

Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”
Instituto de Biociências de Botucatu

**Macrofauna Associada aos bancos de mexilhões *Perna perna*:
Padrões naturais, pressão de Predação e o efeito da pesca**

Camila Gastaldi Blanco

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Tânia Marcia Costa

Co-orientador: Prof. Dr. Ronaldo Adriano Christofolletti

Apoio:



Botucatu – SP

-2013-

Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”

Instituto de Biociências de Botucatu

**Macrofauna Associada aos bancos de mexilhões *Perna perna*:
Padrões naturais, pressão de Predação e o efeito da pesca**

Camila Gastaldi Blanco

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Tânia Marcia Costa

Co-orientador: Prof. Dr. Ronaldo Adriano Christofolletti

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, “Campus” de Botucatu, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas – Área de Concentração Zoologia.

Botucatu- SP

-2013-

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO DE AQUIS. E TRAT. DA INFORMAÇÃO
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE

Blanco, Camila Gastaldi.

Macrofauna associada aos bancos de mexilhão *Perna perna*: padrões naturais, pressão de predação e o efeito da pesca / Camila Gastaldi Blanco - Botucatu : [s.n.], 2013

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Tânia Márcia Costa

Co-Orientador: Ronaldo Adriano Christofolletti

Capes: 20500009

1. Ecologia aquática. 2. Fauna marinha. 3. Mexilhão - Biologia.
4. Predação (Biologia). 5. Homem – Influência sobre a natureza.

Palavras-chave: Atividade antrópica, Bancos de mexilhões, Costões rochosos, Fauna associada.

Agradecimentos

Índice

INTRODUÇÃO GERAL	1
Processos ecológicos e antrópicos- contexto geral.....	1
Processos ecológicos e antrópicos- modelo de estudo.....	3
Objetivos.....	7
Referências.....	8
CAPITULO 1: Fauna Associada aos bancos de mexilhões <i>Perna perna</i>: efeito do tamanho dos mexilhões	14
RESUMO.....	14
INTRODUÇÃO.....	15
MATERIAL E MÉTODOS.....	17
RESULTADOS.....	19
DISCUSSÃO.....	24
REFERÊNCIAS.....	26
CAPITULO 2: Efeito da alteração da abundância de mexilhões e da pressão de predação sobre a abundancia da fauna associada	29
RESUMO.....	29
INTRODUÇÃO.....	30
MATERIAL E MÉTODOS.....	33
RESULTADOS.....	35
DISCUSSÃO.....	37
REFERÊNCIAS.....	39

Introdução Geral

Processos ecológicos e antrópicos – contexto geral

A distribuição, abundância e riqueza de organismos nos ambientes são geralmente explicadas por fatores como interações tróficas, competição e influência dos fatores abióticos. Além disso, atualmente outros fatores também são considerados importantes, entre eles a presença dos engenheiros do ecossistema (Jones et al., 1994, 1997). Esses engenheiros, como formigas, castores, florestas de árvores, *seagrass* e recifes de corais, criam, modificam e mantêm os ambientes em que se encontram e com isso aumentam a heterogeneidade ambiental e, conseqüentemente, a diversidade de habitat (Jones et al., 1994, 1997; Borthagaray e Carranza, 2007). Assim, ao perturbarem o ambiente natural, geralmente causam o aumento da abundância de algumas espécies e a redução de outras.

Os engenheiros autogênicos modificam o ambiente através de suas próprias estruturas físicas, isto é, seus tecidos. À medida que crescem e aumentam em tamanho, seus tecidos vivos e mortos criam habitats nos quais outros organismos podem viver (Jones et al., 1994). Esses novos habitats podem, por exemplo, oferecer refúgio para predação dificultando o acesso do predador (Menge e Lubchenco, 1981). Como consequência, esses organismos geram uma interação com as espécies que ali se refugiam influenciando na abundância das mesmas. A retirada dessas espécies formadoras de habitat, em experimentos, poderia, portanto, demonstrar quais os efeitos da presença desses engenheiros na comunidade sobre a abundância, riqueza e diversidade das outras espécies (Dayton, 1975; Connolly, 1994).

Algumas interações biológicas são geralmente pouco estudadas em pequena escala (Kurle et al., 2008), como a predação e refúgio em habitats formados por organismos engenheiros dentro de uma comunidade. Além disso, os efeitos da perda de habitat através de eventos de distúrbio são pouco considerados. Poder, portanto, determinar a relação entre as características e forças de interação dessas espécies permite prever, por exemplo, a dinâmica da comunidade (Werner e Peacor, 2003) e com isso, talvez, as possíveis consequências de uma mudança em sua estrutura.

Nesse contexto, a introdução de espécies exóticas vem causando crescente preocupação, pois alguns desses organismos também atuam como engenheiros e podem representar um dos mecanismos de alteração da biodiversidade terrestre e aquática, além de apresentar impactos negativos à saúde ambiental e humana (Teixeira et al., 2010). Essa introdução ocorre de várias maneiras, sendo uma delas o

aumento do comércio internacional, onde espécies aquáticas e terrestres foram transferidas acidentalmente para outras áreas geográficas. Nestas novas áreas, as espécies se estabelecem quando encontram condições ambientais favoráveis e, em alguns casos, dominam os recursos oferecidos (Teixeira et al., 2010). No Brasil, o zoobentos corresponde a maior parte dos organismos marinhos invasores, sendo os moluscos bivalves representados por 4 espécies: *Isognomon bicolor*, *Myoforceps aristatus*, *Mytilopsis leucophaeta* e *Perna perna* (Junqueira et al., 2010)

Além da bioinvasão, a maioria dos ecossistemas vem sofrendo mudanças na sua composição, riqueza e diversidade como resultado da exploração econômica, poluição, sobre-exploração de recursos e destruição de habitats (Stachowicz et al., 2007). Por esses motivos, compreender as consequências dessas alterações tornou-se uma necessidade em ecologia e, nas duas últimas décadas, os estudos realizados focaram essas mudanças principalmente no ambiente terrestre (Symstad e Tilman, 2001; Hooper et al., 2005). Contudo, estudos mais recentes abrangem também o ambiente marinho e contribuem para a explanação dessas questões (Emmerson e Huxham 2002; Shurin et al. 2002; Stachowicz et al. 2007). Estes estudos tentam enfatizar o efeito da perda de diversidade priorizando espécies que têm um papel funcional importante na condução dos processos ecológicos de uma comunidade. Como considerado no presente estudo e por Stachowicz et al. (2007), esse funcionamento normal do ecossistema inclui processos como a produção, permanência da biomassa, resistência à invasão, captação de alimento, ciclagem de elementos, uso de recursos e transferência trófica, entre outros fatores. Portanto a atividade antrópica pode acarretar na alteração da dinâmica de populações e dos processos naturais influenciando a biodiversidade e o funcionamento do ecossistema.

Processos ecológicos e antrópicos: modelo de estudo

No ambiente marinho, os bancos de algas ou de mexilhões, a *seagrass*, os recifes de corais, as colônias de *Phragmatopoma* sp. e as ascídias correspondem a engenheiros do ecossistema com importante papel na comunidade por modificar a estrutura dos habitats onde se encontram (por ex. Connolly, 1995; Monteiro et al., 2002). Esses grupos podem alterar os níveis de luz, temperatura, hidrodinâmica e sedimentação do ambiente (Seed, 1996; Commito et al., 2005), influenciando outros organismos da comunidade, positiva ou negativamente. Assim, estes substratos secundários permitem a colonização, alimento e abrigo para diversas espécies que compõe a fauna associada (Lohse, 1993; Ragnarsson e Raffaelli, 1999), influenciando a distribuição e abundância da mesma na comunidade. Vários estudos já investigaram a fauna associada a esses substratos secundários, a qual é composta principalmente por moluscos, crustáceos, poliquetas e equinodermos que apresentam grande diversidade de tipos morfológicos e hábitos alimentares, bem como os distintos hábitos de vida (Wakabara et al, 1983; Lohse, 1993; Leite et al. 2000; Valério-Berardo e Flynn, 2002; Blanco et al. 2011).

Especificamente no entremarés de costões rochosos, os mexilhões mitilídeos são considerados substratos dominantes, formando amplos bancos em diferentes partes do mundo (Suchanek, 1985; Seed e Suchanek 1992). Esses bancos são complexos em termos de sua demografia e estrutura física e constituem uma rica assembleia que abrange um grande número de organismos vegetais e animais que vivem associados a eles (Dayton, 1971). Os bancos de mexilhões podem afetar outros organismos através de três mecanismos gerais: o fornecimento de substratos para a fixação, a concessão de refúgios para evitar predadores ou estresses físico e fisiológico, e o controle do transporte de partículas no ambiente bentônico (Gutierrez et al., 2003). Por exemplo, estudos têm mostrado que a riqueza e diversidade da fauna associada aos bancos de mexilhões estão correlacionadas com o nível de desenvolvimento (recrutas, juvenis e adultos) e tamanho desses bancos (Tsuchiya e Nishihira, 1985, 1986). Além disso, retenção de sedimentos por esses bancos e a complexidade do habitat também influencia o aumento da diversidade da macrofauna (Gibbons, 1988; Commito e Rusignuolo, 2000). Portanto, a avaliação da composição da fauna associada aos mexilhões nos diferentes estágios de desenvolvimento torna-se importante para o conhecimento de sua influência na variabilidade espacial da composição desta comunidade.

Os mexilhões são considerados um dos mais importantes componentes dos costões rochosos e frequentemente são utilizados como recurso alimentar, inclusive humano (Seed, 1976; Lasiak, 1991). Além da remoção por exploração humana, as variações na estrutura desses mexilhões dentro da comunidade ocorrem principalmente em relação ao grau de exposição às ondas e superfície das rochas em que se instalam (Lawrie e McQuaid, 2001). Os mexilhões distribuem-se na região do entremares de costões com maior hidrodinamismo, competindo por espaço com uma rica comunidade de algas, composta principalmente por rodofíceas, feofíceas e clorofíceas, que dominam a área quando da remoção dos mexilhões (Benedetti-Cecchi et al., 1996). Assim, a diminuição na abundância dos bancos de mexilhões através de distúrbios naturais e antrópicos geram uma mudança na cobertura dominante do ambiente, de um substrato secundário de origem animal e estrutura rígida para um substrato de origem vegetal e, geralmente, de estrutura flexível. Considerando-se que a fauna associada aos bancos de mexilhões e algas difere em composição e abundância (por ex. Benedetti-Cecchi et al., 1996; Jormalainen e Ramsay 2009; Koivisto e Westerborn, 2010) a retirada do recurso animal pode afetar a dinâmica e diversidade do entremarés pela substituição de espécies.

O mexilhão *P. perna* é uma espécie exótica estabelecida com origem africana; sua introdução ocorreu possivelmente durante o período do desenvolvimento do comércio marítimo relacionado ao tráfico de escravos (Henriques e Casarini, 2009). *Perna perna* é comum e abundante na costa brasileira, principalmente entre os estados do Rio de Janeiro e Santa Catarina (Marques, 1991), e aparentemente substituiu a espécie nativa *Pinctada imbricata*, encontrada nos sambaquis, mas atualmente rara nos costões rochosos (Henriques e Casarini, 2009). Há grandes bancos de *P. perna* nos costões rochosos do litoral paulista (Coutinho, 2002; Christofolletti et al. 2011), e sua fauna associada compõe-se principalmente de gastrópodes, crustáceos e poliquetas (Tokeshi e Homero, 1995).

