

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

GERMANO HENRIQUE COSTA BARRILLI

**Avaliação ambiental e estrutura das comunidades de peixes e invertebrados
marinhos em áreas de arrasto camaroeiro do litoral de Santa Catarina,
Brasil**

São Carlos, SP

2018

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

GERMANO HENRIQUE COSTA BARRILLI

**Avaliação ambiental e estrutura das comunidades de peixes e invertebrados
marinhos em áreas de arrasto camaroeiro do litoral de Santa Catarina,
Brasil**

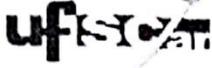
Tese apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências (área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais) no Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, SP.

Orientador: Prof. Dr. José Roberto Verani

Co-orientador: Prof. Dr. Jorge Luiz Rodrigues Filho

São Carlos, SP

2018



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado do candidato Germano Henrique Costa Barrilli, realizada em 09/08/2018:

Prof. Dr. José Roberto Verani
UFSCar

Profa. Dra. Odete Rocha
UFSCar

Profa. Dra. Evelise Nunes Fragoso de Moura
UFSCar

Prof. Dr. Carlos Eduardo Matheus
USP

Prof. Dr. Alexandre Kannebley de Oliveira
UNICEP

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, Nossa Senhora Aparecida, Santo Expedito e aos mentores espirituais por sempre me atenderem em orações.

Agradeço e dedico essa tese aos meus pais, Germano Francisco Barrilli e Marcia Costa Barrilli, e ao meu irmão Gean Francisco Costa Barrilli, que com muito amor, carinho, suporte e incentivo, não mediram esforços para que eu chegasse até esta etapa da minha vida e que continuam me apoiando nos meus objetivos. Também agradeço aos membros caninos da família, Neco e “Jackão”, pela convivência e momentos de descontração. Amo todos vocês!

Aos professores Dr. José Roberto Verani, Dra. Odete Rocha, os quais me acompanharam desde o início do mestrado, agradeço pela orientação, confiança, estímulo, amizade e, principalmente, seus exemplos como profissionais dedicados e competentes. Estendo esses agradecimentos aos professores Dr. Joaquim Olinto Branco e Dr. Jorge Luiz Rodrigues Filho, os quais me orientaram durante o doutorado, contribuíram muito para o meu desenvolvimento na pesquisa e me propiciaram experiências incríveis com o ambiente marinho.

À CAPES pelo auxílio financeiro e concessão da bolsa de estudos.

Aos docentes do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais pela minha formação acadêmica em nível de Mestrado e Doutorado, à Coordenação do Curso e à Secretaria do Programa por todo o apoio concedido à realização da pós graduação.

Aos amigos, funcionários e professores do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva e do Departamento de Hidrobiologia pela convivência, sugestões e amizade. Agradeço em especial ao Marcos Vinicius Nunes e ao José Valdecir de Lucca, os quais foram os responsáveis pelo meu primeiro contato com a pós graduação.

Aos amigos do laboratório de Zoologia da Univali – Itajaí – SC, Adriana Dalastra, Alana Rocha, Dagoberto Port, Fabiane Fisch, Gabriela Stahelin, Gabriela Gamba, Julia Vale Maria Amélia Pellizzetti e Renata Acauan pela convivência, risadas e momentos de descontração.

Ao Mário César Sedrez, seus pais América Farias Sedrez e Moacir Sedrez e sua esposa Susana Tomaz Sedrez, pelo carinho com que me receberam em Santa Catarina

A Julia Gomes do Vale pelo carinho, amizade, companheirismo, conversas e descontrações durante a maior parte do doutorado e em todo o período em que estive em Santa Catarina.

Por fim, agradeço a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

A pesca de arrasto camaroeira é realizada em todo litoral brasileiro e tem uma significativa importância econômica, social e cultural. Essa modalidade de pesca é reconhecida pelos impactos que causam no substrato e na fauna demersal - bentônica, sendo efetiva para a espécie alvo, porém pouco seletiva para as demais, considerando que muitas delas são capturadas “sem intenção”. Nesse trabalho, os arrastos em três áreas tradicionais de pesca do litoral catarinense foram analisados sob diferentes perspectivas, levando à elaboração de quatro capítulos. O primeiro capítulo trata da avaliação ambiental e ecológica das espécies de invertebrados que ocorrem nesses locais, as relações com as variáveis ambientais e possíveis impactos existentes nas áreas de arrasto. No segundo capítulo, sob a mesma perspectiva do primeiro, a ictiofauna desses locais foi analisada para se avaliar a sua resposta em relação às condições ambientais. O terceiro capítulo, traz uma abordagem conservacionista, onde as comunidades de peixes e invertebrados foram avaliadas com o intuito de se apontar qual a melhor estratégia para a conservação, considerando as dissimilaridades e a organização das espécies entre os locais. Finalmente, o quarto capítulo fornece informações biológicas das principais espécies de peixes oriundas da localidade central de nossos estudos (Penha –SC). Considerando os quatro estudos, conclui-se: 1- as áreas encontram-se sob frequentes distúrbios; 2 – Barra do Sul possui um substrato homogêneo, predominantemente arenoso, o que causa efeitos negativos nas comunidades de peixes e invertebrados que dependem desses habitats para sobrevivência; 3 – Porto Belo possui a maior diversidade de espécies e a melhor qualidade de habitats, enquanto Penha se encontra em situação intermediária entre os ambientes estudados; e 4 – os três ambientes diferem entre si e apresentam um alto valor conservacionista, principalmente pela alta rotatividade de espécies entre as localidades. Portanto, as áreas estudadas necessitam de priorização para a conservação regional. Estimular experiências futuras que se utilizem do “bycatch” para o conhecimento da biota se faz necessária, uma vez que a maioria das espécies de peixes e invertebrados marinhos, capturados nesse estudo, carecem de informações comportamentais, biológicas e ecológicas. Assim conhecer mais sobre a dinâmica das populações afetadas nessa e nas demais áreas de arrastos do litoral Brasileiro é de extrema importância para gerir e contribuir com a conservação das espécies, visando a sustentabilidade das pescarias.

PALAVRAS-CHAVE: Camarão sete-barbas, Pescarias, Preservação, Perturbações, Rede de arrasto.

ABSTRACT

The shrimp trawling is carried out all over the Brazilian coast and has a significant economic, social and cultural importance. This type of fishing is recognized by the impacts that they cause on the substrate and benthic fauna, being effective for the target species, but not selective for the others species, considering that most of them are caught "unintentionally". In this work, the trawls of three traditional fishing areas of the Santa Catarina coast were analyzed from different perspectives, leading to the elaboration of four chapters. The first chapter deals with the environmental and ecological evaluation of the invertebrate species that occur in these places, the relationships with the environmental variables and possible impacts in the trawling areas. In the second chapter, under the same perspective of the first, the ichthyofauna of these sites was analyzed to evaluate its response to environmental conditions. The third chapter presents a conservationist approach, where the fish and invertebrate communities were evaluated in order to identify the best strategy for conservation, considering the dissimilarities and the organization of the species among the sites. Finally, the fourth chapter provides biological information on the main fish species from the central locality of our studies (Penha-SC). Considering the three studies, we conclude that: (1) - the areas are under frequent disturbances; (2) - Barra do Sul has a homogeneous substrate, predominantly sandy, which causes negative effects in the fish and invertebrates communities, (3) - Porto Belo has the highest diversity of species and the best quality of habitats, while Penha is in an intermediate situation between the studied environments; and (4) - three environments are different and have a high conservation value, particularly for high turnover of species. Therefore, these areas need prioritization for regional conservation. Stimulating future bycatch experiences for biota knowledge is necessary, since most of the marine invertebrate and fish species captured in this study lack behavioral, biological, and ecological information. Thus, to know more about the dynamics of the populations affected in this and in the other trawling areas of the Brazilian coast is of extreme importance to manage and contribute with the conservation of the species, aiming the sustainability of the fisheries.

KEYWORDS: Seabob Shrimp, Fisheries, Preservation, Disturbances, Trawl.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....	10
INTRODUÇÃO GERAL	11
HIPÓTESES	13
OBJETIVO GERAL.....	13
REFERÊNCIAS	14
CAPÍTULO I - Avaliação ambiental e ecologia de macroinvertebrados marinhos associados à pesca artesanal de arrasto camaroeiro.	18
RESUMO	18
ABSTRACT	19
MATERIAL E MÉTODOS.....	21
RESULTADOS	26
DISCUSSÃO.....	39
AGRADECIMENTOS	44
REFERÊNCIAS	44
MATERIAL SUPLEMENTAR	53
CAPÍTULO II - Avaliação ecológica da ictiofauna marinha em áreas de arrasto camaroeiro no sul do Brasil.....	54
RESUMO	54
ABSTRACT	55
INTRODUÇÃO.....	56
MATERIAL E MÉTODOS.....	57
RESULTADOS	61
DISCUSSÃO.....	73
AGRADECIMENTOS	75
REFERÊNCIAS	75

CAPÍTULO III - Quais são os componentes que moldam a betadiversidade nas assembleias de peixes e invertebrados em ambientes marinhos subtropicais?	81
RESUMO	81
ABSTRACT	82
INTRODUÇÃO.....	83
MATERIAL E MÉTODOS.....	85
RESULTADOS	87
DISCUSSÃO.....	98
AGRADECIMENTOS	100
REFERÊNCIAS	101
CAPÍTULO IV - Weight-length relationship of 53 species of fish associated to artisanal trawl fisheries in southern Brazil. (<i>Artigo publicado Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 13(1): 36-42, 2018</i>)	104
Resumo	104
Abstract.....	104
Introduction	105
Material and Methods.....	105
Results	106
Discussion.....	110
CONSIDERAÇÕES FINAIS	114

APRESENTAÇÃO

Este trabalho é o mais recente resultado do projeto intitulado “Biologia e pesca do camarão sete-barbas, fauna e suas relações com as aves marinhas”, sob licença do SISBIO N° 324642 e que realiza coletas mensais ininterruptas, desde março de 1996. É coordenado pelo Prof. Dr.² Joaquim Olinto Branco da Universidade do Vale do Itajaí (UNIVALI) e que disponibilizou os dados de uma campanha realizada entre julho/2009 e junho/2010 em três locais de atuação da pesca de arrasto artesanal em Santa Catarina. Esses locais são áreas tradicionais dessa modalidade de pesca, as quais envolvem os municípios, Barra do Sul, Penha e Porto Belo.

Esta tese trata de aspectos das comunidades que estão submetidas à influência da pesca de arrasto artesanal. Dessa forma, esta tese é composta de uma introdução geral, que busca contextualizar a problemática acerca dos assuntos a serem tratados, quatro capítulos em formato de artigo, conclusões finais e referências. Os três primeiros capítulos são compostos por artigos visando a publicação, porém com as figuras próximas ao texto correspondente. O quarto capítulo é composto por um artigo já publicado na revista *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, o qual está formatado de acordo com as normas de submissão da mesma. A estruturação de todos os capítulos está de acordo com o Regimento Interno e Normas Complementares (2012):

“As revistas ou periódicos nacionais pretendidas deverão, necessariamente, estar contempladas entre aquelas conceituadas com nível A1, A2, B1, B2 ou B3 (Qualis/CAPES) ou em revistas com fator de impacto superior a 0.156”.

Por fim, as conclusões gerais sumarizam os novos conhecimentos obtidos com o presente estudo e pretendem contribuir com informações do ambiente e das comunidades marinhas que estão sob influência da pesca de arrasto camaroeira.

INTRODUÇÃO GERAL

Nas últimas décadas, o camarão gradualmente se tornou o item mais importante no comércio internacional de pescados, gerando, ano após ano, recordes mundiais de produção (FAO, 2016). Decorrente deste incremento nas capturas, alguns estoques já apresentaram evidências de sobre-explotação (D’Incao et al. 2002, Leite & Petrere, 2006; Rajakumaran & Vaseeharan, 2014), gerando uma maior demanda por estudos e ações que auxiliem na gestão da pesca de espécies de camarão ao redor do globo.

No Brasil, as pescarias camaroeiras incidem majoritariamente sobre as espécies da superfamília Penaeoidea, as quais possuem ampla distribuição ao longo da plataforma continental, mas que são abundantes principalmente em áreas rasas e próximas ao litoral (Gillet, 2008). A relativa facilidade de acesso ao recurso somado ao alto valor do mesmo geram uma intensa exploração nos fundos de pesca, ocasionando muitas vezes a sobreposição de esforço das frotas artesanal e industrial sobre uma mesma espécie (D’Incao et al. 2002). Entretanto, comumente o camarão rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis*) é mais explorado pela frota industrial, ao passo que as capturas da frota artesanal incidem mais sobre o camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e sobre o branco (*Litopenaeus schimitti*) (Lopes, 2008). Nas regiões sudeste e sul existe também uma considerável pesca sazonal das espécies *Artemesia longinnaris* e *Pleoticus muelleri* (Haimovici & Mendonça, 1996), sendo que as maiores abundâncias destas espécies ocorrem em épocas de águas com temperaturas mais baixas (Batista et al. 2011, Dumont & D’Incao, 2008).

Dentre as espécies de camarões, *X. kroyeri* é um dos recursos mais abundante nos desembarques brasileiros (MPA, 2012). Predominantemente, as pescarias de *X. kroyeri* são realizadas pela frota artesanal em áreas com profundidade abaixo de 20 metros, caracterizado pelo sedimento mais fino e onde há uma maior abundância do recurso (Branco et al. 2013, Kolling & Ávila-da-Silva, 2014). Esta pescaria, considerada de pequena escala, é realizada intensamente ao longo do litoral e possui uma elevada importância social e econômica para muitas comunidades costeiras (Branco, 2005; Graça-Lopes et al. 2007). As pescarias de pequena escala são consideradas muito importantes por envolver muitos pescadores e gerar considerável porção da biomassa consumida pela população (Berkis, 2003; Gillett, 2008)

No sul do país, mais precisamente no litoral centro norte do estado de Santa Catarina, existem diversas localidades que dependem historicamente da pesca em pequena escala do *X. kroyeri* (Pezzuto et al. 2008; Serafini et al., 2014). As condições oceanográficas nestes pontos de pesca rasos são altamente influenciadas por uma massa de água costeira, com sazonalidade

marcante e influência dos processos que ocorrem no ambiente terrestre, bem como por uma massa de água de plataforma (Pereira et al. 2009), resultante da mistura das demais massas de água que aportam no litoral sudeste e sul brasileiro (Emilson, 1961).

Com relação ao substrato, as informações são escassas, mas, por serem fundos de pesca com elevada produção do *X. kroyeri*, presume-se que o sedimento nesta área seja um tanto quanto similar e composto por grãos finos (e.g: lama/lodo), onde normalmente ocorrem agregados desta espécie (Dall et al. 1990, Costa et al. 2005). Mesmo frente as condições oceanográficas e sedimentares similares, a composição das capturas varia consideravelmente ao longo deste trecho do litoral (Branco et al. 2015; Bernardes-Junior et al. 2011), indicando que, possivelmente, existem fatores locais que influenciam estes ecossistemas explorados pela pesca.

A frota nestas localidades é composta por barcos equipados com redes de arrasto duplo (Branco, 2015), sendo tal modalidade pesqueira notadamente reconhecida pelos impactos que causam no leito marinho e nos organismos que vivem dentro ou sobre o substrato (Blanchard et al, 2004).

Os arrastos de fundo promovem alterações físicas significativas no substrato (e.g: raspagem do fundo e ressuspensão de sedimentos) interferindo direta e indiretamente na composição das comunidades demersais bentônicas (ex. stress, remoção ou dispersão de espécies), bem como nos processos de transferência de matéria e energia nos ecossistemas costeiros (Bellido et al., 2011; Pusceddu et al., 2014; Keledjian et al., 2014). Outro importante impacto da pesca camaroeira é a captura de organismos não alvo decorrente da baixa seletividade das redes empregadas (Davies et al. 2009). Neste recurso, denominado “bycatch” (Alverson, 1994), os peixes e macroinvertebrados marinhos possuem elevada representatividade nas capturas, superando em proporções o camarão (Keunecke et al. 2007; Sanchez et al. 2007).

Assume-se assim, que as pescarias atuam na dinâmica das comunidades exploradas (Magnússon, 1995) e que os efeitos em sua estrutura são dependentes da intensidade da atividade pesqueira, bem como associadas às condições prévias do ecossistema explorado (Jennings et al.,2002; Blanchard et al., 2004). Desta forma, existe uma clara demanda por se compreender a dinâmica das espécies afetadas dentro de uma perspectiva mais abrangente (Duplisea & Blanchard, 2005), bem como uma necessidade de se obter informações de qualidade sobre as condições da biota e dos habitats afetados pela atividade pesqueira (Hiddink et al., 2017). Assim, afim de se avaliar de que forma a pesca camaroeira incide sobre habitats e

ecossistemas marinhos, o presente estudo foi conduzido em pontos de pesca tradicionais localidades no litoral sul brasileiro.

HIPÓTESES

- As condições ambientais diferem entre as áreas e são responsáveis por diferenças na composição entre as comunidades de peixes e invertebrados marinhos.
- Por serem áreas de frequentes e intensos arrastos, as comunidades apresentam algum grau de perturbação, o qual pode ser visualizado nos descritores ecológicos;
- As comunidades de peixes e invertebrados marinhos apresentam padrões distintos de organização, por isso, necessitam de diferentes estratégias para a conservação.

OBJETIVO GERAL

Avaliar as condições ambientais e a ecologia das espécies de peixes e invertebrados em áreas influenciadas pela pesca de arrasto camaroeira.

Objetivos específicos

Os dados de água de fundo e de sedimento foram utilizados para se verificar a existência de variação nas condições ambientais entre os pontos de pesca analisados.

