834)	N	Estados Unidos, Golfo do México, América do Sul, Brasil (SP, RS)	http://www.discoverlife.org http://www.marinespecies.org
Bryozoa			
Conopeum reticulum (Linnaeus, 1767)	C	Cosmopolita, com exceção das altas latitudes, Brasil (ES_SC)	CANGUSSU, 2010

Táxon	Status*	Distribuição geográfica	Referências
Electra tenella (Hincks, 1880)	C	Índia Oriental, Japão, Nova Zelândia, Mediterrâneo, Flórida, Porto Rico, Colômbia, Brasil (sul e sudeste)	CANGUSSU, 2010
Hippoporina indica (Madhavan Pillai, 1978)	C	Hong Kong, China, Índia, Estados Unidos	MCCANN ET AL, 2007
Sinoflustra annae (Osburn, 1953)	C	Florida, Texas, Panamá, Oeste da África, Brasil (SP, PR)	CANGUSSU, 2010
Cirripedia			
Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854)	C	Cosmopolita, Brasil (CE-RS)	CANGUSSU, 2010
Fistulobalanus citerosum (Henry, 1973)	N	Brasil (PB-RS)	CANGUSSU, 2010
Hydrozoa			
Clytia gracilis (M. Sars, 1850)	C	Atlântico Oriental e Ocidental, Índico, Pacífico Ocidental e Oriental, Brasil (PE, SP, PR)	CANGUSSU, 2010
Eudendrium carneum (Clarke, 1882)	C	Atlântico Oriental e Ocidental, Índico, Pacífico Oriental, Golfo da Califórnia, norte da Ilha Clarion, Brasil (SC, SP – BA, PE, FN)	CANGUSSU, 2010
Obelia bidentata (Clarke, 1875)	C	Circuntropical, Brasil (PE, RJ-PR)	CANGUSSU, 2010
Obelia dichotoma (Linnaeus, 1758)	C	Cosmopolita, Brasil (ES-PR, RS)	CANGUSSU, 2010

* Status: C = criptogênica, N = nativa.

3.2. Comunidade das Placas de Competição

Foram identificados 17 táxons sobre as placas, dos quais 15 foram identificados até espécie, sendo 11 criptogênicos e cinco nativos. Os demais organismos não foram identificados até espécie, são eles: Entoprocta.

TABELA 2 - Táxons encontrados sobre as placas de competição, com status e distribuição geográfica

Táxon	**Status***	**Distribuição geográfica**	**Referências**
Amphipoda			
Monocorophium acherusicum (Costa, 1851)	C	Atlântico, Europa, Mar Mediterrâneo	http://www.marinespecies.org
Ascidiacea			
Molgula phytophila (Monniot 1969-70)	N	Brasil (sul e sudeste)	CANGUSSU, 2010
Microcosmus exasperatus (Heller, 1878)	C	Circuntropical, Brasil (PE, RJ-SC)	CANGUSSU, 2010
Diplosoma listerianum (Milne-Edwards, 1841)	C	Ampla distribuição mundial, Brasil (BA, sudeste e sul)	CANGUSSU, 2010
Bivalvia			
Mytella guyanensis (Lamarck, 1819)	N	Oceano Pacífico (México ao Peru), Brasil (BA, PR)	PINTO e BOEHS, 2008 http://www.discoverlife.org
Crassostrea brasiliana (Lamarck, 1819*)*	N	Atlântico Ocidental, Brasil (SP, PR)	FARRAPEIRA ET AL., 2010
Pododesmus rudis (Broderip, 1834)	N	Estados Unidos, Golfo do México, América do Sul, Brasil (SP, RS)	http://www.discoverlife.org http://www.marinespecies.org
Bryozoa			
Conopeum reticulum (Linnaeus, 1767)	C	Cosmopolita, com exceção das altas latitudes, Brasil (ES-SC)	CANGUSSU, 2010