No Brasil, *P. perna* corresponde a uma das espécies de mexilhões de maior interesse econômico (Henriques, 2004). A grande maioria dos mexilhões comercializados no Brasil é proveniente do ambiente natural, correspondendo a uma atividade economicamente importante que beneficia várias comunidades pesqueiras que vivem da extração desse produto (Henriques et al., 2000). Entretanto, esse extrativismo para consumo exerce forte pressão sobre os bancos naturais de *P. perna*, pois as taxas de recrutamento são relativamente baixas e lentas, tornando-o um recurso limitado (McQuaid et al., 2000). Essa pressão pode ocasionar a depleção, caso continue o crescimento não sustentável dessa atividade (Henriques et al., 2004).

É importante ressaltar que a atividade extrativista de *P. perna* é altamente seletista, onde os maiores animais são preferencialmente coletados, afetando a reprodução e o recrutamento no banco, onde o assentamento ocorre preferencialmente na periferia dos bancos de adultos (Lasiak e Dye, 1989; Erlandsson e McQuaid, 2004). Em estudos na costa da África do Sul, Rius et al. (2006) averiguaram que a extração constante transforma as grandes áreas cobertas de mexilhões em alguns bancos com mexilhões menores. A fauna móvel que se refugia nos bancos de mexilhões prefere aqueles formados por indivíduos de maior tamanho devido a maior quantidade de abrigo disponível e, portanto, gera uma relação direta entre o impacto de retirada de adultos de mexilhões e a densidade da fauna associada (Dayton, 1971; Sousa, 1984). Além disso, clareiras abertas nessas comunidades podem ser colonizadas por outros organismos (Dayton, 1971; Sousa 1984; Tanaka e Magalhães, 2002), que podem não oferecer a mesma qualidade de habitat para a fauna associada. Portanto, nessas condições de retirada do recurso, a fauna associada torna-se mais exposta e suscetível às intempéries e predação e pode diminuir de densidade ou desaparecer completamente na ausência desse substrato (Tokeshi e Homero, 1995; Borthagaray e Carranza, 2007). A retirada dos mexilhões pela sobrepesca ou por impacto ambiental irá afetar os níveis da rede trófica e demais grupos que interagem, acarretando no aumento ou diminuição de determinadas populações.

Além das intempéries ambientais, a predação é um fator biótico importante na alteração da estrutura de ambientes marinhos intertidais (Paine, 1974), podendo limitar a distribuição, abundância e tamanho das populações de presas e causar mudanças na estrutura etária (Hamilton, 2000). Os mexilhões e sua fauna associada sofrem a ação de predadores como os crustáceos (Decapoda), moluscos, anelídeos (poliquetas), e peixes (Tokeshi e Homero, 1995; Marenzi e Branco, 2006). Assim, encontramos espécies bentônicas e pelágicas, com diferentes mecanismos de predação, seja pela utilização de apêndices especializados ou de comportamento de tocaia, que influenciam a dinâmica das populações de presas. Em relação à fauna associada, esses predadores podem beneficiar-se diretamente com a exclusão dos mexilhões que fornece abrigo para a fauna. Como exemplo, no entremarés rochoso sub-tropical do Brasil, *Pachygarpsus transversus* é um caranguejo bentônico, abundante e de hábitos vorazes com importante impacto nas comunidades bentônicas (Christofoletti et al. 2010) que mantêm-se entre os mexilhões e captura as presas constantemente durante os períodos de emersão. Por outro lado, o peixe *Bathygobius soporator*, por ser pelágico, corresponde a um potencial predador durante os períodos de maré alta restrito às regiões superficiais do substrato secundário (Freitas e Velastin,

2010). Assim, os organismos do entremarés encontram-se suscetíveis a diferentes pressões de predação relacionados ao ciclo de maré.

Os estudos dos processos ecológicos reguladores da biodiversidade marinha costeira possuem uma importante contribuição nas discussões ecológicas, principalmente devido a manipulações experimentais realizadas no entremarés de costões rochosos (ver revisões de Menge, 2000; Underwood, 2000; Benedetti-Cecchi, 2006; Jenkins et al., 2008). Estes ecossistemas compõem a transição entre os ambientes terrestre, dulcícola e marinho e, portanto, integram efeitos biológicos e abióticos destes ambientes, tornando-se importantes modelos para estudos de processos ecológicos. Os ecossistemas costeiros apresentam fundamental importância para a dinâmica marinha bem como para as comunidades terrestres, com elevada diversidade biológica, constituindo fontes de recursos alimentares nas cadeias tróficas marinha e terrestre e com efeitos diretos ou indiretos de importância econômica para as populações humanas. Entretanto, tais ecossistemas encontram-se sobre impactos oriundos de atividades humanas o que implica em uma urgente demanda de conhecimento que venham a propiciar o manejo e uso sustentável de tais ecossistemas. Desta forma são necessários estudos sobre a biodiversidade costeira e os processos ecológicos naturais reguladores do funcionamento destes ecossistemas, bem como os impactos das ações antrópicas sobre estes processos. Este trabalho contribui para a compreensão da dinâmica da comunidade, integrando estudos de aspectos da diversidade, processos ecológicos reguladores (predação) e do impacto de atividades antrópicas, utilizando a fauna associada a bancos de mexilhões como modelo experimental. Os mexilhões são estruturas essenciais no seu meio, que agregam espécies e estabelecem grande gama de interações e devem, portanto ser alvo de estudos para conservação. A importância de muitos estudos como esse vem da necessidade de se preservar, compreender e prever as consequências das alterações, antrópicas ou não, na biodiversidade.

Objetivos

O trabalho avaliou a hipótese de que a pesca do mexilhão *Perna perna* interfere na abundância da fauna associada através do efeito direto da mudança do tamanho dos indivíduos que compõem os bancos, e indireto através do processo de predação. Para isso, foi realizado em duas etapas integrando dados dos processos naturais em campo e manipulações experimentais em laboratório com o intuito de testar o efeito do impacto antrópico.

A primeira etapa objetivou identificar a composição e abundância da macrofauna associada aos bancos do mexilhão *P. perna* em diferentes estágios de desenvolvimento. Em seguida, analisamos os efeitos da retirada dos mexilhões sobre a abundância e diversidade da fauna associada através da alteração da pressão de predação.

Referências:

- BENEDETTI-CECHI, L.; NUTI, S.; CINELLI, F. 1996. Analysis of spatial and temporal variability in interactions among algae, limpets and mussels in low-shore habitats on the West Coast of Italy. *Marine Ecology Progress Series*, 144: 87–96.
- BLANCO, C.G.; GUSMÃO-JUNIOR, J.B.L.; CHRISTOFOLETTI, R.A. & COSTA, T.M. (2011). Hydrodynamism influence on density of the decorator crab *Microphrys bicornutus* (Mithracidae) in intertidal rocky shores from a subtropical region. *Marine Biology Research*. 7: 723-731
- BORTHAGARAY, A. I.; CARRANZA, A. 2007. Mussels as ecosystem engineers: Their contribution to species richness in a rocky littoral community. *Acta Oecologica*, 31: 243-250.
- CHRISTOFOLETTI, R.A.; MURAKAMI, V.A.; OLIVEIRA, D.N.; BARRETO, R.E. & FLORES, A.A.V. 2010. Top-down processes in intertidal rocky shores: the effect of an omnivorous consumer in a subtropical area of the southwest Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 420: 125–134.
- CHRISTOFOLETTI, R.A.; TAKAHASHI, C.K.; OLIVEIRA, D.N. de.; FLORES, A.V. 2011. Spatial and temporal variation of sedentary consumers and sessile organisms on shores of a subtropical area of the southwest Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91: 961-967.
- COMMITO, J.A.; RUSIGNUOLO, B.R. 2000. Structural complexity in mussel beds: the fractal geometry of surface topography. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 255: 133–152.
- COMMITO, J.A.; CELANO, E.A.; CELICO, H.J.; COMO, S.; JOHNSON, C.P. 2005. Mussels matter: postlarval dispersal dynamics altered by a spatially complex ecosystem engineer. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 316:133–147.
- CONNOLLY, R.M. 1994. Removal of seagrass canopy: effects on small fish and their prey. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* , 184:99–110
- COUTINHO, R. 2002. Costões Rochosos. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da conservação da biodiversidade da zona costeira. PRONABIO, <http://www.bdt.org.br/workshop>
- DAYTON, P.K. 1975. Experimental evaluation of ecological dominance in a rocky intertidal algal community. *Ecological Monographs*, 45:137–159
- Emmerson, M.; Huxham, M. 2002. How can marine ecology contribute to the biodiversity-ecosystem functioning debate? In: Loreau M, Naeem S, Inchausti P

- (eds) Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives. Oxford University Press, 139–146.
- ERLANDSSON J.; McQUAID C.D. 2004. Spatial structure of recruitment in the mussel *Perna perna* at local scales: effects of adults, algae and recruit size. Marine Ecology Progress Series, 267: 173–185.
- FREITAS, M.O. & VELASTIN, R. 2010. Ictiofauna associada a um cultivo de mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) Norte Catarinense, Sul do Brasil. Acta Scientiarum. Biological Sciences, 32(1): 31-37
- GIBBONS, M., 1988. The impact of sediment accumulations, relative habitat complexity and elevation on rocky shore meiofauna. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 122: 225-241.
- GUTIERREZ, J.L.; JONES, C.G.; STRAYER, D.L.; IRIBARNE, O. 2003. Molluscs as ecosystems engineers: the role of the shell production in aquatic habitats. Oikos, 101, 79–90.
- HAMILTON, D. 2000. Direct and indirect effects of predation by common eiders and biotic disturbance in an intertidal community. Ecological Monographs, 70: 21-43.
- HENRIQUES, M.B. 2004. Resistência do mexilhão *Perna perna* (LINNAEUS, 1758) proveniente de bancos naturais da Baixada Santista, a variações de temperatura, salinidade, tempo de exposição ao ar e determinação da incidência de parasitismo. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Campus de Rio Claro. P. 97.
- HENRIQUES, M.B.; PEREIRA, O.M.; ZAMARIOLI, L.A.; FAUSTINO, J.S. 2000. Contaminação bacteriológica no tecido mole do mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) coletado nos bancos naturais do litoral da Baixada Santista. Arquivos de Ciências do Mar, Fortaleza, 33: 69-76.
- HENRIQUES, M.B.; CASARINI, L.M. 2009. Avaliação do crescimento do mexilhão *Perna perna* e da espécie invasora *Isognomon bicolor* em banco natural da Ilha das Palmas, Baía de Santos, estado de São Paulo, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca. 35(4): 577 – 586.
- HOOPER, D.U.; CHAPIN, F.S.; EWEL, J.J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAWTON, J.H.; LODGE, D.M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHIMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A.J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. Ecological Monographs, 75: 3–35.
- JENKINS, S.R., MOORE, P., BURROWS, M.T., GARBARY, D.J., HAWKINS, S.J., INGOLFSSON, A., SEBENS, K.P., SNELGROVE, P.V.R., WETHEY, D.S.,

- WOODIN, S.A. 2008. Comparative ecology of North Atlantic shores: do differences in players matter for process? *Ecology*, 89: S3–S23.
- JORMALAINEN, V.; RAMSAY, T. 2009. Resistance of the brown alga *Fucus vesiculosus* to herbivory. *Oikos*, 118: 713-722.
- JONES, C. G., J. H. LAWTON, & M. SHACHAK. 1994. Organisms as ecosystem 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.
- JUNQUEIRA, A.O.R.; TAVARES, M.D.S; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; RADASHEVSKY, V.I.; CIRELLI, J.O.; JULIO, L.M; ROMAGNOLI, F.C.; SANTOS, K.C. & FERREIRA – SILVA, M.A.G. 2010. Zoobentos. *In*: Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil / Ministério do Meio Ambiente(Série Biodiversidade, 33; Rubens M. Lopes/IO-USP... [et al.], Editor. – Brasília: MMA/SBF, p. 440.
- KURLE, C.M.; CROLL, D.A.; TERSHY, B.R. 2008. Introduced rats indirectly change marine rocky intertidal communities from algae-to invertebrate-dominated. *Proceedings of the National Academy of Sciences. U.S.A.*, 105: 3800–3804.
- LASIAK, T.A., 1991. The susceptibility and/or resilience of rocky littoral molluscs to stock depletion by the indigenous coastal people of Transkei, southern Africa. *Biological Conservation*, 56: 245–264.
- LASIAK T.A.; DYE A.H. 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.
- LAWRIE, S. M.; McQUAID, C. D. 2001. Scales of mussel bed complexity: structure, associated biota and recruitment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 257: 135–161
- LEITE, F.P.P.; GUTH, A.Z.; JACOBUCCI, G.B. 2000. Temporal comparison of gammaridean amphipods of *Sargassum cymosum* on two rock shores in southeastern Brazil. *Nauplius*, 8(3): 227-236.
- LOHSE, D.P. 1993. The importance of secondary substratum in a rocky intertidal community. *Journal of Experimental Biology and Ecology*, 166: 1-17.
- KOIVISTO, M.E.; WESTERBOM, M. 2010. Habitat structure and complexity as determinants of biodiversity in blue mussel beds on sublittoral rocky shores. *Marine Biology*, 157:1463–1474.
- MARENZI, A. W. C.; BRANCO, J. O. 2006. O cultivo do mexilhão *Perna perna* no município de Penha, SC. *In*: BRANCO, Joaquim Olinto; MARENZI, Adriano W. C.