Os dados de captura de peixes e invertebrados marinhos obtidos por arrastos experimentais foram utilizados para:

- Analisar a estrutura das comunidades e o grau de distúrbios nos pontos de pesca nas distintas localidades;
- Comparar a composição de espécies entre as áreas de arrasto;
- Buscar relações entre a distribuição das espécies e as variáveis abióticas nos fundos de pesca;
- Comparar a diversidade nos habitats dos ecossistemas explorados pela pesca camaroeira;
- Avaliar padrões que moldam a betadiversidade na região estudada.

REFERÊNCIAS

- Alverson, D.L.; Freeberg, M.H.; Pope, J.G., & Murawski, S.A. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. Roma, FAO, FAO Fisheries Technical Paper 339: 233.
- Batista, A. C., Simões, S. M., Lopes, M. & Costa, R. C. 2011. Ecological distribution of the shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) and *Artemesia longinaris* Bate, 1888 (Decapoda, Penaeoidea) in the southeastern Brazilian littoral. *Nauplius*, 19: 135-143.
- Bellido, J. M., Santos, M. B., Pennino, M. G., Valeiras, X., & Pierce, G. J. 2011. Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia*, 670 : 317.
- Berkes, F. 2003. Alternatives to conventional management: lessons from small-scale fisheries. *Environments* 31: 5-19.
- Bernardes Júnior, J. J.; Rodrigues Filho, J. L.; Branco, J. O. & Verani, J.R. 2011. Spatiotemporal variations of the ichthyofauna structure accompanying the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Crustacea: Penaeidae) fishery, in important fisheries areas of the Santa Catarina shore, Brazil. *Zoologia* 28(2):151-164
- Blanchard F, LeLoc'k F., Hily C. & Boucher J. 2004. Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France, *Marine Ecology Progress Series*, 2004, vol. 280: 249-260.
- Branco, J. O. 2005. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 22, n. 4, p. 1050-1062, 2005.
- Branco, J. O.; Freitas Júnior, F.; Christoffersen, M. L. 2015. Bycatch fauna of seabob shrimp trawl fisheries from Santa Catarina State, southern Brazil. *Biota Neotrópica*, v. 15, n. 2.
- Branco, J. O.; Santos, L. R.; Barbieri, E.; Santos, M. C. F. & Rodrigues- Filho, J. L. 2013. Distribuição espaço-temporal das capturas do camarão sete-barbas na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. *Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo*, 39(3): 237-250.
- D'Incão, F.; Valentini, H.; Rodrigues, L. F. 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões sudeste e sul do Brasil. *Atlântica*, v. 24, n. 2, p. 103-116, 2002.

- Dall, W., Hill, B. J., Rothlisberg, P. C., Staples, D. J. 1990. The biology of the Penaeidae. In: Blaxter, J. H. S., Southward, A. J. (eds.) *Advances in marine biology*, Vol. 27. Academic Press, London, p. 1-489
- Davies, R.W.D.; Cripps S.J.; Nickson, A. & Porter, G., 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy* 33: 661–672.
- Duplisea D. & Blanchard, F. 2005. Relating species and community dynamics in an heavily exploited marine fish community. *Ecosystems*, 8(8), 899-910.
- Emilson, I. 1961. The shelf and coastal waters off southern Brazil. *Boletim do Instituto Oceanografico*. São Paulo 11 :101-112.
- FAO. 2016. Technical and socio-economic characteristics of small-scale coastal fishing communities, and opportunities for poverty alleviation and empowerment, by Uwe Tietze. Rome: 136 p.
- Gillet, R. 2008. Global study of shrimp fisheries. Rome: FAO.
- Graça-Lopes, R., Pereira, E. & Severino-Rodrigues, E. 2007. Aportes ao Conhecimento da Biologia e da Pesca do Camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri* Heller, 1862) no Litoral do Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 33: 63 – 84.
- Haimovici, M.; Martins, A. S.; Vieira, P. C. Distribuição e abundância de peixes teleósteos demersais sobre a plataforma continental do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 56, n. 1, p. 27-50, 1996
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C. L., Hughes, K.M., Ellis, N., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Tessa M., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Suuronen, P., & Kaiser, M.J. 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114 : 8301-8306.
- Jennings S, Nicholson M.D, Dinmore T.A, Lancaster J.E. 2002. Effects of chronic trawling disturbance on the production of infaunal communities. *Marine Ecology Progress Series* 243:251–260

- Keledjian, A. et al. Wasted catch: unsolved problems in US fisheries. *Oceana*. 2014. Acesso em: 11 jan. 2018. Disponível em: <http://oceana.org/sites/default/files/reports/Bycatch_Report_FINAL.pdf>.
- Keunecke, K.A., Vianna, M., Fonseca, D.B.F., D' incao, F. 2007. The pink-shrimp trawling bycatch in the northern coast of São Paulo, Brazil, with emphasis on crustaceans. *Nauplius* 15:49-55.
- Kolling, J.A. & Ávila-da-Silva, A.O. 2014. Evaluation of determinants of *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) catch abundance along a southwest Atlantic subtropical shelf. *ICES Journal of Marine Science* 71: 1793-1804.
- Leite Jr., N. O. & Petreire Jr., M. 2006. Stock assessment and fishery management of the pink shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* Latreille, 1970 and *F. paulensis* Pérez-Farfante, 1967 in Southeastern Brazil (23° to 28° S). *Brazilian Journal of Biology* 66: 263-277.
- Lopes, P. F. M. 2008. Extracted and farmed shrimp fisheries in Brazil: economic, environmental and social consequences of exploitation. *Environment, Development and Sustainability* 10: 639.
- Magnússon, KG. 1995. An overview of the multispecies VPA -- theory and applications *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 5:195-212.
- MPA. Ministério da Pesca e Aquicultura. Boletim estatístico da pesca e aquicultura 2011. Brasília: MPA, 2012. 60 p.
- Pereira, M., Schettini, C.A.F, & Omachi, C.Y. 2009. Caracterização de feições oceanográficas na plataforma de Santa Catarina através de imagens orbitais. *Revista Brasileira de Geofísica*, 27(1), 81-93. <https://dx.doi.org/10.1590/S0102-261X2009000100007>.
- Pezzuto, P. R., Alvarez-Perez, J. A., & Wahrlich, R. 2008. The use of the swept area method for assessing the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) biomass and removal rates based on artisanal fishery-derived data in southern Brazil: using depletion models to reduce uncertainty. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 36: 245–257.
- Pusceddu, A. Bianchelli S., Martín J., Puig P., Palanques A., Masqué P. & Danovaro R..Chronic and intensive bottom trawling impairs deep-sea biodiversity and ecosystem functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 8861-8866.

Rajakumaran, P. & Vaseeharan, B., 2014. Survey on penaeidae shrimp diversity and exploitation in South East Coast of India. *Fisheries and Aquaculture Journal*.

Sánchez, P., Sartor, P., Recasens, L., Ligas, A., Martin, J., De Ranieri, S., & Demestre, M. 2007. Trawl catch composition during different fishing intensity periods in two Mediterranean demersal fishing grounds. *Scientia Marina*, 71: 765-773.

Serafini, T. Z.; Andriguetto-Filho, J. M.; Pierri, N. 2014 Subsídios para a gestão compartilhada da pesca na baía da Babitonga (SC, Brasil). *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 18 (1): 99-111.

CAPÍTULO I - Avaliação ambiental e ecologia de macroinvertebrados marinhos associados à pesca artesanal de arrasto camaroeiro.

RESUMO

O comércio de camarões atinge recordes de produção mundial e, em decorrência da intensificação da pesca, alguns estoques já demonstram evidências de sobre-exploração. Dentre os camarões, a espécie *Xyphopenaeus kroyeri* é abundante nos desembarques brasileiro e sua pesca é feita majoritariamente pelo arrasto de fundo, modalidade pesqueira que é notadamente reconhecida pelos impactos que causam no leito marinho e nos organismos que vivem dentro ou sobre o substrato. Portanto, a fim de se avaliar de que forma a pesca camaroeira artesanal incide sobre habitats e ecossistemas marinhos, o presente estudo foi conduzido em pontos tradicionais de pesca no litoral sul brasileiro. Os dados de água de fundo e de sedimento foram usados para análise das diferenças entre os locais. Os dados de captura de macroinvertebrados obtidos por arrastos experimentais foram utilizados para analisar a estrutura das comunidades, checar a existência de dissimilaridades entre os locais, relacionar as espécies e as variáveis abióticas dos fundos de pesca, avaliar o grau de distúrbios nas localidades e relacionar os possíveis efeitos dos arrastos nesses ambientes. Nossos resultados, evidenciaram uma simplificação ambiental em relação à composição do sedimento, a composição e distribuição de espécies no local onde a frota de embarcações foi superior.

Palavras-Chave: Impacto, Assoreamento, Conservação, Camarão, Bycatch,

ABSTRACT

The shrimp trade is a record of world production and, as a result of the fishing intensification, some stocks already show evidence of overexploitation. Among the shrimps, the *species* *Xyphopenaeus kroyeri* is abundant in the Brazilian landings and its fishing is done mainly by bottom trawling, a fishing modality that is notably recognized by the impacts that they cause on the seabed and on organisms that live in or on the substrate. Therefore, in order to evaluate how small-scale shrimp fisheries affect habitats and marine ecosystems, the present study was conducted in traditional fishing spots on the southern Brazilian coast. The bottom water and sediment data were used to analyze the differences between sites. The macroinvertebrate catch data obtained from experimental trawls were used to analyze the structure of the communities, to verify the existence of dissimilarities among the sites, to relate the species and the abiotic variables of the fishing grounds, to assess the degree of disturbance in the localities and to relate the possible effects of the trawls in these environments. Our results showed an environmental simplification in relation to sediment and species composition in the place where the vessel fleet was superior.

Keywords: Impact, Trawl, Conservation, Shrimp, Bycatch.

INTRODUÇÃO

A pesca de arrasto direcionada à captura de camarões marinhos desperta atenção mundial em função dos impactos que essa modalidade de pesca pode causar nos ecossistemas marinhos e conseqüentemente para a economia global (FAO, 2016). Esses impactos estão associados com a redução dos estoques pesqueiros devido a sobre-exploração, ao comprometimento da biodiversidade e, conseqüentemente, agravação da situação socioeconômica das comunidades costeiras (D’Incao et al. 2002, Leite & Petrere, 2006; Rajakumaran & Vaseeharan, 2014, FAO, 2016).

Dentre os impactos relacionados ao arrasto, a captura das espécies “não alvos”, denominado “bycatch”, é um dos maiores problemas atuais da gestão pesqueira, a qual é decorrente da baixa seletividade das redes nesse tipo de pescaria (Alverson et al, 1994; Kelleher, 2005). Além disso, essa modalidade de pesca é notadamente reconhecida por danificar o leito marinho, onde a estrutura do equipamento utilizado fica em contato com o substrato, promovendo alterações físicas significativas e interferindo direta e indiretamente na composição das comunidades demersais-bentônicas que sobrevivem nos habitats afetados (Bellido et al., 2011; Pusceddu et al., 2014; Keledjian et al., 2014). Portanto, as pescarias podem atuar na dinâmica das comunidades atingidas, onde os efeitos em sua estrutura são dependentes da intensidade da atividade pesqueira e das condições prévias do ecossistema explorado (Magnússon, 1995; Jennings et al., 2002; Blanchard et. al, 2004).

No litoral centro-norte do estado de Santa Catarina (região sul do Brasil), existem diversas localidades que dependem histórica e economicamente da pesca de arrasto do camarão, a qual é um legado da cultura açoriana (Pezzuto *et al.* 2008; Serafini *et al.*, 2014). Dentre as espécies de camarões que ocorrem nessas áreas, o camarão rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis*) sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e o branco (*Litopenaeus schimitti*) são abundantes nas pescarias. Porém, mesmo abundantes, a proporção de camarões capturados é muitas vezes menor do que a grande quantidade dos demais invertebrados como crustáceos, moluscos, equinodermatos e outros grupos que compõem o bycatch dos arrastos nessas áreas (Branco, 2015).

Alguns estudos demonstram que há uma variação considerável na composição do bycatch ao longo dessas localidades (Bernardes-Junior et al. 2011; Sedrez et al. 2013 Branco et al. 2015), indicando que, possivelmente, existem fatores locais que influenciam estes ecossistemas mesmo sob condições oceanográficas similares. Esses ambientes são caracterizados por apresentarem uma massa de água costeira rica em nutrientes e matéria

orgânica (Schettini et al., 2005). A sazonalidade é bem definida e há a influência de uma massa de água de plataforma (Pereira et al. 2009), a qual é derivada da mistura das águas que aportam no litoral sudeste e sul brasileiro (Emilson, 1961). Contudo, informações sobre o substrato são escassas, o que, possivelmente, seja a causa da variação na composição das espécies capturadas, já que a massa de água parece ser homogênea entre os locais (Pereira et al. 2009; Bernardes-Junior et al. 2011; Sedrez et al. 2013).

Nesse contexto, a compreensão dos fatores que afetam a estrutura das comunidades nas áreas de atuação da pesca de arrasto pode ser uma ferramenta importante para gestão correta e sustentável das pescarias. Portanto, com o intuito de avaliar de que forma a pesca camaroeira artesanal incide sobre habitats e ecossistemas marinhos, o presente estudo foi conduzido em pontos tradicionais de pesca no litoral de Santa Catarina.

Os dados da água de fundo e do sedimento foram usados para a verificação da existência de variação nas condições ambientais entre os pontos de pesca analisados. Os dados de invertebrados obtidos nos arrastos experimentais foram utilizados para: (1) analisar a estrutura das comunidades e a existência de dissimilaridade na composição de espécies entre as mesmas; (2) buscar relações entre a distribuição das espécies e as variáveis abióticas nos fundos de pesca; (3) avaliar o grau de distúrbios nos pontos de pesca; (4) comparar a diversidade nos habitats dos ecossistemas explorados pela pesca camaroeira e (5) determinar os possíveis efeitos dos arrastos artesanais nesses ambientes. Nossa hipótese é de que as áreas sob domínio da pesca artesanal de arrasto se encontram perturbadas, refletindo negativamente na estrutura física dos habitats de fundo e na comunidade de macroinvertebrados marinhos.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo

A área de estudo está localizada no litoral centro-norte do estado de Santa Catarina, abrangendo os limites dos municípios Balneário Barra do Sul, –Penha (Armação Itapocoroy) e Porto Belo (Figura 1), onde a pesca artesanal é bastante significativa, tanto em ambiente marinho como em áreas estuarinas, principalmente pela abundância do camarão *Xyphopenaeus kroyeri* como recurso pesqueiro (Branco, 2005). De acordo com o projeto de avaliação socioeconômica da atividade de pesca e aquicultura – PCSPA-BS da PETROBRAS (Univali, 2015), o município de Balneário Barra do Sul conta com a maior frota artesanal pesqueira entre as áreas de estudo, totalizado 368 embarcações, seguido de Porto Belo e Penha, com 165 e 292, respectivamente.

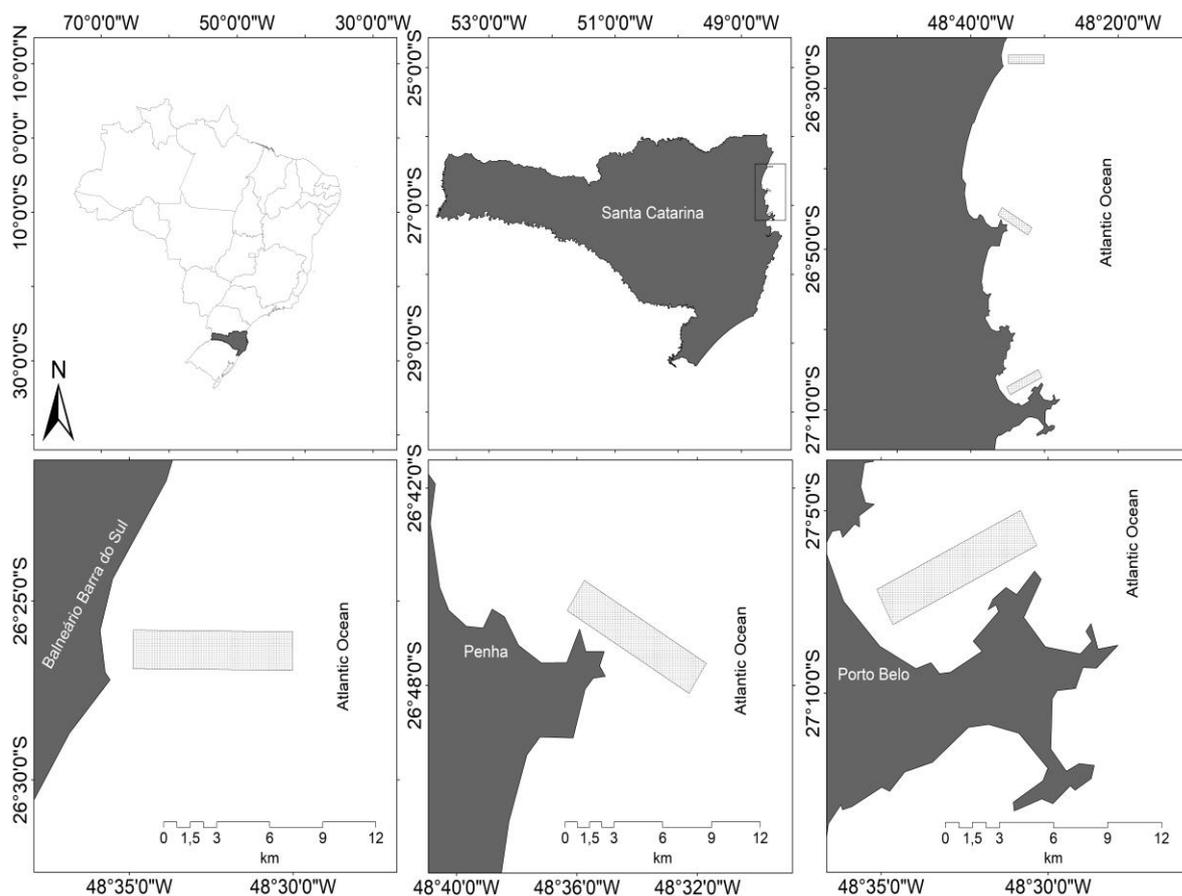


Figura 1 - Área de estudo com a indicação das três regiões amostradas pelos arrastos experimentais de pesca artesanal

Os ventos predominantes nessas áreas são de quadrante nordeste ao longo do ano e de sudoeste no inverno (Araújo et al., 2006). As massas de água que ocorrem nos locais são a Água Costeira com grande contribuição dos rios catarinense ao longo de todo o ano, a Água Tropical (verão e outono) com influência da corrente do Brasil e, eventualmente, a Água Central do Atlântico Sul (ACAS), no verão, nas camadas inferiores da coluna d'água (Resgalla & Schettini, 2006).