Electra tenella (Hincks, 1880)	C	Índia Oriental, Japão, Nova Zelândia, Mediterrâneo, Flórida, Porto Rico, Colômbia, Brasil (sul e sudeste)	CANGUSSU, 2010
Hippoporina indica (Madhavan Pillai, 1978)	C	Hong Kong , China, Índia, Estados Unidos	MCCANN ET AL, 2007
Sinoflustra annae (Osburn, 1953)	C	Florida, Texas, Panamá, Oeste da África, Brasil (SP, PR)	CANGUSSU, 2010
Cirripedia			
Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854)	C	Cosmopolita, Brasil (CE-RS)	CANGUSSU, 2010
Fistulobalanus citerosum (Henry, 1973)	N	Brasil (PB-RS)	CANGUSSU, 2010
Hydrozoa			
Clytia gracilis (M. Sars, 1850)	C	Atlântico Oriental e Ocidental, Índico, Pacífico Ocidental e Oriental, Brasil (PE, SP, PR)	CANGUSSU, 2010
Obelia bidentata (Clarke, 1875)	C	Circuntropical, Brasil (PE, RJ-PR)	CANGUSSU, 2010
Obelia dichotoma (Linnaeus, 1758)	C	Cosmopolita, Brasil (ES-PR, RS)	CANGUSSU, 2010

* Status: C = criptogênica, N = nativa.

3.3. Efeito da Predação

O teste t de Student apresentou os seguintes resultados, quando levado em consideração se o tratamento de exclusão de predação seria importante na estruturação da comunidade e para o aparecimento de espécies exóticas:

TABELA 3 - Teste t-Student e abundância (%) das espécies encontradas sobre as placas sujeitas à predação (controle) e com exclusão de predação (tratamento).

Táxon	Controle	Tratamento	Teste t
Amphipoda			
Monocorophium acherusicum (Costa, 1851)	2,8	9,7	0,5982
Ascidiacea			
Molgula phytophila (Monniot 1969-70)	0,4	0,4	0,9261
Bivalvia			
Mytella guyanensis (Lamarck, 1819)	2,1	6,2	0,185
Pododesmus rudis (Broderip, 1834)	0,6	0	0,5985
Bryozoa			
Conopeum reticulum (Linnaeus, 1767)	1,4	1,2	0,8866
Electra tenella (Hincks, 1880)	5,4	4,1	0,2758
Hippoporina indica (Madhavan Pillai, 1978)	24,3	20,3	0,5271
Sinoflustra annae (Osburn, 1953)	25	15	0,3577
Cirripedia			
Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854)	8,2	1,2	0,5341

Craca morta	26,4	59,4	0,0001
Fistulobalanus citerosum (Henry, 1973)	40,4	20	0,0061
Hydrozoa	11,4	34,1	0,0334

3.4. Efeito da Competição

O teste ANOVA apresentou os seguintes resultados, quando levado em consideração se os diferentes tratamentos seriam importantes na estruturação da comunidade e para o aparecimento de espécies exóticas:

TABELA 4 - Porcentagem de cobertura das espécies encontradas sobre as placas de competição em cada tratamento com diferentes porcentagens de liberação de espaço (1-4), Teste ANOVA e teste Tukey.

Táxon	Controle	10%	25%	50%	P ANOVA	Tukey
Amphipoda						
Monocorophium acherusicum (Costa, 1851)	35	0	26	34	0,5972	
Ascidiacea						
Molgula phytophila (Monniot 1969-70)	8	0	2	7,3	0,3371	
Microcosmus exasperatus (Heller, 1878)	0	0	2	0	0,5855	
Diplosoma listerianum (Milne-Edwards, 1841)	15	41	15,3	38,7	0,7317	
Bivalvia						
Mytella guyanensis (Lamarck, 1819)	0	0	0,7	0	0,5855	
Crassostrea brasiliana	2	2	0	0	0,3869	