- (Org.). Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: estudos de caso em Penha, SC. 291. Editora da UNIVALI, Itajaí, SC. p. 227-244
- MARQUES, H. L. A.; PEREIRA, R. T. L.; CORREA, B.C. 1991. Crescimento de mexilhões *Perna perna* (Linnaeus,1758) em populações naturais no litoral de Ubatuba (SP), Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo, 18: 61-72
- MCQUAID, C.D.; LINDSAY, J.R.; LINDSAY, T.L. 2000. Interactive effects of wave exposure and tidal height on population structure of the mussel *Perna perna*. Marine Biology, 137: 925–932.
- MENGE, B.A.; LUBCHENCO, J. 1981. Community organisation in temperate and tropical rocky intertidal habitats: prey refuges in relation to consumer pressure gradients. Ecological Monographs, 51:429–450.
- MENGE, B. A. 2000. Top-down and bottom-up community regulation in marine rocky intertidal habitats. J. Exp. Mar. Biol. Ecol, 250:257-289.
- MONTEIRO, S.M.; CHAPMAN, M.G.; Underwood, A.J. 2002. Patches of the ascidian *Pyura stolonifera* (Heller, 1878): structure of habitat and associated intertidal assemblages. Journal of Experimental Marine Biology Ecology, 270:171–189.
- PAINE, R.T. 1974. Intertidal community structure. Experimental studies on the relationship between a dominant competitor and its principal predator. Oecologia, 15: 93-120.
- RAGNARSSON, S.A.; RAFFAELLI, D. 1999. Effects of the mussel *Mytilus edulis* L. on the invertebrate fauna of sediments. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 241: 31–43.
- RIUS, M.; KAEHLER, S.; MCQUAID, C. 2006. The relationship between human exploitation pressure and condition of mussel populations along the south coast of South Africa. South African Journal of Science, 102: 130-136.
- SEED, R. 1976. Ecology, In: Bayne, B. L. (ed.) Marine mussels: their ecology and physiology, Cambridge University Press. Cambridge. p. 13-65.
- SEED, R., 1996. Patterns of biodiversity in the macro-invertebrate fauna associated with mussel patches on rocky shores. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 76: 203-210.
- SEED, R.; SUCHANEK, T. H. 1992. Population and community ecology of *Mytilus*. In: Gosling, E. (ed.) The mussel *Mytilus*: ecology, physiology, genetics and culture. Elsevier, Amsterdam. 87-169
- SHURIN, J.B.; BORER, E.T.; SEABLOOM, E.W.; ANDERSON, K.; BLANCHETTE, C.A.; BROITMAN, B. 2002. Across-ecosystem comparison of the strength of trophic cascades. Ecology Letters, 5, 785–791.
- SOUSA, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 15- 353-391.

- STACHOWICZ, J. J.; BRUNO, J. F.; DUFFY, J. E. 2007. Understanding the Effects of Marine Biodiversity on Communities and Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38:739–66.
- SUCHANEK, T.H., 1985. Mussels and their role in structuring rocky shore communities. In: Moore, P.G., Seed, R. (Eds.), *The Ecology of Rocky Coasts*. Columbia University Press, New York. 70–96.
- SYMSTAD, A.J.; TILMAN, D. 2001. Diversity loss, recruitment limitation, and ecosystem functioning: lessons learned from a removal experiment. *Oikos*, 92: 424–435.
- TANAKA, M. O.; MAGALHÃES, C. A. 2002. Edge effects and succession dynamics in *Brachidontes* mussel beds. *Marine Ecology Progress Series*, 237: 151-158.
- TEIXEIRA, R. M.; BARBOSA, J. S. P.; LÓPEZ, M. S.; FERREIRA-SILVA, M. A. G.; COUTINHO, R.; VILLAÇA, R. C. 2010. Bioinvasão marinha: os bivalves exóticos de substrato consolidado e suas interações com a comunidade receptora. *Oecologia Australis*, 14(2): 381- 402.
- TOKESHI, M.; ROMERO, L., 1995. Filling a gap: dynamics of space occupancy on a mussel-dominated subtropical rocky shore. *Marine Ecology Progress Series*, 119, 167–176
- TSUCHIYA, M.; NISHIHIRA, M., 1985. Islands of *Mytilus* as habitat for small intertidal animals: effect of island size on community structure. *Marine Ecology Progress Series*, 25: 71-81.
- TSUCHIYA, M.; NISHIHIRA, M. 1986. Islands of *Mytilus* as habitat for small intertidal animals: effect of *Mytilus* age structure on the species composition of the associated fauna and community organization. *Marine Ecology Progress Series*, 31: 171-178.
- UNDERWOOD, A.J. 2000. Experimental ecology of rocky intertidal habitats: what are we learning? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250, 51 – 76.
- VALÉRIO-BERARDO, M. T.; FLYNN, M. N. 2002. Composition and seasonality of an amphipod community associated to the algae *Bryocladia thyrsgera*. *Brazilian Journal of Biology*, 62(4A):735-742.
- WAKABARA, Y.; TARARAM, A.S.; TAKEDA, A.M. 1983. Comparative study of the amphipod fauna living on *Sargassum* of two Itanhaém shores, Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 3: 602-607.
- WERNER, E.E.; PEACOR, S.D. 2003. A review of trait-mediated indirect interactions in Ecological communities. *Ecology*, 84(5): 1083–1100.

*Capítulo 1- Fauna associada aos bancos de mexilhões *Perna perna*: efeito do tamanho dos mexilhões*

Resumo

Os bancos de mexilhões são conhecidos engenheiros de ecossistema que agregam uma diversificada fauna associada. A exploração antrópica dos mexilhões pode alterar a estrutura e distribuição desses bancos e conseqüentemente influenciar a composição da fauna associada. Para testar a influencia da pesca sobre os mexilhões e sua fauna associada utilizamos da técnica do quadrado (15X15 cm, n=8) raspando bancos com mexilhões em um de três estágios de desenvolvimento (recrutas, juvenis, adultos). A fauna associada foi separada dos mexilhões, identificada e quantificada (abundancia, biomassa, riqueza e diversidade). Os mexilhões foram mensurados em relação à tamanho, peso, e volume (total e intersticial). Amostras de mexilhões obtidas diretamente de pescadores das mesmas praias de estudo foram analisadas quantos aos mesmos parâmetros, para posterior comparação por análises estatísticas descritivas (ANOVA) e multivariadas exploratórias (nMDS e PERMANOVA). Observou-se a presença de bancos diferenciados, com mexilhões de um mesmo tamanho e com valores de fauna correspondente. Sendo, a presença dos pescadores pode influenciar a distribuição e composição dos bancos de mexilhões, afetando no seu recrutamento e conseqüentemente pode afetar a fauna associada a esses bancos.

Introdução

A complexidade estrutural do habitat pode ter um papel fundamental sobre as comunidades (Jones et al., 1994). O aumento da estrutura física oferece, principalmente, uma gama de nichos e refúgios para um maior número de espécies (Jones et al., 1994). Muitos organismos tem potencial para criar modificar e manter essa complexidade, conhecidos como engenheiros do ecossistema (Jones et al., 1994, 1997). Nos ambientes entremarés de costões rochosos os bancos de mexilhões, de algas e recifes de *Phragmatopoma* sp. exercem essa função, formando bancos estruturalmente complexos que agregam uma assembleia de diferentes organismos (Borthagaray e Carranza, 2007) para os quais provêm refúgio e alimento, de modo que essas comunidades são consideradas diversas (Suchanek, 1994).

As populações e comunidades do entremarés são influenciadas por inúmeros fatores físicos, biológicos (Raffaelli e Hawkins, 1996), além da atividade antrópica (Rius et al, 2006). Os costões rochosos possuem diversos organismos, como mexilhões, lapas, caranguejos e polvos que são frequentemente explorados (Underwood, 1993; Siegfried et al., 1994; Castilla, 1999), inclusive como recurso alimentar (Siegfried et al., 1994). Essa exploração humana quando voltada à organismos que atuam como engenheiros do ecossistema, formando ambientes, acabam deteriorando um habitat (Godoy e Moreno, 1989; Griffiths e Branch, 1997; Castilla, 1999). A excessiva exploração de moluscos, como o *P. perna*, que atuam como substratos secundários, podem afetar indiretamente os organismos associados (Godoy e Moreno, 1989; Castilla, 1999).

Os bancos de mexilhões são complexos em sua estrutura física, fauna associada e interações bióticas (Suchanek, 1992; Lawrie e McQuaid, 2001). A dinâmica desses bancos pode ser influenciada pelas características estruturais desses bancos, como tamanho e idade dos mexilhões, tamanho dos bancos, algas associadas, ou presença de áreas de rocha nua (Suchanek, 1979; Tsuchiya, 2002). Assim, processos e atividades biológicas nos bancos, como filtração, biodeposição de sedimento e detritos variam em relação ao tamanho e crescimento dos mexilhões (Tsuchiya e Nishihira, 1986; Gibbons, 1988; Commito e Rusignuolo, 2000). Nos bancos de mexilhões recruta, por exemplo, há maior retenção do sedimento e detritos depositados entre os bivalves, na área do bisso (Tsuchiya e Nishihira, 1986). Desse modo, as variações da estrutura física dos mexilhões podem refletir na qualidade dos recursos oferecidos à fauna associada e conseqüentemente na abundância desta (Tsuchiya, 2002).

A pesca de *P. perna* direciona-se aos bancos de mexilhões maduros, com maior abundância de mexilhões grandes (Rius et al., 2006). A retirada desses mexilhões altera diretamente a fauna associada a esses bivalves maiores e indiretamente a fauna associada a mexilhões em outros estágios de desenvolvimento. O processo de recrutamento dos mexilhões também pode ser afetado, pois ocorre principalmente sobre os bancos maduros, onde se fixam nos mexilhões adultos (Lasiak e Barnard, 1995). Dessa maneira, poderá haver a formação de bancos com mexilhões em estágios de desenvolvimento único, apenas recrutas ou juvenis. Essa pesca, portanto, pode alterar as características dos bancos, e conseqüentemente a composição da sua fauna associada (Tsuchiya e Nishihira, 1986).