Amostragens

Arrastos trimestrais experimentais nas áreas de pesca artesanal do camarão sete-barbas foram realizados em trélicas, com duração de 20 minutos em cada localidade, totalizando uma hora de amostragem por local, entre o período de novembro de 2009 a outubro de 2010 e sob o registro de licença do SISBIO n° 324642. Foi utilizado uma embarcação (baleeira) equipada com portas de arrasto duplo, com rede de malha de 3,0 cm e 2,0 cm no ensacador e com uma velocidade de arrasto de 2,0 nós (Figura 2).



Figura 2 – Embarcação (“Baleeira”) com portas de arrasto duplo (“Double rig”) utilizada nas amostragens experimentais. Fonte: Fotografias do autor

Antes de cada arrasto, a água de fundo era coletada com a garrafa de van Dorn vertical, sendo a temperatura e a salinidade medidas, respectivamente, com um termômetro ($0,1^{\circ}\text{C}$) e um refratômetro óptico ($0,5\text{ ‰}$) de precisão. Além disso, uma amostra de sedimento foi coletada com o amostrador do tipo van Veen em cada arrasto, totalizando três amostras de água e sedimento em cada coleta e em cada localidade.

As amostras de fauna foram conservadas em caixas térmicas com gelo, transportadas, juntamente com as amostras de água e sedimento, até laboratório de biologia do Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar (Univali – Itajaí – SC), onde foram triadas e identificadas o auxílio de especialistas.

Análise dos dados

Para a sumarização dos dados abióticos de cada localidade, foram considerados, o valor médio das réplicas, sendo o resultado categorizado na estação vigente no momento da coleta. Já para os dados bióticos, a somatória das réplicas foram convertidas em abundâncias da estação vigente.

Além da salinidade e da temperatura, amostras de água foram submetidas à análise de mais cinco parâmetros: Silicato (SiO_2), amônia (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), fosfato (PO_4^{3-}), segundo a metodologia descrita APHA (1998), e clorofila - a de acordo com Mantoura et al., (1997), sendo a leitura desta realizada em um sistema de cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE).

As análises do sedimento foram realizadas através do método de peneiramento e pipetagem (Suguio, 1973), onde a granulometria seguiu os parâmetros de Folk & Ward (1957) e a classificação textural proposta por Shepard (1954). Para a quantificação do teor de carbonato, uma fração de 20g da amostra foi exposta à uma solução de ácido clorídrico (HCL – 10%) de volume, sendo o teor da matéria orgânica determinada pela queima desse produto em forno de mufla a 800°C. Os dados obtidos com o auxílio do software Sysgran v.3.1 (Camargo, 2006).

Análise estatísticas

Variáveis ambientais

Para verificar diferenças nas condições ambientais entre as áreas, dados sazonais de água e sedimento foram testados separadamente através de uma análise permutacional multivariada de variância para dois fatores – PERMANOVA two-way (Anderson, 2001), com a finalidade de se estabelecer qual dos conjuntos de parâmetros são significativamente responsáveis ($p < 0,05$) por diferenças locais e sazonais. Uma vez encontrada essas diferenças, uma análise de variância (ANOVA), seguido do teste post hoc de Tukey (Zar, 2010), foram empregados em cada variável do conjunto de dados retido pela PERMANOVA, com o intuito de determinar quais fatores foram responsáveis por diferenças significativas entre os ambientes.

Composição de espécies

Para avaliar a composição das espécies entre os locais, a matriz de abundância de macroinvertebrados marinhos foi transformada pela raiz quadrada para ressaltar as espécies raras (Clarke et al., 2006). Em seguida, uma ANOSIM (Clarke, 1993), através do índice Bray-Curtis, foi empregada para verificar diferenças na composição de espécies. Quando detectadas diferenças estatísticas, procedeu-se à Análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER), a qual possibilitou determinar a dissimilaridade (%) entre os locais de pesca e evidenciar as espécies que mais contribuíram para as alterações registradas (Clarke & Warwick, 1994). O

valor de 80% da contribuição acumulada foi utilizado como corte para definir as espécies mais representativas nos resultados (Moscatello & Belmonte, 2009)

Relação entre espécies e variáveis ambientais

Com a finalidade de se encontrar associações significativas entre os dados ambientais e de fauna, as espécies retidas no corte da SIMPER, juntamente com as variáveis abióticas retidas na PERMANOVA, foram utilizadas para uma análise de redundância (Legendre & Legendre, 1998), com a finalidade de se encontrar associações significativas entre esses dados. A RDA, seguida do teste de significância ($p < 0,05$) dos eixos de Monte Carlo, foi gerada através do software Canoco 4.5 (Ter Braak & Smilauer, 2002).

Grau de distúrbio nas áreas de pesca

As comunidades das diferentes localidades foram avaliadas quanto a sua integridade através das curvas de abundância e biomassa ou Curvas ABC de Warwick (1986). As curvas ABC representam a abundância numérica e biomassa acumuladas de todas as populações presentes em uma comunidade e é utilizada para se fazer inferências sobre o grau de distúrbio ambiental. Clarke (1990) desenvolveu um índice (índice W) para atenuar o efeito da interpretação visual. O índice W é obtido a partir da expressão: $W = \sum (B_i - A_i) / [50(S-1)]$, no qual B_i é o valor de biomassa de cada espécie (i); A_i é o valor da abundância de cada sequência da espécie (i) e S é o número de espécies. Valores positivos indicam um ambiente não perturbado, valores negativos sugerem comunidades perturbadas e valores próximos de zero indicam distúrbios moderados, podendo variar de -1 a 1 (Clarke, 1990; Magurran, 2004).

Para avaliar se os graus de distúrbios diferem entre os ambientes, valores de W, calculados para as amostragens, foram submetidos a análise de variância (ANOVA) com o nível significância de 95% ($p < 0,05$).

Distribuição de Abundância de Espécies e Descritores da Diversidade

Modelos de Distribuição de Abundância das Espécies (DAEs) foram ajustados para análise dos padrões que estruturam as comunidades de macroinvertebrados marinhos nas distintas localidades e, posteriormente avaliados e comparados com os seguintes modelos teóricos: Broken-Stick, Preemption, Lognormal, Zipf e Zipf-Mandelbrot (Magurran, 2004; McGill, 2007). O modelo Broken-Stick traz evidências de que alguma variável ambiental está sendo dividida estocasticamente e similarmente entre as espécies. Ele é usado como uma hipótese nula contra a qual outros modelos podem ser testados. O modelo “preemption” assume que cada espécie esgota mais da metade dos recursos existentes no ambiente, descrevendo

comunidades ecológicas menos uniformes e perturbadas (Odum, 1988; Fávero et al., 2015). O modelo lognormal é geralmente associado a ambientes de boa qualidade com heterogeneidade de habitat e alta diversidade de espécies (Krebs, 1999; Magurran, 2004). Os modelos Zipf e Zipf-Mandelbrot são interpretados como um processo sucessional no qual espécies tardias apresentam maiores necessidades ambientais e, portanto, são mais raras que as espécies colonizadoras iniciais (Magurran, 2004; Fávero et al., 2015)

O melhor ajuste foi definido através da estimativa de probabilidade máxima, a qual a compara os modelos através do critério de informação de Akaike (AIC), Bayesian (BIC) e Deviance (resíduos do ajuste do modelo), sendo que os menores valores dos critérios indicam o melhor modelo ecológico ajustado (Oksanen et al., 2010). O processamento dos modelos foi realizado através do pacote *vegan* v1.17.9 (Oksanen et al., 2010) do software R v3.2.2, (R Development Core Team, 2016).

Os descritores da diversidade alpha foram calculados através da riqueza de espécies (S), Equitabilidade (J'), Dominância (D'), índice de Shannon (H') de acordo com o descrito em Magurran (2004) para a comparação das áreas. Por último, para se checar tendências de correlações significativas entre os índices de diversidade, o número de embarcações e variáveis do sedimento, uma matriz de correlação de Spearman foi gerada (Zar, 2010). Os cálculos acima, juntamente com as PERMANOVA, SIMPER, e ANOSIM, foram efetuados com o auxílio do pacote estatístico PAST v.3.16 (Hammer et al., 2001)

RESULTADOS

Variáveis ambientais

Considerando os valores médios das variáveis ambientais (Tabela1), em Barra do Sul foram registrados os maiores valores de clorofila -a ($3,30 \pm 1,20 \text{ mg.L}^{-1}$), amônia ($42,0 \pm 29,0 \text{ mg.L}^{-1}$), areia ($81,90 \pm 29,80\%$), diâmetro dos grãos ($0,22 \pm 0,22 \text{ mm}$), e os menores valores de temperatura ($18,60 \pm 3,20^\circ\text{C}$), silicato ($24,70 \pm 7,30$), fosfato ($0,40 \pm 0,10$), carbonato ($3,40 \pm 2,80\%$) e matéria orgânica ($1,70 \pm 1,60\%$). Em Penha, registraram -se os maiores valores médios de salinidade ($33,8 \pm 1,0$), nitrito ($0,60 \pm 0,40$), silte ($51,60 \pm 4,40$) e o menor valores média de amônia ($7,0 \pm 2,7$). Já em Porto Belo, os maiores valores médios de temperatura ($21,70 \pm 2,50$), silicato ($92,90 \pm 50,30$), fosfato ($0,80 \pm 0,16$), matéria orgânica ($8,30 \pm 2,50$), argila ($33,8 \pm 13,6$) e, os menores valores de salinidade ($32,60 \pm 0,70$), clorofila -a ($0,80 \pm 0,40$), nitrito ($0,09 \pm 0,06$), diâmetros dos grãos ($0,01 \pm 0,04$), areia ($30,20 \pm 24,60$), foram registrados.

Tabela 1 – Média e desvio padrão das variáveis de água de fundo e sedimento, coletados durante as amostragens da primavera, verão, outono e inverno, nas localidades de Barra do Sul, Penha e Porto Belo. Legenda: M.O – Matéria Orgânica

	BARRA DO SUL				PENHA				PORTO BELO			
	Primavera	Verão	Outono	Inverno	Primavera	Verão	Outono	Inverno	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Salinidade (%)	33,10 ± 1,90	33,20 ± 1,60	33,50 ± 0,30	32,80 ± 1,20	33,40 ± 1,60	32,90 ± 1,80	33,50 ± 0,40	33,8 ± 1,0	33,70 ± 1,20	33,20 ± 1,70	32,70 ± 1,60	32,60 ± 0,70
Temperatura (°C)	20,30 ± 2,50	18,60 ± 3,20	18,80 ± 2,90	19,0 ± 3,60	21,30 ± 2,70	20,30 ± 4,50	19,70 ± 3,50	18,7 ± 3,2	21,70 ± 2,50	20,30 ± 2,30	20,0 ± 1,70	19,30 ± 1,00
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	3,30 ± 1,20	1,20 ± 0,70	1,10 ± 0,60	2,30 ± 2,60	2,30 ± 0,90	1,50 ± 0,70	1,70 ± 0,90	1,00 ± 0,4	1,10 ± 0,50	0,90 ± 0,20	0,80 ± 0,40	1,10 ± 0,80
SiO ₂ (mg.L ⁻¹)	46,90 ± 31,50	29,80 ± 12,60	24,70 ± 7,30	74,20 ± 17,0	40,80 ± 29,80	55,50 ± 23,50	44,10 ± 27,60	38,7 ± 14,4	92,90 ± 50,30	82,0 ± 72,5	25,20 ± 15,50	34,70 ± 14,9
NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	15,90 ± 15,10	40,0 ± 42,0	30,30 ± 11,60	42,0 ± 29,0	26,20 ± 3,20	13,00 ± 5,40	7,00 ± 2,70	21,6 ± 12,1	25,70 ± 20,70	67,90 ± 29,10	20,40 ± 5,50	14,80 ± 10,6
NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,10 ± 0,03	0,20 ± 0,10	0,30 ± 0,20	0,10 ± 0,06	0,30 ± 0,20	0,20 ± 0,10	0,60 ± 0,40	0,40 ± 0,21	0,40 ± 0,51	0,20 ± 0,16	0,30 ± 0,26	0,09 ± 0,06
PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	0,60 ± 0,20	0,40 ± 0,10	0,60 ± 0,10	0,60 ± 0,20	0,50 ± 0,10	0,60 ± 0,20	0,70 ± 0,17	0,60 ± 0,17	0,60 ± 0,23	0,50 ± 0,06	0,80 ± 0,16	0,60 ± 0,17
Carbonato (%)	9,0 ± 3,50	6,10 ± 3,40	3,80 ± 2,00	3,40 ± 2,80	7,30 ± 1,00	10,5 ± 3,20	8,10 ± 1,00	6,1 ± 1,70	8,5 ± 4,86	11,6 ± 3,50	11,60 ± 3,60	11,90 ± 3,47
M.O (%)	4,70 ± 4,00	3,30 ± 4,20	3,80 ± 3,20	1,70 ± 1,60	3,60 ± 0,30	5,00 ± 2,10	4,3 ± 1,00	4,9 ± 2,2	4,10 ± 4,80	7,20 ± 2,60	8,30 ± 2,50	5,40 ± 3,00
Cascalho (%)	0,0	0,0	0,10 ± 0,10	0,0	0,0	0,10 ± 0,10	0,0	0,0	0,10 ± 0,10	0,10 ± 0,10	0,10 ± 0,10	0,10 ± 0,10
Areia (%)	76,70 ± 22,60	80,10 ± 26,40	73,80 ± 30,60	81,90 ± 29,80	31,50 ± 6,10	48,00 ± 25,10	40,90 ± 31,00	45,7 ± 28,7	56,0 ± 45,10	36,50 ± 32,40	30,2 ± 24,6	36,40 ± 23,60
Silte (%)	8,30 ± 8,40	9,40 ± 13,40	14,20 ± 15,20	11,10 ± 17,70	51,6 ± 4,40	33,50 ± 22,10	38,60 ± 26,50	39,4 ± 21,1	21,5 ± 18,7	30,10 ± 18,00	35,9 ± 11,6	32,70 ± 4,34
Argila (%)	15,10 ± 14,30	10,50 ± 13,10	12,0 ± 15,50	7,00 ± 12,0	16,90 ± 2,70	18,50 ± 7,10	20,50 ± 5,00	14,80 ± 7,70	22,5 ± 26,5	33,40 ± 15,00	33,8 ± 13,6	30,90 ± 10,80
Diâmetro dos grãos (mm)	0,09 ± 0,07	0,15 ± 0,09	0,14 ± 0,11	0,22 ± 0,22	0,03 ± 0,02	0,03 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,02	0,01 ± 0,02	0,01 ± 0,004

Contudo, a Análise Permanova - two way (Tabela 2) não evidenciou diferenças significativas locais e sazonais quanto aos dados relacionados a massa de água e sua composição, sendo a formação do sedimento, com exceção do cascalho ($F_{2-33} = 1,778$; $p > 0,05$) responsável pela diferenciação significativa somente entre os locais. Desse modo, o tamanho do grão ($F_{2-33} = 10,956$), as frações carbonato ($F_{2-33} = 8,315$), matéria orgânica ($F_{2-33} = 3,376$), areia ($F_{2-33} = 9,193$), Silte ($F_{2-33} = 12,424$) e Argila ($F_{2-33} = 7,296$) do sedimento, com diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$), foram selecionadas para análise de Redundância (RDA).

Tabela 2 – Resultado da Análise permutacional multivariada de variância (PERMANOVA - two-way) para diferenças dos parâmetros de água e sedimento entre os locais e estações amostradas. * Significativo ($p < 0,05$).

PARAMÊTROS DA ÁGUA					
Fatores	Soma dos quadrados	Graus de Liberdade (n - 1)	Quadrado Médio	F	P
Áreas	3507,8	2	1753,9	1,2469	0,3051
Sazonalidade	6705,2	3	2235,1	1,589	0,1694
Interação	15806	6	2634,3	1,8728	0,0717
Resíduos	33758	24	1406,6		
Total	59777	35			
PARÂMETROS DO SEDIMENTO					
Fatores	Soma dos quadrados	Graus de Liberdade (n - 1)	Quadro Médio	F	P
Áreas	19845	2	9922,5	7,8512	0,0009*
Sazonalidade	561,48	3	187,16	0,14809	0,9648
Interação	3100,3	6	516,72	0,40886	0,8866
Resíduos	30331	24	1263,8		
Total	53838	35			

No geral, as diferenças significativas nas frações de carbonato, matéria orgânica, silte e argila foram, em média, menores em Barra do Sul quando comparados com Porto Belo (figura 2). Entretanto as frações carbonato, matéria orgânica, areia silte e o diâmetro médio dos grãos, não diferiram ($p > 0,05$) entre as amostragens de Penha e Porto Belo. Da mesma maneira, os dados de Barra do Sul e Penha não apresentaram diferenças significativas quando comparadas em relação às frações carbonato, matéria orgânica e argila. Por outro lado, a fração de areia e o tamanho dos grãos foram, em média, maiores em Barra do Sul e a fração de argila, maior em Porto Belo. ($p < 0,05$).