(Lamarck, 1819)						
Pododesmus rudis (Broderip, 1834)		0	0	0	0,7	0,5855	
Bryozoa						
Conopeum reticulum (Linnaeus, 1767)	2	1	1,3	0	0,6863	
Electra tenella (Hincks, 1880)	2	0	2	2,7	0,6283	
Sinoflustra annae (Osburn, 1953)	13	0	6,7	0	0,3015	
Cirripedia						
Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854)	1	0	0	2,7	0,0342	4>3
Craca morta	60	70	50,7	39,3	0,0381	2>4
Fistulobalanus citerosum (Henry, 1973)	35	11	10,7	14	0,4448	
Hydrozoa	4	6	10,7	4	0,3401	

4. DISCUSSÃO

As comunidades estudadas não apresentaram nenhuma espécie introduzida, porém não podemos considerar que o ambiente não é susceptível à sobrevivência de espécies potencialmente invasoras. Neste trabalho não foi identificada nenhuma espécie introduzida, apesar de já serem conhecidas sete espécies não nativas na região: *Garveia franciscana, Hydroides sanctaecrucis, Podocoryna sp.* (assinalada como *Hydroides carnea*), *Amphibalanus reticulatus, Striatobalanus amaryllis, Megabalanus coccopoma e Styela plicata* (Cangussu et al., 2010).

Vários fatores são apontados na influência da estruturação de comunidades e regulação da diversidade de espécies, como, por exemplo, a tolerância fisiológica e a capacidade competitiva das espécies, bem como características da comunidade invadida, como a presença de competidores dominantes, predadores e condições abióticas (Suarez e Tsutsui 2008). Interações pós-assentamento, como predação e competição com espécies já existentes no substrato, podem ocasionar mortalidade ou sobrevivência destes organismos e alterar a estrutura dessas comunidades (Palmer et al. 1996).

Ao analisar os resultados obtidos a partir das placas de predação, foi possível constatar que, nesse trabalho, a presença de predadores não influenciou na estrutura das comunidades, já que não houve uma diferença significativa entre as placas controle e com tratamento. A única diferença observada entre as placas com o tratamento e as placas controle foi a quantidade de cracas mortas existentes em cada conjunto de placas (Figura 2). Como era de se esperar, houve uma quantidade bem maior de cracas mortas nas placas que sofreram predação. No entanto, esta mortalidade não influenciou na abundância final de cracas vivas. Isso significa que também houve maior recrutamento nas placas de tratamento com predação, evidência de que talvez a presença da malha da lanterna de ostra tenha causado interferência no recrutamento.

Os hidrozoários apresentaram uma maior abundância nas placas com tratamento, ou seja, exclusão da predação. Esse fato pode ter relação com a maior abundância de cracas, já que cracas podem aumentar a quantidade de substrato disponível para o recrutamento (Altvater, 2009).

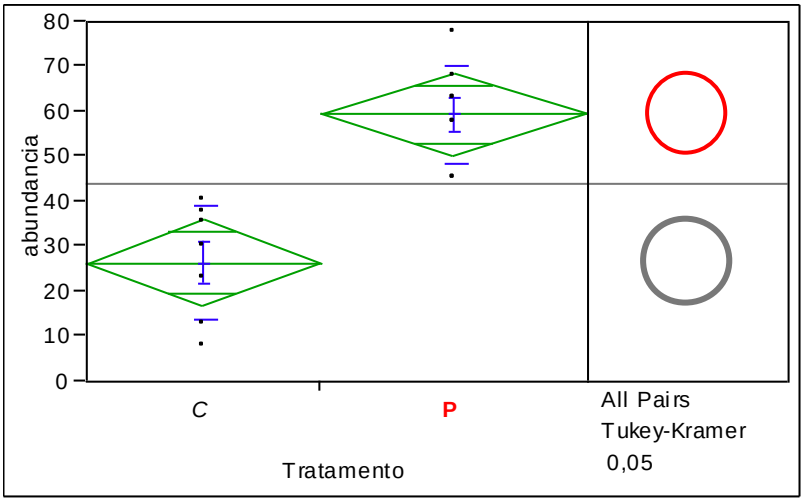

FIGURA 3 - Abundância (porcentagem de cobertura) das cracas mortas nas placas controle (C) com predação e tratamento (P), sem predação.