Considerando que a avaliação da composição da fauna associada aos mexilhões nos diferentes estágios de desenvolvimento torna-se importante para o conhecimento da influência do tamanho dos mexilhões sobre a composição da comunidade. Visamos com esse estudo analisar as variações na estrutura dos bancos de mexilhões através de características físicas dos bivalves como tamanho, peso e volume, inferindo que essas diferenças estruturais poderiam advir da exploração em excesso dos mexilhões desses bancos. Avaliamos também a composição da fauna associada a esses diferentes tipos de bancos. Por fim, através desses dados, testamos a hipótese de que a pesca do mexilhão *P. perna* pode interferir indiretamente na abundância da fauna associada através do efeito direto da mudança do tamanho dos indivíduos que compõem os bancos.

Material e Métodos

A avaliação da composição natural da fauna associada aos bancos de *P. perna* foi realizada em dois costões rochosos moderadamente expostos, um na Praia de Itaguá em Bertioga (23°76'22"S, 45°87'79"O) e outro na Ilha das Palmas em Santos (24°00'98"S, 46°32'51"O), ambos no litoral da Baixada Santista, Estado de São Paulo. Os costões rochosos foram selecionados em função do grau de heterogeneidade dos bancos de mexilhão. Observações de campo realizadas nos últimos anos nas regiões de Ubatuba e São Sebastião mostram que áreas onde a atividade de extração é intensa os bancos se regeneram pelo processo de recrutamento formando manchas consistentes em relação ao tamanho dos mexilhões. Assim, são observadas (1) manchas únicas de recrutas, (2) manchas com dominância de indivíduos juvenis e presença de poucos recrutas e (3) manchas com dominância de adultos e presença das demais categorias de tamanho, correspondente ao banco 'maduro'.

Em cada costão rochoso os bancos de recrutas, juvenis e adultos foram diferenciados visualmente ao longo de um transecto horizontal na região entremarés e para cada estágio de desenvolvimento do banco foram obtidas aleatoriamente amostras de 8 quadrados de 15x15cm. Para cada quadrado o substrato foi raspado e o conteúdo armazenado em sacos plásticos individuais e identificados. Os mexilhões e fauna associada foram separados para as análises posteriores.

Os mexilhões tiveram o seu tamanho, peso e volume (mL) total e intersticial mensurados. O volume intersticial foi obtido considerando o líquido suficiente para preencher os espaços livres dentre os mexilhões de cada quadrado acomodados, de forma encontrada ao natural, em um recipiente quadrado de 15X15 cm.

Uma amostra de mexilhões foi adquirida diretamente dos pescadores de cada costão rochoso analisado, para posterior comparação com os mexilhões dos bancos coletados, possibilitando uma melhor caracterização da influência da atividade pesqueira. Os mexilhões obtidos pelos pescadores também foram mensurados, porém a fauna que porventura viesse agregada foi descartada.

Para separação e identificação da macrofauna o material separado dos mexilhões coletados foi triado em peneiras de malha de 0,5 mm. A macrofauna foi conservada em solução de formaldeído a 4% e posteriormente mantido em álcool 70%. Os animais foram identificados ao nível de gênero e apenas os mais abundantes, acima de 10% da amostragem total, foram considerados para as análises. Os dados de abundância, biomassa, riqueza e diversidade (Shannon-Weaner), foram avaliados através de modelos específicos de ANOVA, considerando-

se os fatores costão rochoso (aleatório, 2 níveis: Itaguá e Ilha das Palmas) e 'Estágio de Desenvolvimento do Banco' (fixo, 3 níveis: recrutas, juvenis e adultos). A homocedasticidade dos dados foi avaliada através do teste de Cochran e os dados transformados pela equação $\ln(x)$. As análises foram realizadas segundo a rotina do programa GMAV 5.5. Quando necessário testes a posteriori de Student-Newman-Kels foram realizadas para comparação dos dados. Além disso, análises multivariadas exploratórias foram utilizadas para melhor caracterização da comunidade. A biomassa (mg) e a abundância (número de indivíduos) de cada grupo foi avaliada através de uma PERMANOVA de 2 vias, para o fator "praia" (aleatório, ortogonal, com 2 níveis: Itaguá e Ilha das Palmas) e Estágio de Desenvolvimento do Banco (fixo, ortogonal, com 3 níveis: recrutas, juvenis e adultos) sobre a matriz dos dados totais para cada gênero identificado. Representações nMDS foram utilizadas para visualização da distribuição dos mexilhões em seus diferentes estágios de desenvolvimento (utilizando matriz de dados brutos de peso e volume total e intersticial dos bancos) e relacionando esses estágios com os parâmetros da fauna associada (biomassa, abundância, diversidade e riqueza), e baseados nos valores da distancia Euclidiana e similaridade de Bray-Curtis, respectivamente.

Resultados

Nos bancos de mexilhões *P. perna*, encontrou-se 20 taxa compondo a fauna associada. Porém, para as análises consideramos 8 gêneros, sendo 3 de Crustacea: *Pachygrapsus*, *Pachycheles* e *Hyale*; 4 de Mollusca: *Lottia*, *Sphaeroma*, *Thais* e *Echinollitorina* e 1 de Annelida: *Perinereis*. Observou-se diferenças nos valores de biomassa e abundancia desses organismos entre praias (Tabela 1), sendo que a Praia de Itaguá apresentou entre os bancos de adultos uma maior abundancia de fauna associada em relação à Ilha das Palmas (SNK, $p < 0,01$).

A fauna associada variou em relação aos diferentes estágios de desenvolvimento dos mexilhões (Tabela I), dependendo da praia analisada. Na Ilha das Palmas, os bancos de juvenis apresentaram valores de biomassa e abundancia diferenciados, sendo maiores em relação aos bancos de recrutas e adultos. Porém na Praia de Itaguá, a abundancia não mostrou o mesmo padrão e se diferenciou entre recrutas e adultos/juvenis, possuindo valores maiores nesses últimos. O valor de biomassa dos organismos associados foi igual entre os bancos da Praia de Itaguá (Figura I).

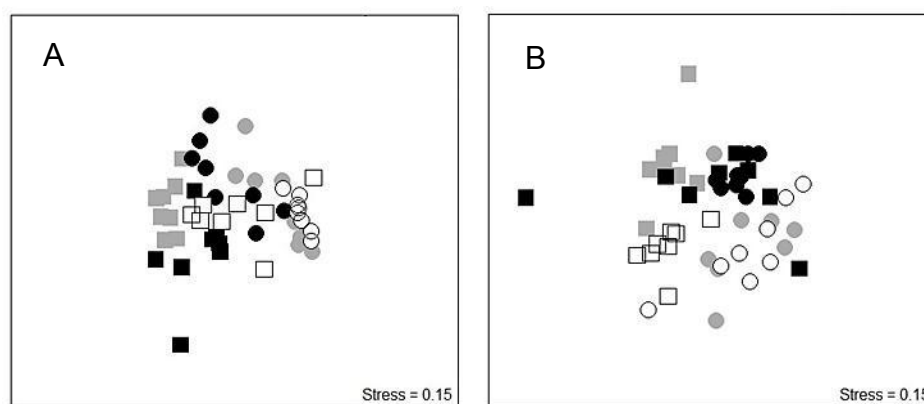


Figura I: “Parâmetros da fauna associada entre Praias”: nMDS (ordenação por escala multidimensional) com base nas medidas de dissimilaridade de Bray-Curtis para A) Abundância e B) Biomassa da macrofauna associada aos bancos com diferentes estágios de desenvolvimento do mexilhão *Perna perna*. O símbolo circular corresponde à Praia de Itaguá e o quadrado à Ilha das Palmas. Cores branco: mexilhões adultos; cinza: juvenis; preto: recrutas.

Tabela I: PERMANOVA baseada em valores de similaridade de Bray-Curtis (sem transformação) dos dados multivariados (8 taxa) de abundância e biomassa, para 3 estágios de desenvolvimento do mexilhão *Perna perna* (bancos de recrutas, juvenis ou adultos) em 2 praias diferentes. Cada teste usou 9999 permutações. PR (Praia), Ta (estágio de desenvolvimento dos bancos). Valores em negrito são significantes.

fatores	gl	Abundância		Biomassa	
		QM	p(MC)	QM	p(MC)
Pr	1	287870.2	0.0001	16209.01	0.0001
Ta	2	6553.256	0.6254	10435.87	0.3372
PrXTa	2	8251.514	0.0001	8271.963	0.0002
Residual	42	1352.58		2183.96	
Total	47				

Considerando em um contexto geral, os dados de abundância, biomassa, riqueza e diversidade de ambas as praias mostram uma tendência geral em diferenciar os bancos de juvenis, sendo que os bancos compostos por mexilhões em estágio de recrutas ou bancos adultos apresentaram menor dissimilaridade, como mostrado pelo nMDS (Figura II).

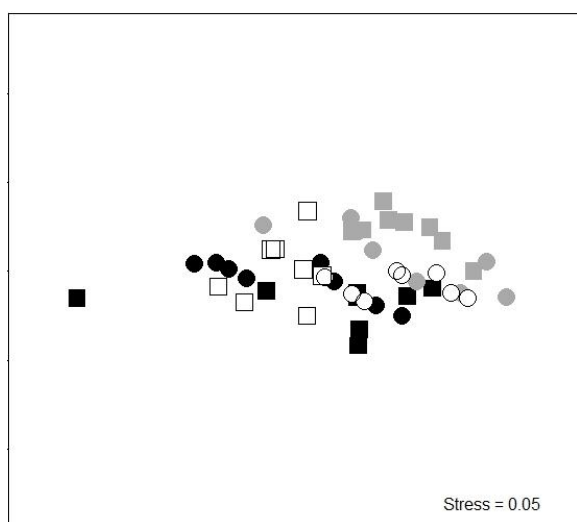


Figura II: “Parâmetros da Fauna Associada para cada estágio de desenvolvimento do banco”: nMDS da distribuição dos bancos de mexilhões amostrados por estágio de desenvolvimento do banco. Análise exploratória baseada nos valores de dissimilaridade de Bray-Curtis dos dados de abundância, biomassa, riqueza e diversidade (H'). O símbolo circular corresponde à Praia de Itaguá e o quadrado à Ilha das Palmas. Cores branco: mexilhões adultos; cinza: juvenis; preto: recrutas.

Para os dados de riqueza e diversidade da Ilha das Palmas, considerados para a ANOVA, têm-se que a diversidade e riqueza são maiores nos bancos de juvenis (SNK, $p < 0,01$). Para a Praia de Itaguá têm-se um resultado diferenciado, onde a riqueza de taxa encontrada entre os bancos de mexilhões em estágio de recruta foi menor (SNK, $p < 0,01$) (Tabela II).

Tabela II: ANOVA comparando os dados de abundância e biomassa, riqueza e Diversidade (H'), para 3 estágios de desenvolvimento do mexilhão *Perna perna* (bancos de recrutas, juvenis ou adultos) em 2 praias diferentes. Os testes não utilizaram transformações. PR (Praia), Ta (estágio de desenvolvimento dos bancos). Valores em negrito são significantes.

fatores	gl	Abundância		Biomassa		Riqueza		Diversidade	
		C=0.2894 (ns)		C=0.3295 (ns)		C= 0.2706 (ns)		C=0.3278 (ns)	
		QM	p	QM	p	QM	p	QM	p
Pr	1	0.7106	0.2933	1.7258	0.2824	0.0833	0.7755	0.1052	0.2409
Ta	2	1.2769	0.7263	5.7564	0.417	41.5833	0.1793	1.643	0.1514
PrXTa	2	3.3884	0.0082	4.1167	0.0704	9.0833	0.0006	0.293	0.027
Residual	42	0.6274		1.4557		1.0119		0.0744	
Total	47								

Os valores de volume total e intersticial de cada tipo de banco diferenciaram-se na Praia de Itaguá (Tabela III). Os valores nos bancos de mexilhões adultos foram maiores que os valores dos bancos de juvenis que por sua vez foram maiores que os formados por recrutas.