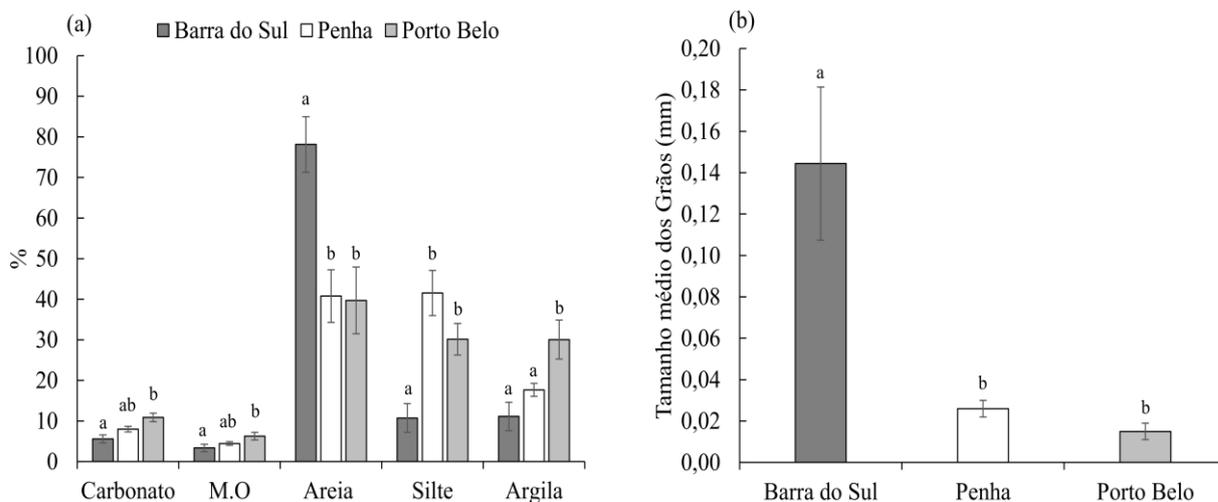


Figura 3 – Valores médios e erro padrão da composição sedimentar dos fundos (a) e do tamanho médio dos grãos (b) de Barra do Sul, Penha e Barra do Sul. Legenda: Letras iguais acima das barras – sem diferenças significativas entre os ambientes evidenciadas pelo teste de comparação múltipla de Tukey ($p>0,05$).

Desse modo, quanto à composição do sedimento, houve uma predominância de areia nas amostragens de Barra do Sul, silte e areia em Penha, enquanto em Porto Belo, houve uma distribuição mais equitativa entre as frações areia, argila e silte. Sendo assim, a classificação dos fundos marinhos resultou em areia ou arenito para Barra do Sul, silte arenoso para Penha e areia-siltica-argilosa para Porto Belo. Em relação ao tamanho médio dos grãos, as amostras de Barra do Sul foram compostas majoritariamente por areia fina, as de Penha por silte médio e as de Porto Belo por silte fino.

Composição de espécies

As amostragens contribuíram com o levantamento de 43 espécies de macroinvertebrados marinhos distribuídas em 24 famílias, totalizando 34686 indivíduos coletados nas áreas de pesca de Barra do Sul, Penha e Porto Belo (Tabela 3). Desse montante, o grupo Crustacea representou 62,80 % das espécies, seguidos de Cnidaria e Mollusca, ambos com 13,95 %, e Echinodermata com 9,30 %.

Tabela 3 – Composição de espécies em número de indivíduos (n) e biomassa (B), em gramas (g), da fauna de macroinvertebrados nas amostragens de primavera (Sp), verão (Su), outono (Au) e inverno (Wi) nas localidades de Barra do Sul, Penha e Porto Belo.

	BALNEÁRIO BARRA DO SUL								PENHA								PORTO BELO							
	Sp (n)	B (g)	Su (n)	B (g)	Au (n)	B (g)	Wi (n)	B (g)	Sp (n)	B (g)	Su (n)	B (g)	Au (n)	B (g)	Wi (n)	B (g)	Sp (n)	B (g)	Su (n)	B (g)	Au (n)	B (g)	Wi (n)	B (g)
CNIDARIA																								
CHIROPSALMIDAE																								
<i>Chiropsalmus quadrumanus</i> (Müller, 1859)	7	415	0	0	10	1831,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	367,8	0	0	8	762,2	0	0
LYCHNORHIZIDAE																								
<i>Lychnorhiza lucerna</i> Haeckel, 1880	0	0	0	0	3	1683,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OLINDIIDAE																								
<i>Olandias sambaquiensis</i>	0	0	0	0	6	49,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	125,1	0	0	0	0	0	0
PELAGIIDAE																								
<i>Chrysaora lactea</i> Eschscholtz, 1829	0	0	0	0	4	103,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RENILLIDAE																								
<i>Renilla muelleri</i> Kölliker, 1872	1	5,8	0	0	14	58,7	6	39,83	188	1082,4	51	276,98	37	119,66	49	486,8	118	3089	481	2405,7	21	380,95	39	142
RHIZOSTOMIDAE																								
<i>Rhizostoma sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	1145,9	0	0	28	700	0	0	0	0	0	0
MOLLUSCA																								
NASSARIIDAE																								
<i>Buccinanops gradatum</i> (Deshayes, 1844)	3	12,3	0	0	9	94,5	5	39,5	4	52	15	207,22	67	578,93	37	335,5	70	434,9	221	3433,9	40	378,94	15	223
LOLIGINIDAE																								
<i>Lolliguncula brevis</i> (Brainville, 1823)	22	63,4	85	291	2	1,3	4	36,1	9	34,21	151	662,12	39	104,52	6	64,65	51	160,5	23	101,51	4	14,96	9	55,7
<i>Loligo sanpaulensis</i> (Brakonieccki, 1984)	1	10,4	0	0	0	0	0	0	1	27,15	1	27,63	0	0	101	811	0	0	17	97,27	0	0	33	264
<i>Loligo plei</i> (Blainville, 1823)	3	13,7	5	23,2	0	0	2	7,84	1	15,17	0	0	9	20,45	5	27,57	1	37	3	15,55	0	0	24	53,7
OLIVIDAE																								
<i>Olivancillaria urceus</i> (Röding, 1798)	67	596	128	1539	10	61,7	62	642,7	32	277,77	28	503,76	2	21,5	13	173,6	0	0	0	0	1	6,44	20	37,6
CRUSTACEA																								
PORCELLANIDAE																								
<i>Porcellana sayana</i> (Leach, 1820)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	260	1613	0	0	8	1703,6	0	0

Continuação Tabela 3

	BALNEÁRIO BARRA DO SUL								PENHA								PORTO BELO							
	Sp (n)	B (g)	Su (n)	B (g)	Au (n)	B (g)	Wi (n)	B (g)	Sp (n)	B (g)	Su (n)	B (g)	Au (n)	B (g)	Wi (n)	B (g)	Sp (n)	B (g)	Su (n)	B (g)	Au (n)	B (g)	Wi (n)	B (g)
PENAEIDAE																								
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i> (Heller, 1862)	487	1826,0	2312	7456	704	2348,0	582	1905	140	1028,3	6291	35108	2167	7534,2	327	986,9	36	271,3	3773	16642	4148	21599	23	83
<i>Farfantepenaeus brasiliensis</i> (Latreille, 1817)	0	0	0	0	1	17,5	2	61,49	1	6,42	0	0	2480	11349	1	13,18	0	0	20	212,84	0	0	0	0
<i>Litopenaeus schmitti</i> (Burkenroad, 1936)	0	0	1	24,4	0	0	2	81,99	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3,94	0	0	0	0	12	551
<i>Trachypenaeus constrictus</i> (Stimpson, 1874)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	113	243,2	0	0	0	0	0	0
<i>Rimapenaeus constrictus</i> (Stimpson, 1871)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	64	75,02	0	0	0	0
<i>Artemesia longinaris</i> Bate, 1888)	25	29,9	0	0	0	0	4	5,2	12	23,39	0	0	1	4,88	0	0	0	0	21	31,9	4	9,98	0	0
LISMATIDAE																								
<i>Exhippolysmata oploforoides</i> (Holthuis, 1948)	0	0	0	0	13	19,6	0	0	0	0	0	0	95	53,24	0	0	0	0	0	0	4	1,18	32	94,7
SERGESTIDAE																								
<i>Acetes americanus</i> (Ortmann, 1893)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	0,98	0	0	0	0	243	1015	0	0	48	39,25	0	0
SOLENOCERIDAE																								
<i>Pleoticus muelleri</i> (Bate, 1888)	0	0	0	0	1	1,87	16	30,01	2	5,59	9	14,62	4	26,52	484	949,5	57	59,22	1077	1642,3	167	544,71	285	1922
SICYONIIDAE																								
<i>Sicyonia dorsalis</i> (Kingsley, 1878)	0	0	1	0,87	0	0	2	1,57	8	9,07	0	0	0	0	1	2	28	31,82	74	67,47	8	7,06	141	336
DIOGENIDAE																								
<i>Loxopagurus loxochelis</i>	0	0	9	53,6	0	0	0	0	0	0	2	7,7	0	0	0	0	22	547,1	0	0	7	5,02	690	354
<i>Dardanus insignis</i> (de Saussure, 1858)	6	97,6	1	6,11	0	0	1	5,9	20	506,1	12	48,7	0	0	3	22,81	4	585,6	0	0	5	20,22	0	0
<i>Dardanus venosus</i> (H. Milne Edwards, 1848)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	50,38	4	87,87	0	0	0	0	1	137,88	0	0
EPIALTIDAE																								
<i>Libinia spinosa</i> Guérin, 1832	0	0	0	0	0	0	0	0	1	119,12	0	0	0	0	0	0	36	1523	0	0	0	0	2	78,6
ALPHEIDAE																								
<i>Alpheus</i> sp	0	0	0	0	1	1,17	0	0	5	3,44	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1,01	0	0	0	0
SQUILIIDAE																								
<i>Squilla empusa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	12,91	0	0	0	0	93	3567	3	6,27	0	0	0	0
CALAPIIDAE																								
<i>Hepatus pudibundus</i> (Herbst, 1785)	7	473	9	504	0	0	2	177,7	15	667,89	108	2492,1	4	86,55	3	52,46	111	1840	0	0	45	1409,1	0	0

Continuação Tabela 3

	BALNEÁRIO BARRA DO SUL								PENHA								PORTO BELO							
	Sp (n)	B (g)	Su (n)	B (g)	Au (n)	B (g)	Wi (n)	B (g)	Sp (n)	B (g)	Su (n)	B (g)	Au (n)	B (g)	Wi (n)	B (g)	Sp (n)	B (g)	Su (n)	B (g)	Au (n)	B (g)	Wi (n)	B (g)
LEUCOSIIDAE																								
<i>Persephona mediterranea</i> (Herbst, 1794)	2	35,1	1	15,7	0	0	5	176,9	0	0	5	66,82	0	0	2	30,26	7	145,1	0	0	4	30,98	0	0
<i>Persephona punctata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	7,05	0	0	0	0	1	2,58	5	20,98	0	0	1	15,73	13	81,76	0	0	0	0	0	0
<i>Persephona lichtensteinii</i> Leach, 1817	0	0	0	0	0	0	0	0	1	11,72	0	0	0	0	1	4,67	155	1157	0	0	67	511,97	0	0
PORTUNIDAE																								
<i>Callinectes danae</i> (Smith, 1869)	1	11,1	1	11,8	0	0	0	0	0	0	19	700,01	11	172,26	12	329,4	67	1651	0	0	29	1319,8	0	0
<i>Callinectes ornatus</i> (Ordway, 1863)	18	564	82	1437	5	140	16	380,4	31	942,35	304	5915,2	50	979,93	42	872,6	23	382,7	0	0	183	3787,1	0	0
<i>Callinectes sapidus</i> Rathbun, 1896	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	215,8	0	0	0	0	1	14,2
<i>Portunus spinicarpus</i> (Stimpson, 1871)	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2,21	0	0	0	0	0	0	32	106,5	0	0	0	0	1	1,11
<i>Portunus spinimanus</i> (Latreille, 1819)	4	453	0	0	2	338	1	155,7	0	0	2	31,5	0	0	0	0	5	211	2	68,24	0	0	2	74,1
<i>Arenaeus cribarius</i> (Lamarck, 1818)	0	0	6	262	0	0	2	87,67	0	0	0	0	0	0	1	115,7	0	0	0	0	5	345,75	0	0
ECHINODERMATA																								
ARBACIIDAE																								
<i>Arbacea</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	160	506	0	0	0	0	0	0
ASTROPECTINIDAE																								
<i>Astropecten marginatus</i> (Gray, 1840)	2	10,5	0	0	0	0	0	0	31	235,14	5	82,7	95	748,65	21	166,9	1535	3388	182	711,4	360	999,39	308	1245
<i>Astropecten brasiliensis</i> Mull & Troschel, 1842	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	110,6	70	845,97	0	0	1	84,9
LUIDIIDAE																								
<i>Luidia senegalensis</i> (Lamarck, 1816)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	45,04	0	0	2	52,65	2	61,61	0	0	2	50,45	0	0	1	23,1

Um total de 6589 indivíduos distribuídos em 28 táxons foram identificados nas coletas da Barra do Sul, sendo o grupo Crustacea responsável por 60,60% das espécies levantadas, seguidos de Mollusca (17,90%), Cnidaria (17,90%) e Echinodermata (3,60%). As espécies *X. kroyeri*, *O. urceus*, *C. ornatus* e *L. brevis* foram as mais representativas em número de indivíduos desse ambiente, ocorrendo em todas as amostragens e contribuindo com 95,60 % da amostra total.

Na Penha, um total de 13752 indivíduos distribuídos em 31 táxons foram coletados, onde o grupo Crustacea contribuiu com 71,97% das espécies, seguida de Mollusca (16,13%), Cnidaria (6,45%) e Echinodermata (6,45%). As espécies mais abundantes nesse ambiente foram *X. kroyeri*, *F. brasiliensis*, *P. muelleri*, *C. ornatus*, *R. muelleri*, *L. brevis* e *A. marginatus* contribuindo com 94,6% do levantamento total.

Em Porto Belo, um total de 16137 indivíduos, distribuídos em 40 espécies, foram registrados. Os grupos com maior representatividade, assim como os demais locais, foram Crustacea (67,50%), Mollusca (12,50%), Cnidaria (10,0%) e Echinodermata (10,0%). As espécies *X. kroyeri*, *A. marginatus*, *P. muelleri*, *L. loxochelis*, *B. grandatum*, *A. americanus*, *P. sayana*, *S. dorsalis*, *P. lichtensteinii*, *C. ornatus* e *Arbacea* sp., contribuíram juntas com 93,4% dos indivíduos coletados nesse local.

Diferenças significativas ($R=0,4329$ e $p<0,003$) foram encontradas pela ANOSIM, entre a composição dos fundos de Porto Belo e Barra do Sul ($p=0,03$), os quais contribuíram com a maior dissimilaridade de espécies nesse estudo. A composição de espécies da Penha não diferiu estatisticamente de Barra do Sul ($p=0,06$) e de Porto Belo ($p = 0,11$).

A dissimilaridade total entre as composições dos locais, determinadas pela análise SIMPER (Tabela 4), foi de 61,29%, sendo as espécies *X. kroyeri*, *A. marginatus*, *P. muelleri*, responsáveis por 36,36 % da diferença cumulativa. A menor abundância média para essas espécies foi registrada em Barra do Sul. Já a maior média de *X. kroyeri* foi registrado em Penha, sendo *A. marginatus* e *P. muelleri* mais abundantes em Porto Belo

Tabela 4 – Resultado da Análise de Similaridade (SIMPER) nas localidades de Barra do Sul (B), Penha (A) e Porto Belo (P).

ESPÉCIES	ID	Average dissimilarity	Contribution %	Acumulated %	Mean (B)	Mean (A)	Mean (P)
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	Xkr	11,59	18,91	18,91	30,20	38,9	34,20
<i>Astropecten marginatus</i>	Ama	5,63	9,18	28,09	0,35	5,53	22,30
<i>Pleoticus muelleri</i>	Pmu	5,09	8,31	36,40	1,25	7,10	17,50
<i>Farfantepenaeus brasiliensis</i>	Fbr	3,37	5,50	41,90	0,60	12,90	1,12
<i>Renilla muelleri</i>	Rmu	3,11	5,07	46,97	1,80	8,48	10,90
<i>Loxopagurus loxochelis</i>	Llo	2,55	4,17	51,14	0,75	0,35	8,40
<i>Callinectes ornatus</i>	Cor	2,38	3,88	55,02	4,88	9,14	4,58
<i>Olivacillaria urceus</i>	Our	1,90	3,09	58,11	7,63	3,99	1,37
<i>Buccinanops gradatum</i>	Bgr	1,89	3,08	61,19	1,74	5,04	8,36
<i>Sicyonia dorsalis</i>	Sdo	1,88	3,07	64,26	0,60	0,96	7,15
<i>Hepatus pudibundus</i>	Hpu	1,60	2,61	66,87	1,76	4,50	4,31
<i>Acetes americanus</i>	Aam	1,46	2,38	69,25	0	1,48	5,63
<i>Lolliguncula brevis</i>	Lbr	1,43	2,34	71,59	4,33	6,00	4,23
<i>Lolligo sanpaulensis</i>	Lsa	1,39	2,27	73,86	0,25	3,01	2,47
<i>Persephona lichtensteinii</i>	Pli	1,27	2,08	75,94	0	0,50	5,16
<i>Callinectes danae</i>	Cda	1,20	1,97	77,92	0,50	2,78	3,39
<i>Exhippolysmata oploforoides</i>	Eop	1,17	1,91	79,82	0,90	2,44	1,91

Em seguida *F. brasiliensis*, *R. muelleri*, *L. loxochelis* e *C. ornatus* as quais, somadas as espécies anteriores, completaram 55,02% da contribuição da dissimilaridade entre os ambientes. As demais espécies apresentaram uma parcela mais equitativa da variação, sendo igualmente importantes para a diferenciação da composição entre os locais e completando o corte de 79,82% da dissimilaridade entre eles.