Em contrapartida, um estudo realizado em Washingnton, EUA, com o bivalve introduzido *Nuttallia obscurata* (Byers, 2002), revelou que as comunidades que estavam mais expostas à predação por caranguejo sofreram altas taxas de mortalidade, enquanto as comunidades controle (expostas à predação) apresentaram baixas taxas de mortalidade. Outro trabalho (Grosholz et al., 2000), também avaliando o impacto da predação por caranguejos, nesse caso *Carcinus maenas,* intoduzido no local, mediu o efeito desta predação em uma cadeia alimentar na costa da Califórnia. A conclusão que os autores chegaram é a de que esta interação biótica reduziu drasticamente a abundância de várias das 20 espécies de invertebrados marinhos monitoradas. Esses estudos mostram que a predação realmente pode influenciar a estrutura de comunidades.

Caranguejos foram encontrados em todas gaiolas das placas de predação, revelando que a exclusão desse tipo de predação não foi eficaz no experimento realizado. A predação por caranguejos homogeneizou as placas, ou seja, não houve diferença na estrutura das comunidades das placas com ou sem tratamento. A exclusão da predação por peixes também não modificou a estruturação das comunidades. Esse fato está relacionado a alta variação de salinidade da baía de

Paranaguá, juntamente com a grande turbidez da água, que criam um ambiente muito seletivo, fazendo com que existam poucos peixes na região.

Além da semelhança na abundância de cada táxon, nas placas de predação praticamente não houve diferença entre a riqueza de espécies entre as placas controle e tratamento. Nas placas controle, ou seja, expostas à predação, foram identificados 14 táxons, enquanto nas placas com exclusão da predação 15 táxons foram identificados. Nas placas de competição a riqueza também foi praticamente igual entre os tratamentos. As placas controle apresentaram 12 táxons; as placas do tratamento "3", 13 táxons; as do tratamento "4", 11 táxons; o único tratamento que apresentou uma diferença maior na riqueza de espécies foi o tratamento "2", apresentando sete táxons. Outro estudo realizado na baía de Paranaguá, incluindo efeitos sazonais, apresentou 47 táxons sobre o substrato de granito (Cangusso, 2010), sendo que destes setes espécies eram introduzidas.

Cohen e Carlton (1998) afirmaram que eventos de perturbações facilitam o estabelecimento de espécies exóticas, ou seja, que ambientes perturbados são mais facilmente invadidos. Ao analisar as placas de competição foi possível constatar que a perturbação de pequena escala, não teve efeito significativo na estruturação das comunidades. Ao observar os diferentes níveis de perturbação induzida (48, 100 e 200 cm^2 de espaço liberado) e comparar com as placas controle, nas quais nenhum espaço foi liberado, percebe-se que a riqueza e a abundância dos indivíduos não foi diferente entre os tratamentos. Ao confrontar essas mesmas placas com as fotografias tiradas antes da aplicação dos tratamentos chegamos à mesma conclusão, de que não há uma alteração significativa na abundância dos organismos das placas antes e depois da raspagem de parte da comunidade. Isso significa que o recrutamento no mês seguinte ao tratamento ocorreu nas mesmas proporções.

Alguns estudos corroboraram a teoria de que a competição influencia na estruturação de comunidades. Um desses trabalhos (Kang, 2005) estudou a estruturação da comunidade da alga *Ecklonia stolonifera*. O estudo mostrou que quando *E. stolonifera* estava na presença do mexilhão *Mytilus edulis* a taxa de colonização do substrato era muito baixa, quase nula, porém quando o *M. edulis* era removido do substrato *E. stolonifera* conseguia se estabelecer normalmente.