Tabela III: ANOVA comparando os dados de Volume Total e Volume Intersticial para 3 estágios de desenvolvimento do mexilhão *Perna perna* (bancos de recrutas, juvenis ou adultos) em 2 praias diferentes. Os testes não utilizaram transformações. PR (Praia), Ta (estágio de desenvolvimento dos bancos). Valores em negrito são significantes.

fatores	gl	Volume Intersticial		Volume Total	
		C = 0.6572 (ns)		C = 0.5906 (ns)	
		QM	p	QM	p
Pr	1	249985.33	0.0038	48133.33	0.0636
Ma	2	181340.08	0.4071	178689.06	0.3062
PrXMa	2	124536.58	0.0145	78863.02	0.0053
RES	42	26541.76		13256.25	
TOT	47				

Em ambas praias, foram encontrados muitos patches onde predominavam mexilhões para um estágio de desenvolvimento considerado. Os bancos de recrutas alcançaram um tamanho médio de 0.93 ± 0.38 cm, os bancos de juvenis apresentaram indivíduos de 2.84 ± 2.06 cm e para os bancos de adultos, que abrangiam muitos indivíduos recrutas e juvenis, os adultos eram de 3.57 ± 1.64 cm. Os bancos de juvenis foram os mais discrepantes entre as praias, indivíduos encontrados na Ilha das Palmas eram maiores. Os valores de peso, volume total e intersticial obtidos dos mexilhões, também demonstraram uma tendência de distribuição diferenciada para cada estágio de desenvolvimento. Observando-se a representação do nMDS percebe-se que os mexilhões considerados recrutas e adultos estão bem distintos e as amostragens de juvenis se dispersam entre ambos (Figura III).

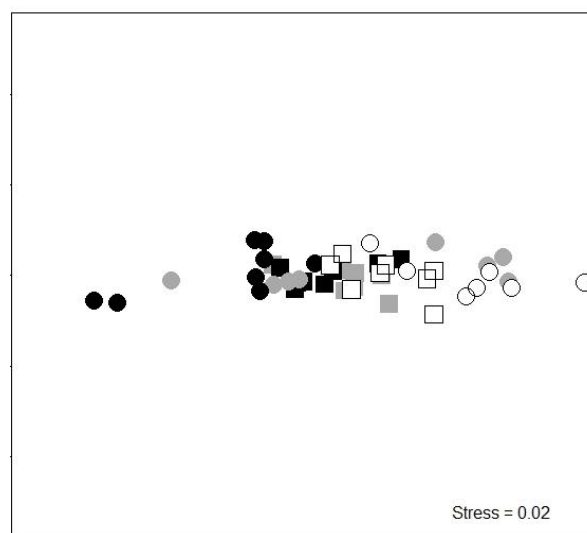


Figura III: “Complexidade estrutural” – nMDS da distribuição dos bancos de mexilhões amostrados por estágio de desenvolvimento do banco. Análise exploratória baseada na Distância Euclidiana dos valores de peso, volume total e intersticial de cada quadrado. O símbolo circular corresponde à Praia de Itaguá e o quadrado à Ilha das Palmas. Cores branco: mexilhões adultos; cinza: juvenis; preto: recrutas.

A distribuição de todos os espécimes de mexilhões *P. perna* coletados, salienta que as amostras adquiridas com os pescadores abrangeram toda a população de mexilhões, porém com predominância semelhante à dos bancos em estágio adulto, na Praia de Itaguá, com recrutas e adultos dominando (Figura IV). Na Ilha das Palmas o padrão foi diferenciado, a amostragem obtida dos pescadores abrangeu mexilhões de todos os estágios, porém se deteve mais nos tamanhos intermediários, semelhante ao dos juvenis, mostrando um contraste com os bancos adultos.

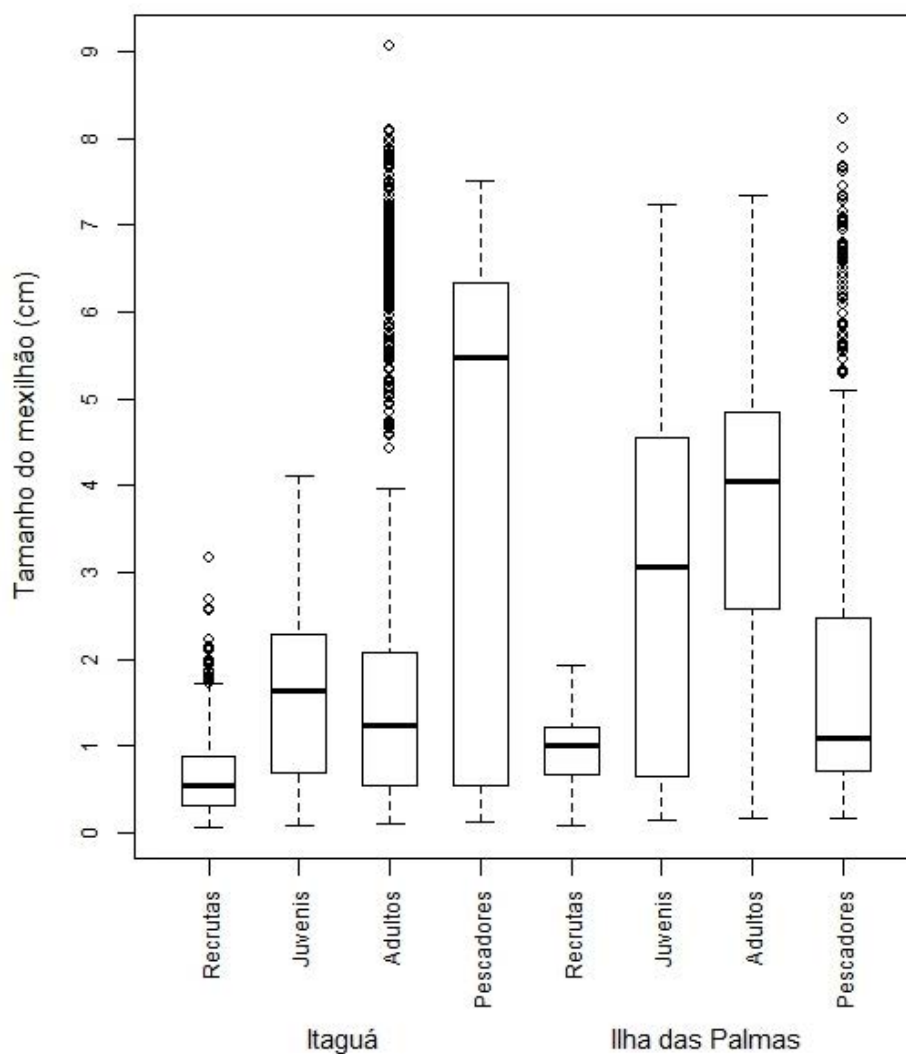


Figura IV: “Frequência de tamanho de mexilhões por estágio de desenvolvimento”: Distribuição por tamanho de mexilhões presentes nos bancos de *Perna perna* com diferentes estágios de desenvolvimento do banco. As categorias estão divididas entre as duas praias de coleta nos diferentes estágios de desenvolvimento dos bancos e a amostragem dos pescadores para cada praia. Caixas representam a distribuição principal divididas pela mediana dos valores. Pontos acima representam outliers.

Discussão

Neste estudo, confirmou-se a presença de bancos de *P. perna* estruturalmente diferentes e que, essas variações podem influenciar a composição da fauna associada a esses mexilhões. Observou-se também que as variações entre os bancos das duas praias analisadas acabaram por refletir diferentemente na constituição das suas assembleias associadas.

A fauna associada mais abundante nos bancos de mexilhões adultos e juvenis e principalmente na Praia de Itaguá reflete claramente a sua interação com a estrutura física dos bancos amostrados. Na Praia de Itaguá, que apresentou maior complexidade estrutural, obtivemos uma assembleia mais expressiva em relação à abundância, riqueza e diversidade. Os fatores exatos que atraem os organismos associados aos bancos de mexilhões são difíceis de se relatar, pois a fauna associada é composta de alguns grupos que podem ser bem generalistas, como anfipodos e poliquetas (Masunari 1982, Jacobucci e Leite, 2002). Porém alguns fatores da estrutura dos bancos de mexilhões, como valores de volume foram analisados e deve-se considerar também a clara disponibilidade de espaço extra oferecido como refúgio (Jones et al, 1994).

Como constatado, bancos de mexilhões nos variados estágios de desenvolvimento acabaram gerando assembleias diferenciadas. Consideramos um dos motivos o fato dos bancos de mexilhões possuírem estruturas físicas diferenciadas que alteram alguns processos bióticos e abióticos frequentes na dinâmica da comunidade dos bancos (Tsuchiya e Nishihira, 1986). A estrutura formada pelos menores mexilhões e seus biscoitos retém mais sedimento (O'Connor e Crowe, 2007), disponibilizando alimento para animais detritívoros e abrigo para escavadores, como poliquetas (Prado e Castilla, 2006). Os maiores mexilhões apresentam espaços e reentrâncias amplos tornando-se atrativos para espécies maiores (O'Connor e Crowe, 2007), porém, ao permitirem a passagem de predadores, tornam-se menos atrativos para organismos menores e menos ágeis. Os bancos maduros, devido o maior tempo de desenvolvimento no habitat, agregam outros organismos, como algas (Tsuchiya e Nishihira, 1986), que insere maior complexidade e atratividade a esses bancos. Portanto, as características intrínsecas de cada tipo de banco acabam atraindo determinados grupos taxonômicos e morfológicos.

Um banco originalmente é como um mosaico, constituído de mexilhões de variados tamanhos, oferece uma estrutura mais heterogênea e complexa e, por conseguinte, atrai mais abundante fauna associada (Kanter 1977; O'Connor e Crowe,

2007), exemplificado pelo fato de os bancos de adultos presentes na Praia de Itaguá constituírem-se em geral de mexilhões de tamanhos mais variados refletindo na maior abundância encontrada nesses bancos em relação aos da Ilha das Palmas.

A presença dos patches com mexilhões de tamanhos semelhantes deve-se em grande parte à atividade extrativista dos coletores, que retiram os maiores mexilhões e descartam os recrutas sempre associados aos maduros, que por sua vez formam bancos de recrutas (Lasiak e Barnard, 1995). A presença dos pescadores foi constatada nas praias analisadas (Henriques et al, 2004; Henriques e Casarini, 2009) e sua atividade pode ter alterado a estruturação dos bancos de mexilhões. A distribuição de tamanhos de *P. perna* coletados nas praias mostra uma complementação às amostras dos pescadores. Os mexilhões obtidos dos pescadores compunham exatamente intervalos de tamanhos menos frequentes nos bancos naturais, mostrando que a exploração danificava a ponto de limitar a presença dos exemplares de determinados tamanhos.

Consideramos que a degradação dos bancos de mexilhões pode levar à uma diminuição da diversidade da comunidade e que os bancos em estágios diferentes constituem-se de diferentes abundâncias e diversidade de organismos associados. Desse modo relacionar as características dos mexilhões explorados e sua possível fauna associada é interessante para mostrar o impacto dessa atividade extrativista sobre toda a assembleia relacionada aos bancos de mexilhão *P. perna*. Assim esse entendimento pode ajudar a prever os impactos no ambiente, já que dependem principalmente do entendimento da dinâmica da comunidade (Suchanek, 1994).