Relação entre as espécies e as variáveis ambientais

A análise de redundância (Figura 4) resultou na explicabilidade total de 84,3% na relação das variáveis ambientais com as espécies, sendo o eixo 1 responsável por 70,0% e o eixo 2 por 14,3% da contribuição. O teste de Monte Carlo demonstrou uma contribuição significativa para ambos os eixos (F ratio = 2,41; p = 0,01).

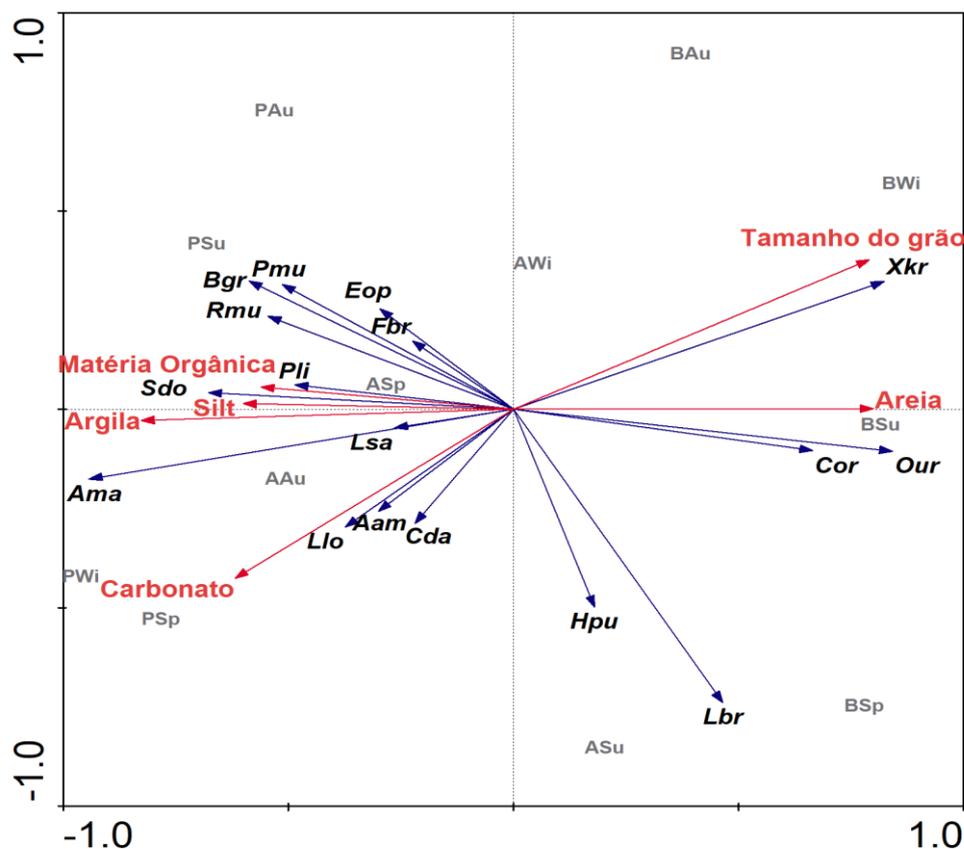


Figura 4 - Análise de Redundância (RDA) entre as espécies responsáveis pela maior contribuição da dissimilaridade entre os ambientes e as variáveis de sedimento (Areia, Silte, Argila, Carbonato e Matéria Orgânica – M.O e Diâmetro médio dos grãos), responsáveis pela diferenciação significativa das áreas. Legenda amostragens: primavera (Sp), verão (Su), outono (Au) e inverno (Wi) nas localidades de Barra do Sul (B), Penha (A) e Porto Belo (P). Legenda das espécies conforme “ID” - Tabela 4

A RDA gerada a partir dos dados de sedimento e a composição das espécies demonstrou uma forte associação positiva da variável areia e o tamanho dos grãos com as espécies *X. kroyeri* (Xkr), *O. urceus* (Our), *C. ornatus* (Cor). Além disso, uma relação positiva entre a fração areia e as espécies *H. pudibundus* (Hpu), *L. brevis* (Lbr), também foi evidenciada.

Por outro lado, as espécies *B. gradatum* (Bgr), *R. muelleri* (Rmu), *P. mulleri* (Pmu), *E. oploforoides* (Eop), *P. lichtensteinii* (Pli), *F. brasiliensis* (Fbr), *L. sanpaulensis* (Lsa), *S. dorsalis* (Sdo), *A. marginatus* (Ama), associaram-se de forma positiva com as frações de silte, matéria orgânica e argila, sendo negativamente relacionadas com altas frações de areia no sedimento e ao maior tamanho do grão. Já as espécies *L. loxochelis* (Llo), *A. americanus* e *C.*

danae (Cda) se correlacionaram positivamente com maiores valores carbonato, sendo negativamente associados ao maior diâmetro do grão e a fração de areia no sedimento.

Grau de distúrbio nas áreas de pesca

Os valores negativos de W referentes aos cálculos das curvas ABC demonstraram que todos os ambientes possuem um determinado grau de distúrbio, sendo o maior valor negativo registrado para o inverno da Penha, seguido das amostras de primavera, outono e inverno de Barra do Sul (Figura 3). O menor valor negativo foi registrado na Primavera em Porto Belo. Contudo, o índice de distúrbio resultou em diferenças significativas ($F_{2-14} = 1,924$) entre as localidades.

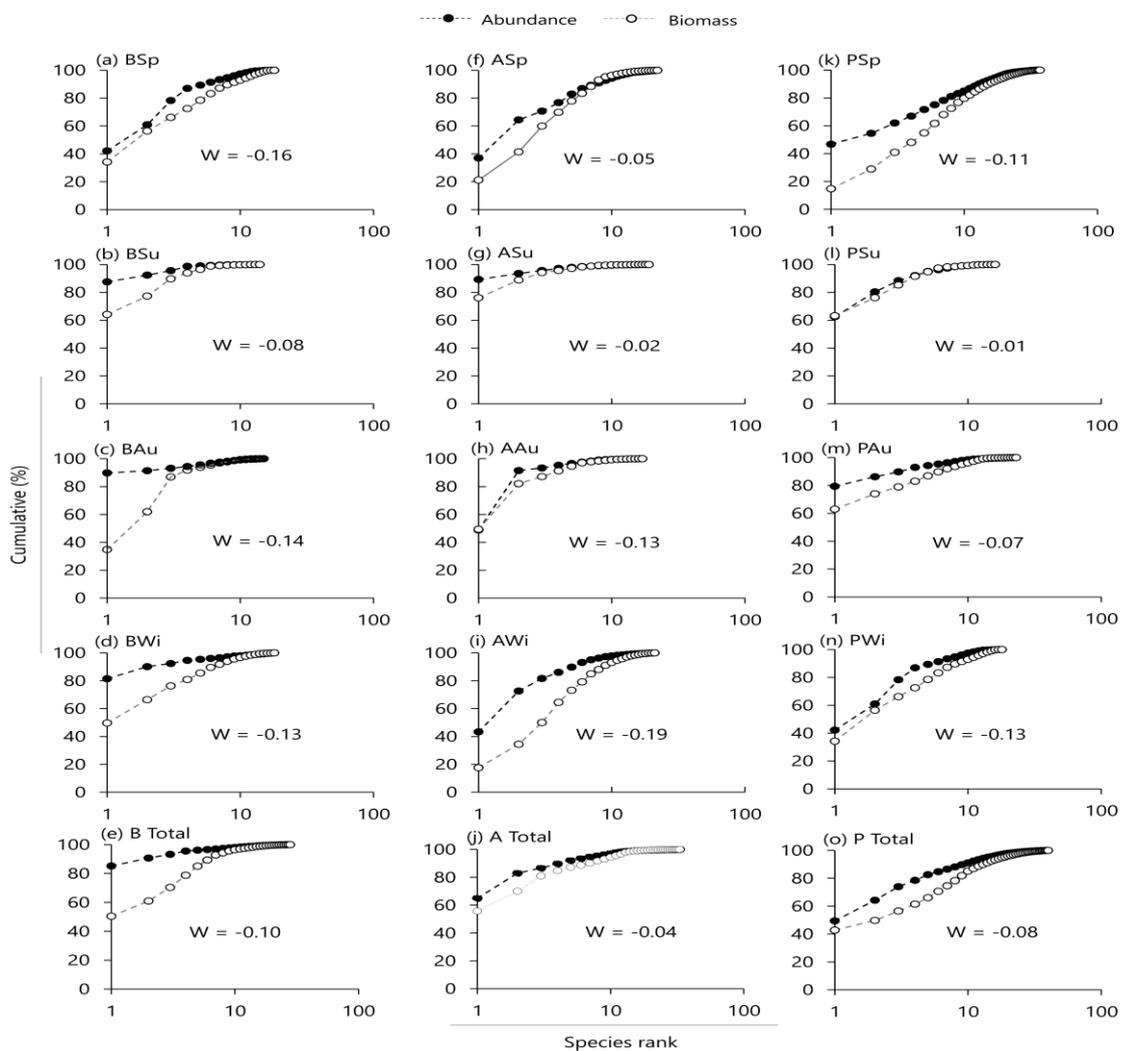


Figura 5 – Curvas de Abundância e Biomassa (Curvas ABC) para as amostragens de primavera (Sp), verão (Su), Outono (Au) e Inverno (Wi) nas localidades de Barra do Sul (B), Penha – Penha (A) e Porto Belo (P). W: índice de distúrbio.

Distribuição de Abundância de Espécies

Os ranks de abundâncias das espécies (figura 5) apresentaram maior aderência com os modelos teóricos do tipo Zipf em todas as amostragens de Barra do Sul, nas amostras de verão da Penha (ASu) e outono de Porto Belo (Pau), os quais resultaram nos menores valores em relação aos critérios da informação AIC, BIC e Deviance (Tabela 5, pós “Referências”). O modelo Mandelbrot foi o melhor ajustado para o inverno de Porto Belo e as amostras de primavera, outono e inverno da Penha. Por outro lado, o modelo lognormal foi o que melhor explicou as amostragens de primavera e verão em Porto Belo.

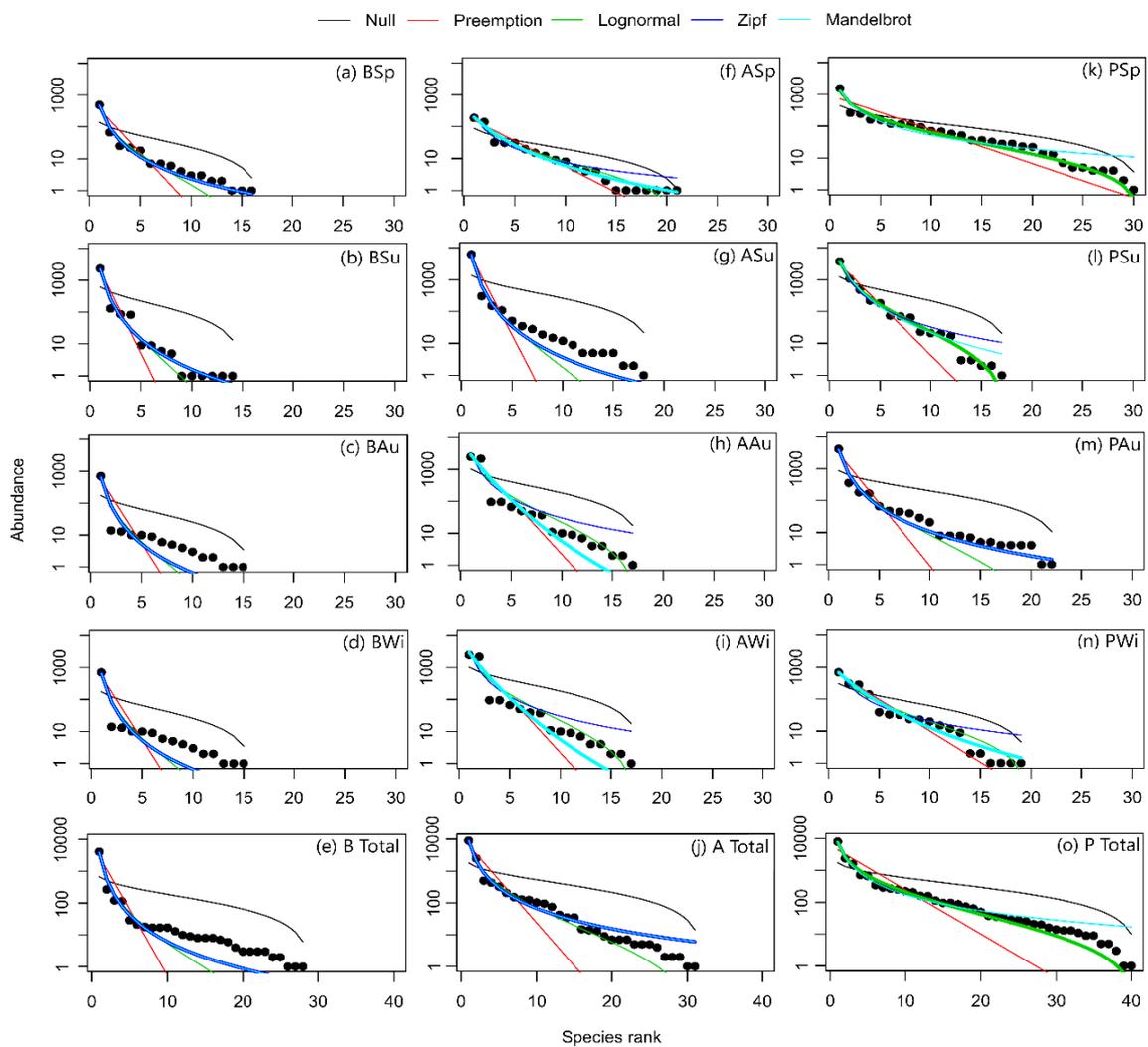


Figura 6 – Modelos de distribuição de abundâncias para as amostragens de primavera (Sp), verão (Su), Outono (Au) e Inverno (Wi) nas localidades de Barra do Sul (B; a - e), Penha – Penha (A; f - j) e Porto Belo (P; k - o).

Considerando às abundâncias totais de cada ambiente, o modelo Zipf foi o que melhor representou as comunidades de Barra do Sul e Penha, sendo o modelo lognormal melhor ajustado para Porto Belo.

Descritores da Diversidade

Com a relação às métricas de diversidade (Tabela 6), a riqueza de espécies (S) variou de 14 a 17 nas amostragens de Barra do Sul, 17 a 21 em Penha e 19 a 30 em Porto Belo. O índice de diversidade de Shannon (H') variou de 0,56 a 1,08 em Barra do Sul, de 0,54 a 1,93 em Penha e 0,90 a 2,19 nas amostragens de Porto Belo. Já o índice de equitabilidade (J') apresentou uma variação de 0,21 a 0,39 nas amostragens de Barra do Sul, 0,19 a 0,63 em Penha e de 0,29 a 0,64 em Porto Belo. Adicionalmente, a variação do índice de dominância (D') foi de 0,57 a 0,81 em Barra do Sul, de 0,23 a 0,80 na Penha e de 0,24 a 0,65 em Porto Belo.

Tabela 6 – Valores de riqueza (S), diversidade de Shannon (H'), equitabilidade (J'), dominância (D') e número de indivíduos (n) para as amostragens de primavera (Sp), verão (Su), Outono (Au) e Inverno (Wi) nas localidades de Barra do Sul (B), Penha – Penha (A) e Porto Belo (P).