O registro das placas de competição antes do tratamento foi feito por meio do uso fotografia e permitiu explorar as espécies na superfície, já o método de coleta permitiu explorar as espécies em mais de uma camada, aumentando a área de investigação e diversificando os microhábitats explorados, como cavidades de cracas mortas, espaços entre os indivíduos maiores, entre outros.

Outro fator limitante para a análise das placas foi a grande cobertura de cracas observada em todas as placas. A presença de cracas pode aumentar a área de superfície disponível em relação ao espaço que elas ocupam, dessa forma elas podem influenciar a sucessão da comunidade, aumentando o assentamento local e o recrutamento (Osman & Whitlatch, 1995). Porém, apesar da grande abundância de cracas em todas as placas, não foi identificada nenhuma espécie introduzida, apenas a criptogênica *Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854) e a nativa *Fistulobalanus citerosum* (Henry, 1973). Estudos anteriores realizados no Iate Clube, (Cangusso et al., 2010), revelaram a presença de espécies de cracas introduzidas na região como *Amphibalanus reticulatus* (Utinoni, 1967). Um fator que poderia ter influenciado no resultado é o período de reprodução dessas espécies, porém *Fistulobalanus citerosum* e *Amphibalanus reticulatus* possuem grande esforço reprodutivo, com liberação de larvas em todas as épocas do ano. *A. reticulatus* apresenta um comportamento menos agregado, sendo assim, essa espécie possui uma pequena vantagem em relação ao crescimento do seu diâmetro basal, quando os animais crescem em densidades maiores (Rigo, 2011). Desse modo poderíamos dizer que *A. reticulatus* seria competitivamente superior a *F. citerosum* em relação ao crescimento do diâmetro basal. Porém, o comportamento gregário de *F. citerosum* (Rigo, 2011) pode contribuir para maior número de indivíduos por área e aumentar a quantidade de propágulos no ambiente, podendo ser uma estratégia interessante para manter sua população em altas densidades, mesmo com a introdução de várias espécies.

Desse modo foi possível concluir que a competição por espaço não teve uma maior importância no estabelecimento de espécies exóticas do que a predação. Tanto a competição, quanto a predação não exerceram grande influência na estruturação das comunidades incrustantes, visto que não houve diferenças na

abundância das espécies que compuseram as comunidades entre os diferentes tratamentos.

5. REFERÊNCIAS

Altman S. & Whitlatch R. B., 2007. Effects of small-scale disturbance on invasion success in marine communities. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 342: 15–29.

Altvater J., 2009. Composição e sazonalidade de cnidários em substrato artificial, na foz do rio Itiberê, baía de Paranaguá, Paraná. Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em ecologia e conservação, setor de ciências biológicas da Universidade Federal do Paraná

Blackburn T. M., Pysek P., Bacher S., Carlton J. T, Duncan R. P., Jarosık V., Wilson J. R. U. & Richardson D. M., 2011. A proposed unified framework for biological invasions. Trends in Ecology and Evolution 3: 1-7.

Bruno, J. F., Stachowicz J .J. & Bertness M. D., 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. Trends in Ecology & Evolution 12: 119-125.

Bulleri, F., 2005. Experimental evaluation of early patterns of colonisation of space on rocky shores and seawalls. Marine Environmental Research 60: 355-374.

Byers J. E., 2002. Physical habitat attribute mediates biotic resistance to non-indigenous species invasion. Oecologia 130:146–156.

Cangussu L.C., 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 Oceanography, 58(3):219-231.

Cangussu L.C., 2008. Espécies incrustantes introduzidas na Baía de Paranaguá: capacidade de estabelecimento em comunidades naturais. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná

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

Castilla, J.C., Guiñez, R., Caro, A.U., Ortiz, V., 2004. Invasion of a rocky intertidal shore by the tunicate Pyura praeputialis in the Bay of Antofagasta, Chile. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 101(23), 8517-8524.