Referências:

- BORTHAGARAY, A. I.; CARRANZA, A. 2007. Mussels as ecosystem engineers: Their contribution to species richness in a rocky littoral community. *Acta Oecologica*, 31: 243–250.
- CASTILLA, J.C. 1999. Coastal marine communities: trends and perspectives from human-exclusion experiments. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 280–283.
- COMMITO, J.A.; RUSIGNUOLO, B.R. 2000. Structural complexity in mussel beds: the fractal geometry of surface topography. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 255: 133-152.
- GIBBONS, M.J. 1988. The impact of sediment accumulations, relative habitat complexity and elevation on rocky shore meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 122: 225 – 241.
- GODOY, C.; MORENO, C.A. 1989. Indirect effects of human exclusion from the rocky intertidal in southern Chile: a case of cross-linkage between herbivores. *Oikos*, 54: 101-106.
- GRIFFITHS, C.L.; BRANCH, G. M. 1997. The exploitation of coastal invertebrates and seaweeds in South Africa: historical trends, ecological impacts and implications for management. *Transactions of The Royal Society of South Africa*, 521: 21-148.
- HENRIQUES, M.B.; MARQUES, H.L.A.; PEREIRA, O.M.; BASTOS, G.C.C. 2004. Aspectos da estrutura populacional do mexilhão *Perna perna*, relacionados à extração em bancos naturais da baía de Santos, Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 30(2): 117-126.
- HENRIQUES, M.B.; CASARINI, L.M. 2009. Avaliação do Crescimento do Mexilhão *Perna perna* e da Espécie Invasora *Isognomon bicolor* em Banco Natural da Ilha das Palmas, Baía de Santos, Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 35(4).
- JACOBUCCI, G.B.; LEITE, F.P.P. 2002. Distribuição vertical e flutuação sazonal da macrofauna vágil associada a *Sargassum cymosum* C. Agardh, na praia do Lázaro, Ubatuba, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19: 87-100.
- JONES, C. G.; LAWTON, J. H.; SHACHAK, M. 1994. Organisms as ecosystem 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.

- KANTER, R. 1977. Structure and diversity in *Mytilus californianus* (Mollusca: Bivalvia) communities. Dissertation. University of Southern California, Los Angeles, California, USA
- LASIAK, T.A.; BARNARD, T.C.E. 1995. Recruitment of the brown mussel *Perna perna* onto natural substrata: a refutation of the primary/secondary settlement hypothesis. Marine Ecology Progress Series, 120:147–153.
- LAWRIE, S.M.; McQUAID, C.D. 2001. Scales of mussel bed complexity: structure, associated biota and recruitment. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 257: 135–161
- MASUNARI, S. 1982. Organismos do fital *Amphiroa beauvoisii* Lamouroux, 1816 (Rhodophyta: Corallinaceae), I. Autoecologia. Boletim de Zoologia da Universidade de São Paulo, 7:57-148.
- O'CONNOR, N.E.; CROWE, T. P. 2007. Biodiversity among mussels: separating the influence of the size of individual mussels from the age of mussel patches. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 87: 551-557.
- PRADO, L.; CASTILLA, J.C. 2006. The bioengineer *Perumytilus purpuratus* Mollusca: Bivalvia) in central Chile: biodiversity, habitat structural complexity and environmental heterogeneity. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 86: 417-421.
- RAFFAELLI, D.G.; HAWKINS, S. 1996. Intertidal Ecology. Chapman and Hall, London, p.356.
- RIUS, M.; KAEHLER, S.; MCQUAID, C. 2006. The relationship between human exploitation pressure and condition of mussel populations along the south coast of South Africa. South African Journal of Science, 102: 130-136.
- SIEGFRIED, W.R.; HOCKEY, P.A.R.; BRANCH, G.M. 1994. The exploitation of intertidal and subtidal biotic resources of rocky shores in Chile and South Africa - an overview. In: Rocky Shores: Exploitation in Chile and South Africa, ed. R.S. Siegfried, pp. 1–13. Berlin, Germany: Springer-Verlag.
- SUCHANEK, T.H. 1992. Extreme biodiversity in the marine environment mussel bed communities of *Mytilus californianus*. Northwest Environmental Journal, 8:150–152.
- SUCHANEK, T.H. 1994. Temperate coastal marine communities: biodiversity and threats. American Zoologist, 34: 100-114.
- TSUCHIYA, M. 2002. Faunal structures associated with patches of mussels on East Asian coasts. Helgoland Marine Research, 56, 31-36.
- TSUCHIYA, M.; NISHIHARA, M. 1986. Islands of *Mytilus edulis* as a habitat for small intertidal animals: effect of *Mytilus* age structure on the species composition of the

associated fauna and community organization. Marine Ecology Progress Series, 31:171–8.

UNDERWOOD, A.J. 1993. Exploitation of species on the rocky coast of New South Wales (Australia) and options for its management. Ocean and Coastal Management, 20: 41–62.

Parte 2- Efeito da alteração da abundância de mexilhões e da pressão de predação sobre a abundância da fauna associada.

Resumo

Os aspectos da biodiversidade e as interações entre espécies são fatores ecológicos relacionados. Os bancos de mexilhões, assim como diversos engenheiros de ecossistema interagem com organismos associados, oferecendo recursos, como refúgio contra predadores. A influência desse abrigo e da predação sobre a abundância da fauna associada foi testada experimentalmente, em laboratório, através de 2 fatores, abundância de mexilhões (cobertura de 100% de mexilhões; 50% mexilhões e 50% alga e 100% de alga) e tipo de predadores (peixe ou caranguejo), totalizando 9 tratamentos diferentes. Análises de variância e multivariadas mostraram que a abundância de gamarídeos, animal modelo do estudo, não foi alterada com a variação de abundância de mexilhões, porém a intensidade de predação dos peixes foi superior. O comportamento de predação e técnicas de captura dos predadores e o comportamento alimentar dos gamarídeos podem ter influenciado os resultados apresentados. Os gamarídeos são animais onívoros e devido a isso generalistas, na escolha do habitat. Os peixes, durante a maré alta têm facilidade em predar por entre os mexilhões, já os caranguejos ficam inativos durante a maré alta e são barrados mais eficientemente pelos mexilhões. Os dados são importantes para constatar que para o animal utilizado e talvez demais grupos de nicho e comportamento semelhante, o fator predação é mais intenso em relação à qualidade do abrigo. Desse modo é interessante considerar a importância da complexidade de maneira isolada para cada grupo componente, podendo assim caracterizar devidamente a interação da fauna associada com os diversos processos biológicos envolvidos na dinâmica da comunidade de bancos de mexilhões.

Introdução

As alterações na biodiversidade levantam várias questões sobre suas consequências no funcionamento dos ecossistemas (Maggi et al, 2009) e sobre a influência dessas mudanças em questões econômicas e ambientais (Sax e Gaines, 2003). Essas alterações, que são em grande parte, resultado de atividades antrópicas, têm influenciado em mudanças na diversidade e abundância de organismos em uma comunidade devido à invasão e extinção de espécies (Hooper et al., 2005). Apesar da maioria dessas alterações ocorrerem localmente, em uma comunidade ou população, seus efeitos e a dificuldade em revertê-los são expressivos, devido às trabalhosas ou ineficazes técnicas de reintrodução de espécies ou erradicação de invasores (Sax e Gaines, 2003; Hooper et al., 2005).

As espécies apresentam diferentes funções nas comunidades ecológicas como a de espécies chave, engenheiras do ecossistema ou espécies dominantes e ainda participam de inúmeras interações tróficas ou não-tróficas com outras espécies (Kéfi et al., 2012). As espécies engenheiras do ecossistema têm importante papel em estruturar, modificar e manter ambientes (Jones et al., 1994; 1997). No ambiente marinho, as macroalgas e *seagrass*, recifes de coral e os bancos de mexilhões caracterizam-se por reestruturar assembleias, modificando as características físicas do habitat (Maggi et al., 2009), aumentando sua complexidade estrutural, disponibilizando alimento e refúgio (Jones, 1994; 1997; Borthagaray e Carranza, 2007). Como consequência, esses organismos geram uma interação positiva com as espécies que ali se refugiam influenciando na abundância das mesmas.

Os bancos de mexilhões mitilídeos são considerados importantes engenheiros de ecossistema e substratos secundários dominantes do entremarés de costões rochosos, formando amplos bancos em diferentes partes do mundo (Paine, 1966; Suchanek, 1985; Seed, 1996; Guichard et al., 2003). Dentre as diversas espécies de mitilídeos existentes no Brasil, os mexilhões não-nativos *Perna perna* são comuns e dominantes (Marques, 1991), e, como os demais mitilídeos, sofrem frequentemente, pressões naturais, como competição por espaço, predação, além da remoção por alterações ambientais (e.g força das ondas e tempestades) (Lawrie e McQuaid, 2001; Smith et al., 2006). Além disso, as atividades recreacionais e exploratórias nas regiões costeiras geram grandes impactos sobre bancos de mexilhões (Rius et al., 2006). O interesse econômico na remoção para utilização como recurso alimentar (Seed, 1976; Lasiak, 1991), principalmente dos bancos naturais, pode ser considerada uma das atividades de maior pressão sobre esses mexilhões.

Os bancos de mexilhões possuem estrutura física complexa, que permite a redução de luz, temperatura e ação das ondas com aumento de umidade e disponibilidade de abrigo (Seed e Suchanek, 1992; Seed, 1996). A alteração desses fatores ambientais propicia o estabelecimento de uma rica assembleia que abrange um grande número de organismos (Dayton, 1971; Marques, 1988; Suchanek, 1992) representados regularmente por crustáceos, poliquetas, gastrópodes, alguns bivalves e quelicerados (Seed, 1996). A pesca dos mexilhões desses bancos pode levar à ocupação da rocha nua por outros organismos, cracas, antozoários, poliquetas e principalmente uma rica comunidade de macroalgas que também são dominantes nos costões rochosos (Benedetti-Cecchi et al., 1996; Miyamoto e Noda, 2004). Essa substituição leva à uma mudança na cobertura dominante do ambiente, sendo que os bancos de algas, por exemplo, são estruturalmente diferenciados dos bancos de mexilhões. Desse modo a alteração do substrato secundário pode influenciar a composição da fauna associada (Lawrie e McQuaid, 2001) e, por conseguinte toda a biodiversidade local.

As comunidades são estruturadas por diversos fatores ambientais e processos ecológicos e a fauna associada aos mexilhões pode ser influenciada ainda por outras interações, como competição por recursos (e.g espaço, alimento) e a pressão de predação (Menge et al., 1985). A predação é considerada uma das interações negativas mais relevantes nas comunidades marinhas e, principalmente, de costões rochosos (Paine, 1966; Hidalgo et al., 2007; Connell e Vanderklift, 2007). Nesse ambiente, pode-se considerar, portanto, que os padrões da comunidade são mantidos pela interação das atividades dos consumidores e a complexidade ambiental (Menge et al., 1985).