	S	H'	J'	D'	N
BSp	16	1,08	0,39	0,57	656
BSu	14	0,56	0,21	0,77	2642
BAu	15	0,57	0,21	0,81	785
BWi	17	0,83	0,29	0,67	714
B total	28	0,74	0,22	0,73	4797
ASp	21	1,93	0,63	0,23	508
ASu	18	0,54	0,19	0,80	7048
AAu	17	1,10	0,39	0,42	5080
AWi	21	1,65	0,54	0,29	1116
A total	31	1,31	0,38	0,46	13752
PSp	30	2,19	0,64	0,24	3297
PSu	17	1,27	0,45	0,43	6034
Pau	22	0,90	0,29	0,65	5167
PWi	19	1,76	0,60	0,25	1639
P total	40	1,94	0,53	0,28	16137

Na sumarização total dos dados, a comunidade de Porto Belo foi a de maior riqueza (S = 40), diversidade ($H' = 1,94$), equitabilidade ($J' = 0,53$), abundância de espécies (N = 16137), seguido de Penha (S = 31, $H' = 1,31$, $J' = 0,38$ e N = 13752). Por outro lado, a comunidade de Barra do Sul apresentou menores valores em relação à abundância de espécies (N = 4797), riqueza (S= 28), diversidade ($H' = 0,74$) e equitabilidade ($J' = 0,22$). Com relação à dominância

de espécies, os maiores valores foram registrados para Barra do Sul ($D = 0,73$), seguido de Penha ($D' = 0,46$) e Porto Belo ($D' = 0,28$)

A matriz de correlação de Spearman entre os dados de sedimento, o número de embarcações artesanais e os índices ecológicos (Tabela 7) evidenciaram algumas correlações significativas entre eles, sendo o número de embarcações artesanais correlacionado negativamente com a riqueza de espécies, a fração silte e, positivamente, com a fração areia do sedimento. A riqueza de espécies apresentou uma correlação positiva com as frações finas (silte e argila) e, negativa, com o diâmetro do grão e a fração areia. Uma correlação negativa do índice de Shannon (H') e positiva da dominância (D') com o diâmetro do grão no sedimento foi evidenciada. Por fim, os dados referentes a abundância de indivíduos apresentaram uma correlação positiva com a matéria orgânica e a fração argila no sedimento.

Tabela 7 - Matriz de correlação de Spearman (r^2) entre os dados de sedimento, números de embarcações de arrasto artesanal e índices ecológicos. N – Abundância, S – Riqueza de espécies, D' - índice de dominância, H' - índice de Shannon, J' - índice de Equitabilidade, W – índice de distúrbio. Em negrito, significativo para $p < 0,05$

	S	H'	J'	D'	W	N	Barcos
Carbonato	0,36	0,29	0,24	-0,29	0,41	0,54	-0,30
Matéria Orgânica	0,37	0,13	0,05	-0,10	0,23	0,60	-0,35
Cascalho	0,39	-0,05	-0,14	0,19	0,19	0,53	0,03
Areia	-0,63	-0,52	-0,41	0,57	-0,40	-0,22	0,68
Silte	0,68	0,41	0,29	-0,50	0,21	0,17	-0,92
Argila	0,58	0,43	0,32	-0,41	0,47	0,61	-0,41
Grão	-0,75	-0,60	0,49	0,58	-0,27	-0,51	0,49
Barcos	-0,64	-0,38	-0,30	0,50	-0,27	-0,33	-

DISCUSSÃO

Considerando-se as medidas do conjunto das variáveis da água, os resultados demonstram padrões similares entre os locais de estudo, o que indica uma homogeneização da massa de água no período amostrado e nos limites em que a pesca artesanal atua nos municípios de Barra do Sul, Penha e Porto Belo, corroborando os estudos de Pereira et al. (2009), Bernardes-Junior et al. (2011) e Sedrez et al. (2013) para a região.

Por outro lado, os dados de sedimento variaram significativamente entre as amostras de Barra do Sul, Penha e Porto Belo, sugerindo que um gradiente de heterogeneidade nas composições do substrato seja o responsável pelas diferenças entre os locais. Desse modo,

ênfatiza-se o caráter mais arenoso nas amostras de Barra de Sul, silte-arenoso da Penha e uma maior representatividade silte e argila no sedimento de Porto Belo. De acordo com Pusceddu et al., (2014), uma fração muito alta de areia no sedimento pode significar processos erosivos de origem antrópica (ex. arrasto de fundo) e, conseqüentemente, um indício de homogeneização do substrato.

Quanto à composição de espécies, o grupo Crustacea predominou nas coletas em todos os ambientes, seguido de Mollusca, Cnidaria e Echinodermata. Esse parece ser um padrão na composição dos arrastos catarinense, o qual já foi relatado por outros autores (Branco & Verani, 2006; Sedrez et al., 2013 Branco et al., 2015, Rodrigues-Filho et al., 2016).

De acordo com os resultados gerados pela análise de redundância, *X. kroyeri* demonstrou pouca exigência quanto à heterogeneidade do sedimento, uma vez que a sua associação se deu a ambientes mais arenosos, do mesmo modo que as espécies, *C. ornatus*, *H. pudibundus*, *O. urceus*, e *L. brevis*. Os estudos sobre a biologia e ecologia dessas espécies, indicam um caráter mais flexível quanto a estrutura sedimentar, uma vez que elas podem ocorrer em uma ampla variação ambiental, sendo encontradas desde substratos mais homogêneos até aqueles de composição mais diversificada (Melo, 1996; Freire et al., 2011; Teso et al., 2011; Branco et al., 2015; Santos et al., 2016).

Por outro lado, as espécies *A. marginatus* e *P. muelleri* demonstraram um padrão oposto, sendo fortemente associadas à complexidade sedimentar, onde as frações finas de silte, argila e matéria orgânica foram mais representativas. A abundância de *P. muelleri* já foi associada a ambientes com maiores quantidades de argila e matéria orgânica por Batista et al., (2011), sugerindo que a homogeneização do substrato pode ser um fator limitante para a permanência dessa espécie no ambiente. Da mesma maneira, como apontado por Blanchard et al. (2004), as estrelas do mar do gênero *Astropecten* spp. são sensíveis quanto a degradação ambiental e necessitam de uma melhor estrutura de habitats de fundo para se estabelecerem. Dessa forma, a superioridade numérica registrada para essas espécies em Porto Belo, pode indicar uma melhor qualidade de fundo nesse ambiente quando comparado aos demais.

Similarmente, as espécies *A. americanus*, *L. loxochelis*, *P. lichtensteinii*, *C. danae*, *S. dorsalis*, *B. gradatum*, *R. muelleri*, *E. oploforoides*, *L. sanpaulensis*, e *F. brasiliensis* demonstraram, gradativamente, uma relação fraca com altos valores de areia no sedimento e uma forte relação com as demais frações, apontando uma possível preferência por fundos menos simplificados quanto a sua composição. Essa tendência se dá pelo fato das propriedades de

sedimentos heterogêneos representarem recursos importantes para a fauna marinha, uma vez que estão envolvidos em processos alimentares e no abrigo de grande parte das espécies bentônicas (van Oevelen et al., 2011; Mayor et al., 2012; Pusceddu et al., 2014).

Os resultados gerados pelas curvas ABC indicam que a comunidade de macroinvertebrados de todas as localidades encontra-se sob frequentes distúrbios. Os impactos causados nesses ambientes podem mudar as relações de dominância em uma comunidade fazendo com que as espécies r-estrategistas sejam favorecidas diante dessas perturbações (Giacomini, 2007). Provavelmente, esse é o caso camarão sete-barbas, o qual detêm a superioridade numérica mesmo frente a essas perturbações. Nesse sentido, a dominância do camarão *X. kroyeri* em todas as áreas pode ser reflexo do seu alto potencial reprodutivo, rápido desenvolvimento e um curto ciclo de vida (Branco, 2005; Lopes et al., 2008), sugerindo que o oportunismo pode assegurar a sua permanência no ambiente, apesar da forte pressão da pesca. Portanto, a remoção de outros competidores, somado ao potencial biótico dessa espécie são circunstâncias que, provavelmente, garantem sua reestabilização no sistema, tornando *X. kroyeri* abundantes e essas áreas requisitadas para a sua pesca.

Nesse contexto, ambientes perturbados são representados por poucas espécies numericamente dominantes, mas que não contribuem com grandes proporções de biomassa relativa na comunidade, pois não conseguem tempo para um máximo crescimento até o próximo impacto (Clarke e Warwick, 1994; Magurran, 2004). É o que parece acontecer com os nossos resultados, uma vez que camarão *X. Kroyeri*, por exemplo, é o que detêm a dominância em números de indivíduos em todos ambientes, porém representa, respectivamente, apenas 0,16%, 1,77% e 3,81% da biomassa relativa nas comunidades de Porto Belo, Penha e Barra do Sul. Por outro lado, seria esperado, em ambientes não perturbados, uma maior contribuição da biomassa, sendo a distribuição em números de indivíduos mais uniforme entre as espécies (Clarke e Warwick, 1994).

Os modelos de distribuição em abundância Zipf e Zipf-Mandelbrot, registrados na maioria das amostragens os quais caracterizaram, de fato, as comunidades de Barra do Sul e Penha entram em consonância com os resultados gerados pelas curvas ABC. Esses dois modelos são interpretados como reflexo de um processo sucessional, no qual espécies colonizadoras tardias têm maiores necessidades de um nicho especializado, com condições físicas e ecológicas prévias, e por isso são mais raras que as espécies colonizadoras iniciais (Frontier, 1985; Magurran, 2004). Nesse contexto, o baixo custo energético das espécies pioneiras prevalece sobre o caráter mais rigoroso das espécies tardias, as quais necessitam de

mais tempo para se organizarem no ecossistema. Portanto, as respectivas abundâncias são um resultado da competição e outras interações ecológicas (Wilson, 1991).

Contudo, as amostragens sazonais de Porto Belo oscilaram entre os modelos, Zipf e Lognormal, sendo distribuição total caracterizada como lognormal. O modelo lognormal representa um local de muitos nichos ecológicos, heterogeneidade de habitats e riqueza de espécies (Krebs, 1999; Magurran, 2004), o que corrobora os dados de fundo de Porto Belo, onde a estrutura do sedimento contou com frações mais equitativas em sua composição. Nesse caso, a abundância relativa das espécies advém de muitos fatores independentes e pode estar associada à capacidade de ocupação e compartilhamento dos diferentes recursos, sendo o modelo mais representativo de comunidades tropicais heterogêneas e equilibradas (May, 1975; Sugihara, 1980; Wilson, 1991).

A variação entre os modelos de abundância Lognormal e Zipf, em Porto Belo, sugere que os distúrbios que ali ocorrem geram desequilíbrios temporários, sendo que essas perturbações, menos intensas ou moderadas (as quais podem ser naturais ou antrópicas), mudam a dinâmica das espécies, favorecem a diversidade em situações de equilíbrio e podem representar comunidades mais resilientes (Connell, 1978; Wilson 1991; Petterson et al., 1998).

Os valores para o índice de Shannon (H') encontrados nas amostragens sazonais ($H'=0,57$ à $0,83$) e total de ($H'=0,74$) de Barra do Sul são semelhantes àquelas encontradas em áreas arrastadas na Costa Atlântica Ocidental da França por Blanchard et al. (2004), onde os valores de H' variaram de $0,68$ a $0,89$ em condições de forte exploração. Nas áreas moderadamente exploradas no mesmo estudo, o índice de Shannon variou de $0,97$ à $1,15$, resultando na curva de biomassa acima da abundância (nenhum distúrbio).

Contudo, nossos resultados revelam um distúrbio negativo, com a curva de biomassa abaixo da abundância, mesmo quando os valores de diversidade se encontram maiores do que aos encontrados por Blanchard et al., (2004), como evidenciado para as amostragens de Penha e Porto Belo. Entre esses locais, a melhora gradativa na estrutura sedimentar em relação composição de fundo de Barra do Sul, provavelmente explica a maior riqueza, diversidade e abundância de espécies registrados para Penha e Porto Belo.

Complementarmente, a correlação negativa do número embarcações artesanais com a riqueza de espécies e a fração silte e, positiva, com a fração areia, oferece indícios de que os arrastos podem estar simplificando o ambiente, comprometendo o substrato e a fauna bentônica.

Pusceddu et al. (2014) afirmam que os efeitos da pesca de arrasto sobre a estrutura sedimentar e a diversidade bentônica se assemelham aos impactos negativos causados pela erosão do solo acelerada pelo homem, podendo transformar os ambientes em grandes desertos de faunas e mares degradados. Nesse contexto, os sedimentos de ambientes frequentemente arrastados são caracterizados pelo aumento da fração arenosa e diminuição da matéria orgânica, composto essencial para a alimentação e consequente manutenção da biota de fundo (Witte, 2003; van Oevelen et al., 2011; Pusceddu et al., 2014), corroborando os resultados encontrados para Barra do Sul.

No geral, a melhor situação ecológica de Porto Belo evidenciada em nossos resultados, indica que a exploração pesqueira pode funcionar como um controle top-down em ambientes mais equilibrados, onde as espécies são reguladas por uma alta predação caracterizada pela remoção de organismos dominantes, promovendo a alteração das interações competitivas e permitindo uma maior coexistência entre elas (Levine, 1976; Vandermeer, 1980; Blanchard et al., 2004; Van Denderen et al., 2013). Porém, com a intensificação do arrasto, as espécies ditas oportunistas são beneficiadas, se tornando dominantes pela remoção excessiva daquelas de menor potencial biótico (Engel e Kvitek, 1998), tornando o ambiente menos diverso.

De acordo com os resultados apresentados, a comunidade de macroinvertebrados e o fundo marinho de Barra do Sul se encontram relativamente simplificados quando comparada aos demais locais, sendo o ambiente mais pobre em termos de diversidade de espécies, estrutura sedimentar (quase que predominantemente arenosa) e pela diminuição da abundância de invertebrados, especialmente da espécie sensível *A. marginatus*, a qual parece indicar a qualidade dos fundos. Adicionalmente, apesar da menor abundância do camarão *X. kroyeri* registrada nesse ambiente, a dominância dessa espécie sugere um caráter mais oportunista, o que a torna numericamente superior mesmo em condições adversas.

Porém, a falta de dados pretéritos nesses locais e de informações de um ambiente sem influência do arrasto, dificulta a afirmação de que essa situação seja decorrente de distúrbios naturais ou consequência da atividade de arrasto no local, uma vez que a melhor área, com fauna e sedimento mais heterogêneos, também apresentou perturbações. No entanto, existe uma tendência de associação negativa entre o número de embarcações artesanais consolidadas em cada município, a riqueza de espécies e a estrutura sedimentar entre os locais, sendo esse último, crucial para as diferenças das composições entre as comunidades mais pobres em espécies de Barra do Sul e mais ricas de Porto Belo.

Nesse contexto, Porto Belo, deteve, respeitando os limites geográficos de nosso estudo, a maior representatividade de macroinvertebrados marinhos e a melhor condição de habitats do litoral norte e centro-norte catarinense, seguido de Penha. Desse modo, a realização de constantes levantamentos para o monitoramento da estrutura física e da dinâmica das comunidades em locais sob o domínio da pesca de arrasto é indispensável, uma vez que é crescente a prática dessa modalidade. Além disso, o monitoramento das áreas que estão sob influência desse tipo de pesca é importante para que se mantenham-se atualizadas as questões relacionadas aos seus efeitos no ambiente de fundo, aos problemas relativos ao bycatch e à conservação das espécies impactadas pela intensidade das pescarias.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro, ao laboratório de Biologia do Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar da Universidade do Vale do Itajaí (CTTMar – UNIVALI – Itajaí – SC) e ao PPGERN – UFSCar pelo apoio fornecido

REFERÊNCIAS

- Alverson, D.L.; Freeberg, M.H.; Pope, J.G., & Murawski, S.A. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. Roma, FAO, FAO Fisheries Technical Paper 339: 233.
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32–46.
- Araújo, S.A.; Haymussi, H.; Reis, F.H. & Silva, F.E. 2006 Caracterização climatológica do município de Penha, SC. p. 11-28. In: Branco, J.O e Marenzi, A.W.C. (Org.). Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: estudo de caso em Penha, SC. Editora da UNIVALI, Itajaí, SC.
- Arreguin-Sanchez F, Zetina-Rejón M & Ramírez-Rodríguez M. 2008. Exploring ecosystem-based harvesting strategies to recover the collapsed pink shrimp (*Farfantepenaeus duorarum*) fishery in the southern Gulf of Mexico. *Ecological Modelling* 214:83–94
- Batista, A. C., Simões, S. M., Lopes, M. & Costa, R. C. 2011. Ecological distribution of the shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) and *Artemesia longinaris* Bate, 1888 (Decapoda, Penaeoidea) in the southeastern Brazilian littoral. *Nauplius*, 19: 135-143.

- Bellido, J. M., Santos, M. B., Pennino, M. G., Valeiras, X., & Pierce, G. J. (2011). Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia*, 670 : 317.
- Berkes, F. 2003. Alternatives to conventional management: lessons from small-scale fisheries. *Environments* 31: 5-19.
- Bernardes Júnior, J. J.; Rodrigues Filho, J. L.; Branco, J. O. & Verani, J.R. 2011. Spatiotemporal variations of the ichthyofauna structure accompanying the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Crustacea: Penaeidae) fishery, in important fisheries areas of the Santa Catarina shore, Brazil. *Zoologia* 28: 151-164.
- Blanchard F, LeLoc'k F., Hily C., Boucher J. 2004. Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France, *Marine Ecology Progress Series* 280: 249-260
- Branco, J. O. & Verani, J. R. 2006. Análise quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, PR. 23: 381-391.
- Branco, J. O. 2005. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22: 1050-1062.
- Branco, J. O.; Freitas Júnior, F.; Christoffersen, M. L. 2015. Bycatch fauna of seabob shrimp trawl fisheries from Santa Catarina State, southern Brazil. *Biota Neotropica* 15: 1–14.
- Branco, J. O.; Lunardon-Branco, M. J.; Souto, F. X. & Guerra, C. R. 1999. Population Structure of Sea-Bob-Shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) in Itajaí-Açú Outfall, SC, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba 42: 115-126.
- Branco, J. O.; Santos, L. R.; Barbieri, E.; Santos, M. C. F. & Rodrigues- Filho, J. L. 2013. Distribuição espaço-temporal das capturas do camarão sete-barbas na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo 39: 237-250.
- Camargo, M. G. 2006. SysGran: um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. *Revista Brasileira de Geociências* 36: 371-378.