Cohen A. N. & Carlton J. T., 1998. Accelerating Invasion Rate in a Highly Invaded Estuary. Science 279: 555 – 558

Connell S.D., 2000. Urban structures as marine habitats: na experimental comparison of the composition and abundance of subtidal epibiota among pilings, pontoons and rocky reefs. Marine Environmental Research 52: 115-125.

Dayton, P.K., 1984. Processes structuring some marine communities: are they general? In: D.R. Strong, D. Simberloff, L.G. Abele, A.B. Thistle (Editors), Ecological communities: conceptual issues and the evidence. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ, pp. 181-197.

Dunstan P. K. & Johnson C. R., 2004. Invasion rates increase with species richness in a marine epibenthic community by two mechanisms. Oecologia 138: 285–292.

Farrapeira C. M. R., Ferreira G. F. A. & Tenório D. O., 2010. Intra-regional transportation of a tugboat fouling community between the ports of recife and natal, northeast Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, 58: 1-14.

Grosholz E.D, 2002. Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. Trends in Ecology & Evolution 17: 22-27.

Grosholz E.D. & Ruiz G.M., 1996. Predicting the impact of introduced marine species: lessons from the multiple invasions of the european green crab *Carcinus maenas*. Biological Conservation 78: 59-66.

Grosholz E.D., Ruiz G.M., Dean C. A., Shirley K. A., Maron J. L. & Connors P. G., 2000. The impacts of a nonindigenous marine predator in a California bay. Ecology, 81(5): 1206–1224.

Hewitt C. L., & Campbell M. L., 2007. Mechanisms for the prevention of marine bioinvasions for better biosecurity. Marine Pollution Bulletin 55: 395–401

Kang R.S., Park H.S., Won K.S., Kim J.M., Levings C., 2005. Competition as a determinant of the upper limit of subtidal kelp *Ecklonia stolonifera* Okamura in the southern coast of Korea. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 314: 41-52.

McCann L. D., Hitchcock N. G., Winston J. E., & Ruiz G. M., 2007. Non-native bryozoans in coastal embayments of the southern united states: new records for the western atlantic. Bulletin of Marine Science, 80(2): 319–342

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

Osman, R. W. & R. B. Whitlatch, 1995. The influence of resident adults on larval settlement: experiments with four species of ascidians. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 190: 199-220.

Osman R. W. & Whitlatch R. B., 1998. Local control of recruitment in an epifaunal community and the consequences to colonization processes. Hydrobiologia 375/376: 113–123.

Osman R. W. & Whitlatch R. B., 2004. The control of the development of a marine benthic community by predation on recruits. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 311: 117-145.

Palmer M. A., Allan J. D., Butman C. A., 1996. Dispersal as a regional process affecting the local dynamics of marine and stream benthic invertebrates. Trends in Ecology & Evolution 11(8): 322-326.

Raghukumar S. & Anil A. C., 2003. Marine biodiversity and ecosystem functioning: A perspective. Current Science, 84: 117-124.

Rigo A. P. R., 2011, Crescimento inicial e biologia reprodutiva do cirripédio introduzido *Amphibalanus reticulatus* e do nativo *Fistulobalanus citerosum* na Baía de Paranaguá (PR). Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná

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: 23-28.

Sax D.F., 2001. Latitudinal gradients and geographic ranges of exotic species: implications for biogeography. Journal of Biogeography 28: 139-150.

Stachowicz, J.J., Fried, H., Osman, R.W., Whitlatch, R.B., 2002. Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: reconciling pattern and process. Ecology 83, 2575-2590.

Suarez AV, Tsutsui ND (2008) The evolutionary consequences of biological invasions. Mol Ecol 17: 351–360.

Wonham, M. J. & Carlton, J. T, 2005. Trends in marine biological invasions at local and regional scales: the Northeast Pacific Ocean as a model system. Biological Invasions 7: 369–392.