O processo de predação e sua eficiência podem variar dependendo das condições abióticas e bióticas do ambiente (Menge et al., 1985; Sih et al., 1998). No caso de bancos de mexilhões, os predadores normalmente são crustáceos (Decapoda), moluscos, anelídeos (poliquetas), e peixes (Tokeshi e Homero, 1995; Marenzi e Branco, 2006). Estes predadores possuem diferentes comportamentos de forrageamento, por exemplo, devido às adaptações à flutuação da maré ou à distribuição da população de presas (Robles, 1987). Exemplificando, os caranguejos grapsídeos alimentam-se preferencialmente na maré baixa (Robles, 1982; Christofolletti et al., 2010), enquanto que animais pelágicos, como peixes, além de mais ágeis, aproveitam as marés altas para alcançarem facilmente presas normalmente expostas ao ar (Lubchenco et al., 1984). A predação ativa demanda alto custo e habilidade em capturar as presas (Valle, 2006) e a eficiência desse processo está relacionada ao método de captura (Morrison et al., 1978). Os comportamentos de

captura refletem as variações morfológicas dos predadores, como a presença de apêndices que são importantes para captura e manipulação das presas (Hudson e Wigham, 2003), como o quelípodo dos caranguejos. A variação na complexidade estrutural do substrato pode influenciar a eficiência dos aparatos de captura dos diferentes predadores. Os predadores da fauna associada aos bancos de mexilhões podem beneficiar-se diretamente com a exclusão dos *P. perna* que deixam de fornecer abrigo para os diversos organismos associados.

Sendo assim, a retirada de organismos que são transformadores de habitat, como os mexilhões *P. perna*, pode gerar efeitos na comunidade. Os organismos de entremarés são atrativos objetos de estudos ecológicos pela relativa facilidade de manipulação (Bertness e Leonard, 1997), desse modo, no presente trabalho, objetivou-se avaliar a hipótese de que a pesca do mexilhão *P. perna* interfere na abundância da fauna associada de modo direto, alterando a composição do substrato secundário, algas no lugar dos mexilhões, e indireto através da hipotética facilitação do processo de predação.

Material e Métodos

O experimento foi elaborado para analisar os efeitos da diminuição da abundância de mexilhões sobre a abundância da fauna associada através da alteração da pressão de predação e, portanto utilizamos dois fatores: abundância de mexilhões e tipo de predação.

Para o fator 'abundância de mexilhões' utilizamos três níveis: 100%, 50% e 0% de cobertura de mexilhões *Perna perna*. A abundância de mexilhões foi manipulada com indivíduos médios ($2,8 \pm 2,1$ cm) em placas de granito (10 x 10 cm). Nos tratamentos com 50% e 0% de mexilhões as placas foram recobertas com algas do gênero *Centroceras* (50% mexilhões e 50% algas ou 100% algas respectivamente) simulando a colonização por estas populações na ausência dos mexilhões, como ocorre em ambiente natural. Os substratos foram triados para remoção da fauna associada. Os mexilhões foram fixados com a utilização de uma rede para pressioná-los sobre as placas de pedra (aproximadamente 24h para fixação) e mantidos em aquários com água corrente. As algas foram fixadas às placas com fio de nylon de maneira a manter sua estrutura original.

Para o fator 'tipo de predação' foram considerados três níveis: (1) predador bentônico com apêndices de captura, no qual utilizamos o caranguejo *Pachygrapsus transversus* que corresponde a um predador de pequeno porte que pode forragear no interior dos bancos e que apresenta forte influência nas comunidades sésseis de costões rochosos (Christofoletti et al., 2010); (2) predador pelágico sem apêndices de captura, no qual utilizamos o peixe *Bathygobius soporator* que corresponde a um importante consumidor do entremarés (Freitas e Velastin, 2010) e (3) controle, exposto às mesmas condições experimentais que os demais, mas na ausência de predador. Os predadores foram obtidos em ambiente natural e mantidos aclimatando em aquários, em jejum, por um período de 48 horas. Após o período de aclimação da fauna associada às placas, os predadores foram inseridos nos respectivos aquários.

Realizamos 8 réplicas por tratamento, totalizando 72 aquários (3 níveis de predadores x 3 níveis de abundância de mexilhões x 8 réplicas). A fauna associada foi representada pelos gamarídeos do gênero *Hyale*, que são abundantes nos bancos de mexilhões (Genzano, 2002) e podem ser predados pelos peixes e caranguejos omnívoros do infralitoral (Muñoz e Ojeda, 1997; Christofoletti et al., 2010). Esses animais foram coletados em ambiente natural, triados e distribuídos entre os aquários em densidades de 10 indivíduos/aquário. Após a distribuição sobre as placas, a fauna

aclimatou por 24h. Como variável resposta considerou-se a taxa de mortalidade dos gamarídeos inseridos.

O experimento teve duração de 48 horas, em condições naturais de luminosidade e em sistema com aeração e água salgada. Parte da água dos aquários era retirada ou inserida, a cada seis horas, para simulação da maré. Após o término desse período o predador foi retirado e a mortalidade dos gamarídeos avaliada.

A avaliação do procedimento se deu por um modelo ortogonal de Análise de Variância em 2 vias (ANOVA) considerando-se os fatores 'abundância de mexilhões' (fixo, 3 níveis: 100%, 50%, 0%) e 'tipo de predação' (fixo, 3 níveis: *Pachygrapsus transversus*; *Bathygobius soporator* ou ausente). A homocedasticidade dos dados foi avaliada através do teste de Cochran. O teste *a posteriori* de Student-Newman-Kels (SNK) foi utilizado, sempre que necessário, para exploração dos resultados através de comparações múltiplas entre os grupos.

Resultados

A alteração na abundância de mexilhões não influenciou a abundância de fauna associada, não havendo diferença significativa entre os tratamentos com diferentes coberturas de algas e mexilhões (Tabela 1). Porém, foi observada uma variação significativa da taxa de mortalidade em relação aos diferentes tipos de predador ($p < 0,001$) (Tabela 1).

Tabela 1: ANOVA comparando a taxa de mortalidade de gamarídeos entre os 9 diferentes tratamentos. Valores significativos de p ($p < 0.01$) em negrito. Valores analisados considerados homocedásticos (teste de Cochran=0,2079)

fatores	gl	QM	F	P
Abundância	2	3.4306	0.85	0.4324
Tipo de Predador	2	188.2222	46.62	<0.001
AbXPr	4	6.7431	1.67	0.1681
RES	63	4.0377		

A taxa de mortalidade de camarões foi maior entre os tratamentos com o peixe *B. saporator* ($p < 0.01$), seguido pelos valores encontrados nos tratamentos com o caranguejo *P. transversus* e por fim os aquários sem predadores utilizados como controle. Nos tratamentos com 100% de cobertura de mexilhões a taxa de mortalidade encontrada nos aquários com peixes foi igual a encontrada nos aquários controle. Os menores valores ocorreram nos aquários sem predadores, com mortalidade natural de 1.7 camarões/aquário. O consumo médio para os diferentes predadores foi de 7.1 camarões/aquário para os aquários com *B. saporator*, 3.5 camarões/aquário para os aquários com *P. transversus* (Figura 1).

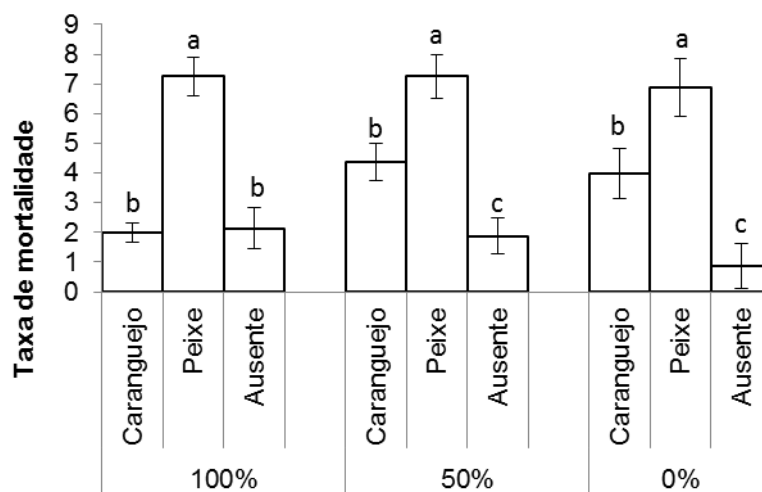


Figura 1: Taxa média (\pm erro padrão) de mortalidade de camarões nos 9 diferentes tratamentos em 72 aquários. Os valores significativos de p foram comparados entre tratamentos de predação dentro de uma mesma abundância de mexilhões (0, 50 e 100%). Letras diferentes mostram significância estatística ($p < 0.01$)

Discussão

Esse estudo demonstrou experimentalmente que os bancos de mexilhões, apesar de serem complexos estruturalmente e agregarem uma grande diversidade e abundância de fauna associada (Suchanek, 1992; Smith et al., 2006), não influenciam a abundância de gamarídeos. Sabe-se que as características físicas dos substratos secundários podem influenciar positiva, negativa e neutralmente a associação de espécies (Bertness et al., 1999; Borthagaray e Carranza, 2007), e para o grupo utilizado como modelo de fauna associada essa interação não foi relevante.

A substituição gradual dos mexilhões demonstrou que a cobertura de algas também é importante para a distribuição e abundância de organismos bentônicos (Bertness et al., 1999). A utilização de algas substituindo a cobertura de mexilhões não interferiu no consumo de gamarídeos pelos predadores utilizados. Esses resultados podem ser explicados por alguns fatores, relacionados ao comportamento dos gamarídeos e dos predadores. Os gamarídeos são encontrados frequentemente entre os mexilhões (Genzano, 2002), porém são animais ágeis e generalistas que se associam a bancos de algas (Masunari 1982, Jacobucci e Leite, 2002) e *Phragmatopoma* (Tararam et al., 1978), substratos que lhe oferecem diversos recursos e, no caso das algas, oferecem abrigo semelhante aos bancos de mexilhões; portanto na sua busca por abrigo, pode não haver preferência entre esses habitats.

Entre os predadores, os peixes *Bathigobius* consumiram mais presas e nesse caso, pode-se creditar também que o comportamento de forrageamento dos predadores utilizados (Robles, 1982; Lubchenco et al., 1984) e as diferentes técnicas de captura de alimento influenciaram os resultados. Devido a simulação da maré, os animais puderam exibir seu comportamento natural, que é diferenciado na maré baixa ou alta (e.g. Menge e Lubchenco 1981, Burrows et al., 1999). Os caranguejos, como já comentado, apesar da eficiência de captura de seus quelípodos, foram limitados pela proteção dos mexilhões de tamanho médio, dificultando sua passagem entre o banco, além de serem mais ativos durante a maré baixa, quando os gamarídeos tornavam-se menos evidentes. Os peixes, mais vorazes, conseguiram capturar os gamarídeos mais eficientemente durante a submersão das placas, mesmo na presença dos bancos de mexilhões, devido sua prática de bote e sucção.

Nossos resultados mostram que diferentes processos biológicos, como a interação da predação ou o incremento da complexidade estrutural podem influenciar a assembleia associada aos bancos de mexilhões (Smith et al., 2006). Apesar de focarmos em respostas relacionadas apenas a gamarídeos, observamos evidências

da influencia da pressão de predação e da alteração de substratos secundários que podem ser extrapolados para a abundancia de outras presas com o mesmo tipo de comportamento, que constituam a fauna associada. A taxa de mortalidade não foi alterada pela substituição dos mexilhões por algas, mas observou-se um padrão de consumo na presença dos caranguejos, com uma relação negativa entre a taxa de mortalidade de gamarídeos e cobertura de mexilhões. Estudos, utilizando outros exemplares pertencentes à fauna associada desses bancos de *P. perna* podem ajudar a confirmar a força dessas interações sobre a dinâmica da comunidade.