- Clarke, K. R. 1990. Comparisons of dominance curves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 138: 143-157.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecology* 18: 117-143.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M., 1994. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Plymouth, United Kingdom: Plymouth Marine Laboratory, 144p.
- Clarke, K.R.; Chapman, M.G.; Somerfield, P.J., & Needham, H.R., 2006. Dispersion-based weighting of species counts in assemblage analyses. *Marine Ecology Progress Series* 320: 11–27
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302–1310.
- Costa, R. C., A. Fransozo, F. A. Freire & A. L. Castilho. 2007. Abundance and Ecological Distribution of the "Sete-Barbas" Shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeoidea) in Three Bays of the Ubatuba Region, Southeastern Brazil. *Gulf and Caribbean Research* 19: 33-41.
- Davies, R.W.D.; Cripps S.J.; Nickson, A. & Porter, G., 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy* 33: 661–672.
- D'Incao, F., Valentini, H., & Rodrigues, L. F. 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul do Brasil (1965-1999).
- Duplisea D. & Blanchard, F. 2005. Relating species and community dynamics in an heavily exploited marine fish community. *Ecosystems* 8: 899-910.
- Emilson, I. 1961. The shelf and coastal waters off southern Brazil. *Boletim do Instituto Oceanografico*. São Paulo 11 :101-112.
- Engel, J., & Kvitek, R. 1998. Effects of otter trawling on a benthic community in Monterey Bay National Marine Sanctuary. *Conservation Biology* 12: 1204-1214.
- FAO. 2016. *The state of world fisheries and aquaculture: opportunities and challenges*. FAO, Rome.

Fávero, A. A., Costa, M. D. P., Figueira, M., Andriollo, D. D., & Longhi, S. J. 2015. Species abundance distribution in tree community of a hill top in subtropical seasonal forest. *Ciência Rural*, 45(5), 806-813.

Federation, W. E., & American Public Health Association. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA.

Ferreira, L. & Medley, P. 2005. The southern pink shrimp (*Farfantepenaeus notialis*) and Atlantic seabob (*Xiphopenaeus kroyeri*) fisheries of the Trinidad and Tobago trawl fishery. In: CRFM Fishery Report. Secretariat of the Caribbean Regional Fisheries Mechanism, Belize 63–88.

Folk, R.L & Ward. 1957. Brazos river bar: A study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*. 27: 3-27.

Freire, F.A.M.; Lichiari, A.C. & Fransozo, V. 2011 Environmental substrate selection and daily habitual activity in *Xiphopenaeus kroyeri* shrimp (Heller, 1862) (Crustacea:Penaeoidea). *Indian Journal of Geo-marine Science* 40: 325-330.

Frontier, S. 1985. Diversity and structure in aquatic ecosystems. In: BARNES, M. *Oceanography and marine biology: an annual review*. Aberdeen: Aberdeen University Press, 253-312.

Gillet, R., 2008. Global Study of Shrimp Fisheries. FAO, Rome, 331. FAO Fisheries Technical Paper 475.

Graça-Lopes, R., Pereira, E. & Severino-Rodrigues, E. 2007. Aportes ao Conhecimento da Biologia e da Pesca do Camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri* Heller, 1862) no Litoral do Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 33: 63 – 84.

Hall, S.J. 1999. The effects of fishing on marine ecosystems and communities. Blackwell Science, Oxford.

Hammer, Ø. Harper D. A. T., Ryan, P.D. PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 9.

Heath, M.R. 2005. Changes in the structure and function of the North Sea fish foodweb, 1973–2000, and the impacts of fishing and climate, *ICES Journal of Marine Science* 62: 847–868.

- Hiddink, J.G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C. L., Hughes, K.M., Ellis, N., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Tessa M., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Suuronen, P., & Kaiser, M.J. 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114 : 8301-8306.
- Jennings S, Nicholson M.D, Dinmore T.A, Lancaster J.E. 2002. Effects of chronic trawling disturbance on the production of infaunal communities. *Marine Ecology Progress Series* 243:251–260
- Keledjian, A., Brogan, G., Lowell, B., Warrenchuk, J., Enticknap, B., Shester, G., ... & Cano-Stocco, D. 2014. Wasted Catch: Unsolved problems in US fisheries. *Oceana*. Available online: http://oceana.org/sites/default/files/reports/Bycatch_Report_FINAL.pdf (accessed on 5 October 2017).
- Keunecke, K.A., Vianna, M., Fonseca, D.B.F., D' incao, F. 2007. The pink-shrimp trawling bycatch in the northern coast of São Paulo, Brazil, with emphasis on crustaceans. *Nauplius* 15:49-55.
- Kolling, J.A. & A.O. Ávila-da-Silva. 2014. Evaluation of determinants of *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) catch abundance along a southwest Atlantic subtropical shelf. *ICES Journal of Marine Science* 71: 1793-1804
- Krebs, C.J. 2009. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 6th ed. Benjamin Cummings, San Francisco. 655 pp.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998 *Numerical ecology*. *Developments in Environmental Modelling* 20. Elsevier Science, Amsterdam
- Leite Jr., N. O. & Petrere Jr., M. 2006. Stock assessment and fishery management of the pink shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* Latreille, 1970 and *F. paulensis* Pérez-Farfante, 1967 in Southeastern Brazil (23° to 28° S). *Brazilian Journal of Biology* 66: 263-277.
- Levine, S.H. 1976. Competitive interactions in ecosystems. *The American Naturalist* 110: 903–910.
- Lopes, P. F. M. 2008. Extracted and farmed shrimp fisheries in Brazil: economic, environmental and social consequences of exploitation. *Environment, Development and Sustainability* 10: 639.

- Madrid-Vera, J., F. Amezcua & E. Morales-Bojórquez. 2007. An assessment approach to estimate biomass of fish communities from bycatch data in a tropical shrimp-trawl fishery. *Fisheries Research*. 83: 81-89.
- Magnússon, KG. 1995. An overview of the multispecies VPA -- theory and applications *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 5:195-212.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Science 256p.
- Mantoura F.A., Jeffrey, S.W.; Llewellyn, C.A.; Claustre, H. & C.E. Morales. 1997. Comparison between spectrophotometric, fluorometric and HPLC methods for chlorophyll analysis. In: Jeffrey, S.W.; Mantoura R.F.C. & S.W. Wright (Eds.). *Phytoplankton pigments in oceanography*, UNESCO, Paris. 361-380.
- May, R.M. 1975. Patterns of species abundance and diversity. *Ecology and Evolution of Communities* (eds M.L. Cody & J.M. Diamond), pp. 81–120. Harvard University Press, Cambridge, MA
- Mayor, D. J., Thornton, B., Hay, S., Zuur, A. F., Nicol, G. W., McWilliam, J. M., & Witte, U. F. 2012. Resource quality affects carbon cycling in deep-sea sediments. *The ISME journal*, 6: 1740-1748.
- Melo, G.A.S, 1996. *Manual de identificação de Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro*. São Paulo, Plêiade, FAPESP, 604p
- Moscatello, S. & Belmonte, G. 2009. Egg banks in hypersaline lakes of South-East Europe. *Saline Systems* 5: 123-127.
- Oksanen, J., F.G. B., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R., Simpson, G., Solymos, P. Stevens, M. & Wagner, H., 2010. *Vegan: Community Ecology Package*, *Vegan: Community Ecology Package*. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- MPA – Ministério da Pesca e Aquicultura. 2012. *Boletim estatístico da pesca e aquicultura, Brasil 2010*. Brasília. 129p.
- Pereira, M., Schettini, C.A.F, & Omachi, C.Y. 2009. Caracterização de feições oceanográficas na plataforma de Santa Catarina através de imagens orbitais. *Revista Brasileira de Geofísica*, 27: 81-93. Peterson, G.; Allen, C. R. & Holling, C. S. 1998. Ecological resiliense, biodiversity and scale. *Ecosystem* 1:6-18

- Pezzuto, P. R., Alvarez-Perez, J. A., & Wahrlich, R. 2008. The use of the swept area method for assessing the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) biomass and removal rates based on artisanal fishery-derived data in southern Brazil: using depletion models to reduce uncertainty. *Latin American Journal of Aquatic Research* 36: 245–257.
- Pusceddu, A. Bianchelli S., Martín J., Puig P., Palanques A., Masqué P. & Danovaro R..Chronic and intensive bottom trawling impairs deep-sea biodiversity and ecosystem functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111: 8861-8866.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Rajakumaran, P. & Vaseeharan, B., 2014. Survey on penaeidae shrimp diversity and exploitation in South East Coast of India. *Fisheries and Aquaculture Journal*.
- Resgalla J.R., C. & Schettini, C.A.F. 2006. Características e variação do seston da enseada da Armação do Itapocoroy, Penha, SC. p. 107-120. In: Joaquim Olinto Branco e Adriano W.C. Marenzi (Org.). Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: estudo de caso em Penha, SC. Editora da UNIVALI, Itajaí, SC.
- Sánchez, P., Sartor, P., Recasens, L., Ligas, A., Martin, J., De Ranieri, S., & Demestre, M. 2007. Trawl catch composition during different fishing intensity periods in two Mediterranean demersal fishing grounds. *Scientia Marina*, 71: 765-773.
- Santos, M. C. F.; Port, D.; Fisch, F.; Barbieri, E & Branco, J. O. 2016. Biologia populacional de *Callinectes ornatus* associada à pesca do camarão-sete-barbas, Rio São Francisco (Alagoas e Sergipe, Brasil). *Boletim do Instituto de Pesca* 42: 449-456.
- Schettini, C. A. F., Resgalla Jr, C., Pereira Filho, J., Silva, M. A. C., Truccolo, E. C., & Rörig, L. R. 2005. Variabilidade temporal das características oceanográficas e ecológicas da região de influência fluvial do rio Itajaí-açu. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 9: 93-102.
- Sedrez, M. C.; Branco, J. O.; Freitas Júnior, F.; Monteiro, H. S. & Barbieri, E. 2013. Ictiofauna acompanhante na pesca artesanal do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no litoral sul do Brasil *Biota Neotropica* 13: 165-175

- Serafini, T. Z.; Andriguetto-Filho, J. M.; Pierri, N. 2014 Subsídios para a gestão compartilhada da pesca na baía da Babitonga (SC, Brasil). *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology* 18: 99-111.
- Sugihara, G. Minimal community structure: an explanation of species abundance patterns. 1980. *The American Naturalist*, Chicago 116: 770-787.
- Suguio, K. 1973 — Introdução à sedimentologia. São Paulo, Edgard Bliicher, Ed. USP, 317 p.
- Ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, Microcomputer Power, 500p
- Teso, V., Signorelli, J., & Pastorino, G. 2011. Shell phenotypic variation in the south-western Atlantic gastropod *Olivancillaria carcellesi* (Mollusca: Olividae). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 91: 1089-1094.
- Univali. 2015. Projeto de caracterização socioeconômica da atividade de pesca e aquicultura – PCSPA. Relatório; BR 04042006/14 Itajaí, Santa Catarina: Petrobrás.
- van Denderen, P. D., van Kooten, T., & Rijnsdorp, A. D. 2013. When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*.
- van Oevelen, D., Soetaert, K., Garcia, R., de Stigter, H. C., Cunha, M. R., Pusceddu, A., & Danovaro, R. (2011). Canyon conditions impact carbon flows in food webs of three sections of the Nazaré canyon. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 58: 2461-2476.
- Vandermeer, J. H. 1980. Indirect mutualism: variations on a theme by Stephen Levine. *American Naturalist* 116: 441-448
- Warwick R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* 92: 557–562.
- Wilson, W.H. 1991. Competition and predation in marine soft-sediment communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Palo Alto 21: 221 – 241.

Witte, U., Wenzhöfer, F., Sommer, S., Boetius, A., Heinz, P., Aberle, N., ... & Pfannkuche, O. 2003. In situ experimental evidence of the fate of a phytodetritus pulse at the abyssal sea floor. *Nature*, 424: 763-766.

Zar, J. H. 2010. *Biostatistical Analysis*. 5th Edition. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, 944 pp.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 5 - Valores da estimativa de probabilidade máxima resultante dos critérios de informação de Akaike (AIC), Bayesian (BIC) e Deviance, para as amostragens de primavera (Sp), Verão (Su), outono (Au) e Inverno (Wi) de Barra do sul (B), Penha (A) e Porto Belo (P). Em negrito, modelo significativo para cada amostragem

Barra do Sul				Penha				Porto Belo			
BSp	Deviance	AIC	BIC	ASp	Deviance	AIC	BIC	PSp	Deviance	AIC	BIC
Null	898,827	959,386	959,386	Null	290,904	368,976	368,976	Null	2289,14	2447,24	2447,24
Preemption	251,87	314,429	315,201	Preemption	69,73	149,802	150,847	Preemption	1389,61	1549,71	1551,11
Lognormal	52,164	116,723	118,268	Lognormal	47,99	130,063	132,152	Lognormal	313,66	475,76	478,57
Zipf	21,081	85,639	87,185	Zipf	69,523	151,595	153,684	Zipf	335,51	497,61	500,41
Mandelbrot	21,081	87,639	89,957	Mandelbrot	34,706	118,778	121,912	Mandelbrot	335,51	499,61	503,81
BSu	Deviance	AIC	BIC	ASu	Deviance	AIC	BIC	PSu	Deviance	AIC	BIC
Null	5173,45	5229,5	5229,5	Null	16524,91	16611,66	16611,66	Null	6743,29	6835,31	6835,31
Preemption	630,6	688,65	689,29	Preemption	2667	2755,75	2756,64	Preemption	701,96	795,98	796,81
Lognormal	179,58	239,63	240,91	Lognormal	561,1	651,86	653,64	Lognormal	45,42	141,44	143,11
Zipf	151,47	211,52	212,8	Zipf	367,29	458,04	459,82	Zipf	163,05	259,07	260,74
Mandelbrot	151,47	213,52	215,44	Mandelbrot	367,29	460,04	462,71	Mandelbrot	60,26	158,29	160,79
BAu	Deviance	AIC	BIC	AAu	Deviance	AIC	BIC	PAu	Deviance	AIC	BIC
Null	1645,23	1699,52	1699,52	Null	7409,3	7494	7494	Null	10600,49	10705,07	10705,07
Preemption	539,41	595,70	596,41	Preemption	1529,5	1616,2	1617,1	Preemption	2447,5	2554,09	2555,18
Lognormal	200,03	258,32	259,74	Lognormal	2157,3	2246,1	2247,7	Lognormal	428,42	537	539,19
Zipf	139,19	197,48	198,90	Zipf	2323,9	2412,6	2414,3	Zipf	273,39	381,97	384,16
Mandelbrot	139,19	199,48	201,61	Mandelbrot	1431,1	1521,8	1524,3	Mandelbrot	273,39	383,97	387,25
BWi	Deviance	AIC	BIC	AWi	Deviance	AIC	BIC	PWi	Deviance	AIC	BIC
Null	1303,41	1363,656	1363,66	Null	997,9	1082,03	1082,03	Null	1056,099	1143,495	1143,495
Preemption	362,313	424,56	425,393	Preemption	119,09	205,21	206,26	Preemption	142,676	232,073	233,017
Lognormal	89,715	153,962	155,628	Lognormal	112,74	200,87	202,96	Lognormal	143,956	235,352	237,241
Zipf	35,094	99,34	101,01	Zipf	158,38	246,51	248,6	Zipf	250,272	341,669	343,557
Mandelbrot	35,094	101,34	103,84	Mandelbrot	47,31	137,44	140,57	Mandelbrot	87,232	180,628	183,462
B Total	Deviance	AIC	BIC	A Total	Deviance	AIC	BIC	P Total	Deviance	AIC	BIC
Null	12743,6	12862	12862	Null	25752,22	25913,65	25913,65	Null	20810,44	21044,23	21044,23
Preemption	3227,26	3347,3	3348,6	Preemption	5101,17	5264,6	5266,04	Preemption	6448,32	6684,12	6685,81
Lognormal	594,76	716,8	719,47	Lognormal	522,86	688,28	691,15	Lognormal	301,68	539,48	542,86
Zipf	364,09	486,13	488,8	Zipf	427,37	592,79	595,66	Zipf	383,78	621,58	624,96
Mandelbrot	364,09	488,13	492,13	Mandelbrot	427,37	594,79	599,1	Mandelbrot	383,78	623,58	628,65

CAPÍTULO II - Avaliação ecológica da ictiofauna marinha em áreas de arrasto camaroeiro no sul do Brasil

RESUMO

Ao longo do litoral brasileiro, existe uma grande variação no número de famílias e espécies de peixes encontrados no bycatch de arrastos camaroeiros, as quais superam em proporção as capturas do recurso alvo. Estudos têm demonstrado que, além da perda da estrutura física de habitats de fundo, as pescarias direcionadas aos arrastos do camarão apresentam um grande impacto sobre a biota marinha. Portanto, o objetivo desse trabalho foi o de avaliar como a pesca de arrasto camaroeira incide sobre a ictiofauna de três localidades (Barra do Sul, Penha e Porto Belo), tradicionais nessa modalidade de pesca, no litoral de Santa Catarina. Os dados de composição de peixes obtidos de arrastos experimentais foram utilizados para: (1) analisar a estrutura das comunidades e a existência de dissimilaridade na composição de espécies entre as diferentes localidades; (2) buscar relações entre a distribuição das espécies e as variáveis abióticas nos fundos de pesca; (3) avaliar o grau de distúrbios nos pontos de pesca e (4) comparar a diversidade nos habitats dos ecossistemas explorados pela pesca camaroeira. Os resultados demonstram que a ictiofauna dos locais se encontram sob perturbações, sendo Barra do Sul o ambiente mais de menor qualidade quando considerado em relação à composição de fundo e a estrutura da comunidade.