A análise do papel e importância dessas interações positivas ou negativas na comunidade de costões rochosos pode contribuir para um maior entendimento dos aspectos relacionados à diversidade das assembleias associadas à bancos de mexilhões. É discutido que a complexidade estrutural do habitat afeta a biodiversidade local (Suchanek, 1992; Smith et al., 2006; Maggi et al., 2009), porém, baseado nos nossos resultados, onde esse fator não influenciou a abundancia de gamarídeos, seria interessante considerar essas interações entre organismos associados a engenheiros de ecossistema de maneira isolada. Considerando que diversos fatores como predação e competição podem agir intensamente sobre cada população de organismos associados (Dayton, 1971; Menge, 1978), estudos focando dado organismo, seu comportamento e interações dentro de uma comunidade seriam interessantes. Esses aspectos são importantes também para subsidiar ações de regularização da atividade extrativista, já que além da depreciação das populações de mexilhões, organismos associados são afetados.

Referências

- BENEDETTI-CECHI, L.; NUTI, S.; CINELLI, F. 1996. Analysis of spatial and temporal variability in interactions among algae, limpets and mussels in low-shore habitats on the West Coast of Italy. *Marine Ecology Progress Series*, 144: 87–96.
- BERTNESS, M.D.; LEONARD, G.H. 1997. The role of positive interactions in communities: lessons from intertidal habitats. *Ecology*, 78:1976–1989.
- BERTNESS, M.D.; LEONARD, G.H.; LEVINE, J.M.; SCHMIDT, P.R.; INGRAHAM, A.O. 1999. Testing the relative contribution of positive and negative interactions in rocky intertidal communities. *Ecology*, 80(8): 2711–2726.
- BORTHAGARAY, A.I.; CARRANZA, A. 2007. Mussels as ecosystem engineers: Their contribution to species richness in a rocky littoral community. *Acta Oecologica*, 31: 243-250.
- BURROWS, M.T.; KAWAI, K.; HUGHES, R.N. 1999. Foraging by mobile predators on a rocky shore: underwater TV observations of movements of blennies *Lipophrys pholis* and crabs *Carcinus maenas*. *Marine Ecology Progress Series*, 187:237–250.
- CANNICCI S, PAULA J, VANNINI M. 1999. Activity pattern and spatial strategy in *Pachygrapsus marmoratus* (Decapoda: Grapsidae) from Mediterranean and Atlantic shores. *Marine Biology*, 133: 429–435.
- CONNELL, S.D.; VANDERKLIFT, M.A.. (2007). Negative interactions: the influence of predators and herbivores on prey and ecological systems. In: *Marine Ecology* (eds Connell, S.D. & Gillanders, B.M.). Oxford University Press, Melbourne, pp. 72–100.
- CHRISTOFOLETTI, R.A.; MURAKAMI, V.A.; OLIVEIRA, D.N.; BARRETO, R.E.; FLORES, A.A.V. 2010. Top-down processes in intertidal rocky shores: the effect of an omnivorous consumer in a subtropical area of the southwest Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 420: 125–134.
- CONNOLLY, R.M. 1994. Removal of seagrass canopy: effects on small fish and their prey, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 184: 99–110.
- DAYTON, P.K., 1971. Competition, disturbance and community organization: the provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecological Monographs*, 41 (4): 351–389.
- DAYTON, P.K. 1975. Experimental evaluation of ecological dominance in a rocky intertidal algal community. *Ecological Monographs*, 45:137–159.

- FREITAS, M.O.; VELASTIN, R. 2010. Ictiofauna associada a um cultivo de mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) Norte Catarinense, Sul do Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 32: 31-37.
- GENZANO, G.B. 2002. Associations between pycnogonids and hydroids from the Buenos Aires littoral zone, with observations on the semi-parasitic life cycle of *Tanystylum orbiculare* (Ammonotheiidae). *Scientia Marina*, 66, 83–92.
- GUICHARD, F., HALPIN, P.M., ALLISON, G.W. LUBCHENCO, J.; MENGE, B.A. 2003. Mussel disturbance dynamics: signatures of oceanographic forcing from local interactions. *American Naturalist*, 161:889–904.
- HIDALGO, F.J.; SILLIMAN, B.R.; BAZTERRICA, M.C.; BERTNESS, M.D. 2007. Predation on the rocky shores of Patagonia, Argentina. *Estuaries and Coasts*, 30: 886–894.
- HOOPER, D.U.; CHAPIN, F.S.; EWEL, J.J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAWTON, J.H.; LODGE, D.M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHIMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A.J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecology Monographs*, 75: 3–35.
- HUDSON, I.R.; WIGHAM, D. 2003. *In situ* observations of predatory feeding behavior of the galatheid squat lobster *Munida sarsi* using a remotely operated vehicle. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 83(3): 463-464.
- JACOBI, C.M. 1987. Habitat Heterogeneity in Rocky Shores. A case study: Mussels beds. Simpósio sobre ecossistemas: da costa sul e sudeste brasileira. *Academia de Ciências*, 1: 254-265.
- JACOBUCCI, G.B.; LEITE, F.P.P. 2002. Distribuição vertical e flutuação sazonal da macrofauna vágil associada a *Sargassum cymosum* C. Agardh, na praia do Lázaro, Ubatuba, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19: 87-100.
- JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. 1994. Organisms as ecosystem 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.
- KÉFI, S.; BERLOW, E.L.; WIETERS, E.A.; NAVARRETE, S.A.; PETCHEY, O.L.; WOOD, S.A.; BOIT, A.; JOPPA, L.N.; LAFFERTY, K.D.; WILLIAMS, R.J.; MARTINEZ, N.D.; MENGE, B.A.; BLANCHETTE, C.A.; ILES, A.C.; BROSE, U. 2012. More than a meal . . . integrating nonfeeding interactions into food webs. *Ecology Letters*. 15, 291–300.

- LASIAK, T.A., 1991. The susceptibility and/or resilience of rocky littoral molluscs to stock depletion by the indigenous coastal people of Transkei, southern Africa. *Biological Conservation*, 56, 245–264.
- LAWRIE, S.M.; McQUAID, C.D. 2001. Scales of mussel bed complexity: structure, associated biota and recruitment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 257: 135–161.
- LUBCHENCO, J.; MENGE, B. A.; GARRITY, S. D.; LUBCHENCO, P. J.; ASHKENAS, L. R.; GAINES, S. D.; EMLET, R.; LUCAS, J. & STRAUSS, S. 1984. Structure, persistence, and role of consumers in a tropical rocky intertidal community (Taboguilla Island, Bay of Panama). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 28: 23-73.
- MAGGI, E.; BERTOCCI, I.; VASELLI, S.; BENEDETTI-CECCHI, L. 2009. Effects of changes in number, identity and abundance of habitat-forming species on assemblages of rocky sea - shores. *Marine Ecology Progress Series*, 381:39–49.
- MARENZI, A. W. C.; BRANCO, J. O. 2006. O cultivo do mexilhão *Perna perna* no município de Penha, SC. *In*: BRANCO, Joaquim Olinto; MARENZI, Adriano W. C. (Org.). Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: estudos de caso em Penha, SC. 291. Editora da UNIVALI, Itajaí, SC. p. 227-244
- MARQUES, H.L.A. Considerações ecológicas sobre o mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) em bancos naturais da região de Ubatuba, São Paulo, Brasil. Campinas, 1988. 108p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas.
- MARQUES, H.L. A.; PEREIRA, R.T.L.; CORREA, B.C. 1991. Crescimento de mexilhões *Perna perna* (Linnaeus,1758) em populações naturais no litoral de Ubatuba (SP), Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 18: 61-72.
- MASUNARI, S. 1982. Organismos do fital *Amphiroa beauvoisii* Lamouroux, 1816 (Rhodophyta: Corallinaceae), I. Autoecologia. *Boletim de Zoologia da Universidade de São Paulo*, 7:57-148.
- MENGE, B.A. 1978. Organization of the New England rocky intertidal community: role of predation, competition and environmental heterogeneity. *Ecological Monographies*, 46: 355-393.
- MENGE, B.A., LUBCHENCO, J. 1981. Community organization in temperate and tropical rocky intertidal habitats: prey refuges in relation to consumer pressure gradients. *Ecological Monographies*, 51: 429-450.
- MENGE, B.A.; LUBCHENCO, J.; ASHKENAS, L.R. 1985. Diversity, heterogeneity and consumer pressure in a tropical rocky intertidal community. *Oecologia*, 65:394-405.

- MIYAMOTO, Y.; NODA, T. 2004. Effects of mussels on competitively inferior species: competitive exclusion to facilitation. *Marine Ecology Progress Series*, 276:293–298.
- MORRISON, M.L., SLACK, R. and SHANLEY, J.R., 1978. Age and foraging ability relationships of *Olivaceous cormorants*. *The Wilson Bulletin*, 90(3): 414-422.
- MUÑOZ, A.A.; OJEDA, F.P. 1997. Feeding guild structure of a rocky intertidal fish assemblage in central Chile. *Environmental Biology of Fishes*, 49:471-479
- PAINE, R.T. 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist*, 100: 65-75.
- PRADO, L.; CASTILLA, J.C. 2006. The bioengineer *Perumytilus purpuratus* Mollusca: Bivalvia) in central Chile: biodiversity, habitat structural complexity and environmental heterogeneity. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86: 417-421.
- RIUS, M.; KAEHLER, S.; MCQUAID, C. 2006. The relationship between human exploitation pressure and condition of mussel populations along the south coast of South Africa. *South African Journal of Science*. 102: 130-136.
- ROBLES, C. 1982. Disturbance and predation in an assemblage of herbivorous Diptera and algae on rocky shores. *Oecologia*, 54: 2.
- ROBLES, C. 1987. Predator foraging characteristics and prey population structure on a sheltered shore. *Ecology*, 68: 1502-1514.
- SAX, D.F.; GAINES, S.D. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution* 18, 561-6
- SEED, R. 1976. Ecology, In: Bayne, B. L. (ed.) *Marine mussels: their ecology and physiology*, Cambridge University Press. Cambridge. p. 13-65
- SEED, R. 1996. Patterns of biodiversity in the macro-invertebrate fauna associated with mussel patches on rocky shores. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 76: 203-210.
- SEED, R.; SUCHANEK, T. H. 1992. Population and community ecology of *Mytilus*. In: Gosling, E. (ed.) *The mussel Mytilus: ecology, physiology, genetics and culture*. Elsevier, Amsterdam. 87-169.
- SIH, A.; G. ENGLUND,;D. WOOSTER. 1998. Emergent impacts of multiple predators on prey. *Trends in Ecology and Evolution*, 13:350–355.
- SMITH, J.R.; FONG, P.; AMBROSE, R.F. 2006. Dramatic declines in mussel bed community diversity: response to climate change? *Ecology*, 87: 1153–1161.
- SUCHANEK, T.H. 1985. Mussels and their role in structuring rocky shore communities. In: Moore, P.G., Seed, R. (Eds.), *The Ecology of Rocky Coasts*. Columbia University Press, New York. 70–96.

- SUCHANEK, T.H. 1992. Extreme biodiversity in the marine environment mussel bed communities of *Mytilus californianus*. Northwest Environmental Journal 8:150–152.
- TARARAM, A.S.; WANABARA, Y.; A.M. TAKEDA. 1978. Seasonal variations of amphipoda species living on *Sargassum* in Itanhaem, São Paulo – Brazil. Contribution no 501 of Inst. Ocean., Univ. de São Paulo.
- TOKESHI, M.; HOMERO, L. 1995. Filling a gap: dynamics of space occupancy on a mussel dominated subtropical rocky shore. Marine Ecology Progress Series. 119: 167–176.
- VALLE, AL. 2006. Eficiência e uso de área para captura de presas por golfinhos *Sotalia fluviatilis*: comparação entre adultos e juvenis. Acta Biológica Leopoldensia, 28(1): 55-60.
- WAKABARA, Y.; TARARAM, A.S.; TAKEDA, A.M. 1983. Comparative study of the amphipod fauna living on *Sargassum* of two Itanhaém shores, Brazil. Journal of Crustacean Biology. 3: 602-607.