Palavras-Chave: Sete Barbas, Paneoidea, arrasto duplo, pescarias, fauna acompanhante.

ABSTRACT

Along the Brazilian coast, there is a great variation in the number of families and species of fish found in the bycatch of shrimp trawls, which exceed in proportion the catches of the target resource. Studies have shown that, besides the loss of the physical structure of bottom habitats, shrimp fishing trawl directed to have a great impact on marine biota. Therefore, the objective of this work was to evaluate how trawling affects the fish fauna of three localities (Barra do Sul, Penha and Porto Belo), which are traditional in this fishery, on the coast of Santa Catarina. The fish composition data obtained from experimental trawls were used to: (1) analyze the structure of the communities and the existence of dissimilarity in the species composition between the different localities; (2) to seek relationships between the distribution of species and the abiotic variables in the fishing grounds; (3) to assess the degree of disturbance at fishing sites; and (4) to compare the diversity of habitats of the ecosystems operated by shrimp fisheries. The results show that the ichthyofauna of the sites are under disturbance, with Barra do Sul being the most affected environment when considering the composition of the community and the structure of the community.

Keywords: Seabob, Paneoidae, double rig, fisheries, companion fauna.

INTRODUÇÃO

No litoral centro-norte do estado de Santa Catarina (região sul do Brasil), existem diversas localidades que dependem historicamente e economicamente da pesca de arrasto, tendo *Xyphopenaeus kroyeri* como um dos principais recursos dentre as espécies de camarões (Pezzuto et al. 2008; Serafini et al., 2014). A maioria das embarcações nessas localidades são equipadas com redes de arrasto duplo, sendo essa modalidade de pesca reconhecida internacionalmente pelos impactos que causam no leito marinho (Pusceddu et al., 2014).

Estudos têm demonstrado que, além da perda da estrutura física de habitats de fundo, as pescarias direcionadas aos arrastos do camarão apresentam um grande impacto na biota marinha, especialmente na comunidade de peixes e invertebrados (Blanchard et al., 2004; Branco & Verani, 2006; Pusceddu et al., 2014). Esses impactos ocorrem devido à baixa seletividade das redes que capturam um grande conjunto de espécies “não-alvo”, conhecido como “bycatch” (Alverson et al., 1994, Kelleher, 2005).

As consequências diretas e indiretas das perturbações provocadas pela pesca se estendem por distintos níveis organizacionais do ecossistema explorado (Madrid-Vera et al., 2007), sendo o aumento da dominância de espécies, redução da diversidade e uniformidade, respostas da fauna marinha aos distúrbios. (Hall, 1999; Blanchard et al. 2004). Portanto, assume-se, que as pescarias podem atuar na dinâmica das comunidades exploradas (Magnússon, 1995), onde os efeitos em sua estrutura podem ser dependentes da intensidade da atividade pesqueira e das condições prévias do ecossistema explorado (Jennings et al., 2002; Blanchard et. al, 2004).

Ao longo do litoral brasileiro, existe uma grande variação no número de famílias e espécies de peixes encontrados no bycatch de arrastos camaroeiros, as quais superam em proporção as capturas do recurso alvo (Sedrez et al., 2013; Rodrigues-Filho et al., 2015). Diversos autores associam essas diferenças às condições ambientais favoráveis de temperatura, salinidade, sedimentos, pH, oxigênio dissolvido, profundidade, massas de água e disponibilidade de alimentos nas áreas de pesca (Bernardes-Júnior et al., 2011; Freitas, 2011; Rodrigues-Filho et al., 2015).

Diante disso, compreender como a dinâmica das espécies são afetadas dentro de uma perspectiva mais holística (Duplisea & Blanchard, 2005), bem como a necessidade na obtenção de informações confiáveis sobre as condições em que a biota se encontra é de extrema importância para se avaliar a situação desses sistemas (Hiddink et al., 2017).

Assim, a fim de se compreender de que forma a pesca camaroeira artesanal incide sobre a ictiofauna marinha, o presente estudo foi conduzido em pontos tradicionais de pesca no litoral de Santa Catarina. Os dados de água e do sedimento foram usados para se verificar a existência de variação nas condições ambientais entre os pontos de pesca analisados. Os dados de composição de peixes obtidos de arrastos experimentais foram utilizados para: (1) analisar a estrutura das comunidades e a existência de dissimilaridade na composição de espécies entre as diferentes localidades; (2) buscar relações entre a distribuição das espécies e as variáveis abióticas nos fundos de pesca; (3) avaliar o grau de distúrbios nos pontos de pesca e (4) comparar a diversidade nos habitats dos ecossistemas explorados pela pesca camaroeira

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo localiza-se no centro-norte do estado de Santa Catarina, abrangendo os municípios de Balneário Barra do Sul, Penha (Armação Itapocoroy) e Porto Belo (Figura 1), onde a pesca de arrasto artesanal é tradicional e tem o camarão *Xyphopenaeus kroyeri* como um dos principais recursos pesqueiros (Branco, 2005). O município de Balneário Barra do Sul conta com a maior frota artesanal pesqueira entre as áreas de estudo, totalizado 368 embarcações, seguido de Porto Belo e Penha, com 165 e 292, respectivamente (Univali, 2015)

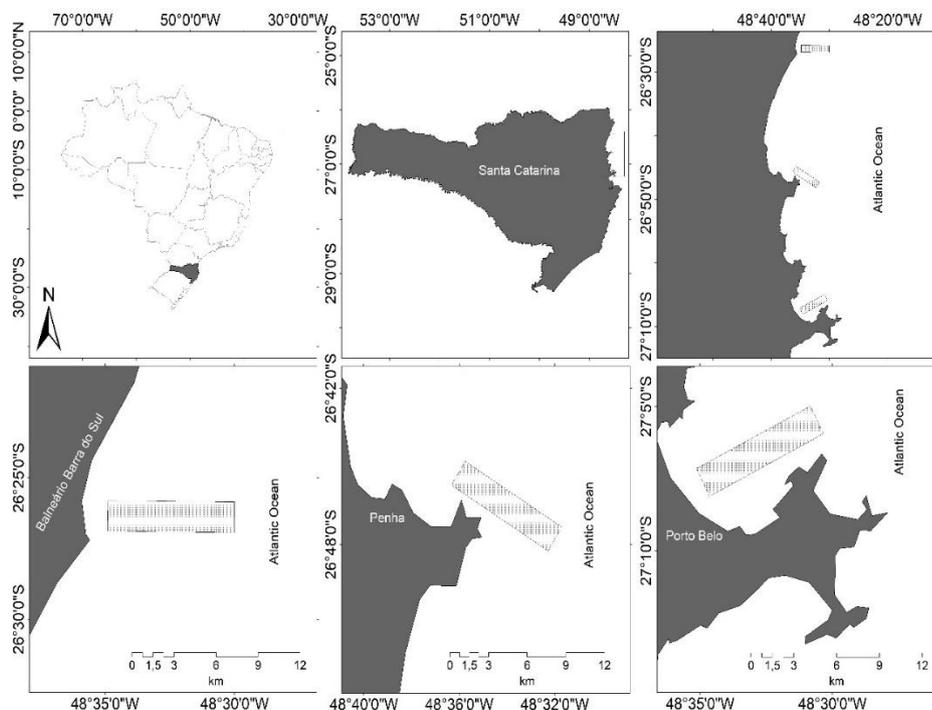


Figura 1 - Área de estudo com a indicação das três regiões amostradas pelos arrastos experimentais de pesca artesanal

As áreas se diferenciam pela composição do sedimento (ver capítulo 1), sendo Barra do Sul predominantemente arenoso, Penha com maiores frações de silte (Silte arenoso) e Porto Belo com frações mais equitativas entre areia, silte e argila. Em relação ao tamanho médio dos grãos, as amostras de Barra do Sul são compostas majoritariamente por areia fina, as de Penha por silte médio e as de Porto Belo por silte fino.

Amostragens

Arrastos trimestrais experimentais nas áreas de pesca artesanal do camarão sete-barbas foram realizados em trélicas, com duração de 20 minutos em cada localidade, totalizando uma hora de amostragem por local, entre o período de novembro de 2009 a outubro de 2010 e sob o registro de licença do SISBIO n° 324642. Foi utilizado uma embarcação equipada com portas de arrasto duplo, rede de malha de 3,0 cm e 2,0 cm no ensacador. Os arrastos foram executados com velocidade média de 2,0 nós. Antes de cada arrasto, uma amostra de água de fundo era coletada com a garrafa de van Dorn vertical, sendo a temperatura e a salinidade medidas, respectivamente, com um termômetro (0,1°C) e um refratômetro óptico (0,5 ‰) de precisão. Além disso, uma amostra de sedimento foi coletada com o amostrador do tipo van Veen em cada arrasto, totalizando três amostras de água e sedimento em cada coleta e em cada localidade.

Os peixes capturados foram ensacados em sacos plásticos, conservadas em caixas térmicas com gelo, transportadas, juntamente com as amostras de água e sedimento, até laboratório de biologia do Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar (Univali – Itajaí – SC), onde foram triadas e identificadas o auxílio de especialistas.

Análise dos dados

Para a sumarização dos dados abióticos de cada localidade, foram considerados, o valor médio das trélicas, sendo o resultado categorizado na estação vigente no momento da coleta. Já para os dados bióticos, a somatória das treplicas foram convertidas em abundâncias da estação vigente.

Além da salinidade e da temperatura, amostras de água foram submetidas à análise de mais cinco parâmetros: Silicato (SiO₂), amônia (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻), fosfato (PO₃⁻⁴), segundo a metodologia descrita APHA (1998), e clorofila - a de acordo com Mantoura et al.,

(1997), sendo a leitura desta realizada em um sistema de cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE).

As análises do sedimento foram realizadas através do método de peneiramento e pipetagem (Suguio, 1973), onde a granulometria seguiu os parâmetros de Folk & Ward (1957) e a classificação textural proposta por Shepard (1954). Para a quantificação do teor de carbonato, uma fração de 20g da amostra foi exposta à uma solução de ácido clorídrico (HCL – 10%) de volume, sendo o teor da matéria orgânica determinada pela queima desse produto em forno de mufla a 800°C. Os dados obtidos e interpretados com o auxílio do software Sysgran v.3.1 (Camargo, 2006).

Análise estatísticas

Variáveis ambientais

Como se trata da mesma campanha, porém comunidades diferentes, os resultados registrados no capítulo 1 para as variáveis ambientais foram utilizados para a diferenciação dos ambientes e associações com a ictiofauna marinha para esse trabalho.

Composição de espécies

Para avaliar a composição das espécies entre os locais, a matriz de abundância da ictiofauna marinha foi transformada pela raiz quadrada para ressaltar as espécies raras (Clarke et al., 2006). Em seguida, uma ANOSIM (Clarke, 1993), através do índice Bray-Curtis, foi empregada para verificar diferenças na composição de espécies. Quando detectadas diferenças estatísticas, procedeu-se à Análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER), a qual possibilitou determinar a dissimilaridade (%) entre os locais de pesca e evidenciar a contribuição de cada espécie para essas diferenças (Clarke & Warwick, 1994). O valor de 80% da contribuição acumulada foi utilizado como corte para definir as espécies mais representativas nos resultados (Moscatello & Belmonte, 2009)

Relação entre espécies e variáveis ambientais

Com a finalidade de se encontrar associações significativas entre os dados ambientais e de fauna, as espécies retidas no corte da SIMPER, juntamente com as variáveis abióticas retidas na PERMANOVA, foram utilizadas para uma análise de redundância (Legendre & Legendre, 1998). A RDA, seguida do teste de significância ($p < 0,05$) dos eixos de Monte Carlo, foi gerada através do software Canoco 4.5 (Ter Braak & Smilauer, 2002).

Grau de distúrbio nas áreas de pesca

As comunidades das diferentes localidades foram avaliadas quanto a sua integridade através das curvas de abundância e biomassa ou Curvas ABC de Warwick (1986). As curvas ABC representam a abundância numérica e biomassa acumuladas de todas as populações presentes em uma comunidade e a relação entre as curvas é utilizada para se fazer inferências sobre o grau de distúrbio ambiental. Clarke (1990) desenvolveu um índice (índice W) para atenuar o efeito da interpretação visual. O índice W é obtido a partir da expressão: $W = \sum (B_i - A_i) / [50(S-1)]$, no qual B_i é o valor de biomassa de cada espécie (i); A_i é o valor da abundância de cada sequência da espécie (i) e S é o número de espécies. Valores positivos indicam um ambiente não perturbado, valores negativos sugerem comunidades perturbadas e valores próximos de zero indicam distúrbios moderados, podendo variar de -1 a 1 (Clarke, 1990; Magurran, 2004).

Para avaliar se os graus de distúrbios diferem entre os ambientes, valores de W, calculados para as amostragens, foram submetidos a análise de variância (ANOVA) com o nível significância de 95% ($p < 0,05$)

Distribuição da Abundância das Espécies e Descritores da Diversidade

Modelos de Distribuição de Abundância das Espécies (DAEs) foram ajustados para análise dos padrões que estruturam a ictiofauna marinha nas distintas localidades e, posteriormente avaliados e comparados com os seguintes modelos teóricos: Broken-Stick, Preemption, Lognormal, Zipf e Zipf-Mandelbrot (Magurran, 2004; McGill et al., 2007). O melhor ajuste foi definido através da estimativa de probabilidade máxima, a qual compara os modelos através do critério de informação de Akaike (AIC), Bayesian (BIC) e Deviance (resíduos do ajuste do modelo), sendo que os menores valores dos critérios indicam o melhor modelo ecológico ajustado (Oksanen et al., 2010). O processamento dos modelos foi realizado através do pacote *vegan* v1.17.9 (Oksanen et al., 2010) do software R v3.2.2, (R Development Core Team, 2016).

Os descritores da diversidade alpha entre os locais amostrados, foram calculados através da riqueza de espécies (S), Equitabilidade (J'), Dominância (D'), índice de Shannon (H') de acordo com descrito em Magurran (2004). Por último, para verificar tendências de correlações significativas entre os índices de diversidade e o número de embarcações correlação de Spearman foi gerada (Zar, 2010). Os cálculos acima, juntamente com as PERMANOVA,

SIMPER e ANOSIM, foram efetuados com o auxílio do pacote estatístico PAST v.3.16 (Hammer et al., 2001)

RESULTADOS

Variáveis ambientais

Quanto aos parâmetros relacionados à massa de água entre os diferentes locais (Tabela 1), diferenças significativas não foram evidenciadas ($F=1,072$ e $p=0,36$) pela análise PERMANOVA.

Tabela 1 – Valores médios e erro padrão das variáveis abióticas amostradas nas localidades de Barra do Sul, Penha e Porto Belo.

	Barra do Sul	Penha	Porto
Salinidade (%)	33,17 ± 0,36	33,39 ± 0,34	33,07 ± 0,36
Temperatura (°C)	19,21 ± 0,79	20,01 ± 0,92	20,33 ± 0,55
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	1,97 ± 0,47	1,65 ± 0,24	0,97 ± 0,14
SiO ₂ (mg.L ⁻¹)	43,89 ± 7,53	44,8 ± 6,35	58,71 ± 14,24
NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	32,04 ± 7,40	16,98 ± 2,82	32,22 ± 7,84
NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,17 ± 0,04	0,38 ± 0,08	0,27 ± 0,08
PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	0,56 ± 0,04	0,57 ± 0,05	0,64 ± 0,05
Carbonato (%)	5,55 ± 1,00	8,00 ± 0,68	10,9 ± 1,05
M.O (%)	3,35 ± 0,91	4,44 ± 0,43	6,23 ± 0,97
Cascalho (%)	0,03 ± 0,02	0,04 ± 0,03	0,11 ± 0,04
Areia (%)	78,11 ± 6,84	40,77 ± 6,51	38,05 ± 8,65
Silte (%)	10,74 ± 3,54	41,54 ± 5,55	30,05 ± 3,89
Argila (%)	11,12 ± 3,51	17,66 ± 1,59	28,38 ± 4,60

Entretanto, as variáveis relacionadas ao sedimento resultaram em diferenças significativas ($F = 9,452$ e $p<0,01$), sendo a composição granulométrica de Barra do Sul dissimilar à da Penha ($F = 15,97$; $p<0,01$) e a de Porto Belo ($F = 12,39$; $p<0,01$).

Composição de espécies

Considerando-se todas as áreas de arrasto, um total de 21736 indivíduos, identificados em 37 famílias e 87 espécies foram coletados (Tabela 2).

Tabela 2 – Composição de espécies em número de indivíduos (n) e biomassa (B), em gramas (g), da fauna de Macroinvertebrados nas amostragens de primavera (Sp), verão (Su), outono (Au) e inverno (Wi) nas localidades de Barra do Sul, Penha e Porto Belo. ID – código da espécie.

	ID	BARRA DO SUL								PENHA						PORTO BELO									
		BSp	(g)	BSu	(g)	BAu	(g)	BWi	(g)	ASp	(g)	ASu	(g)	AAu	(g)	AWi	(g)	PSP	(g)	PSu	(g)	PAu	(g)	PWi	(g)
Chondrichthyes																									
Rhinoptera																									
<i>Rhinoptera bonasus</i> (Mitchill, 1815)	Rbo	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	2888,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Rajidae																									
<i>Atlantoraja cyclophora</i> (Regan 1903)	Acy	4	1146,9	0	0,0	0	0,0	0	0,0	6	1440,3	0	0,0	0	0,0	3	1197,0	10	2884,5	0	0,0	1	699,0	2	1157,3
<i>Rioraja agassizi</i> (Müller & Henle, 1841)	Rag	2	687,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5	1522,0	0	0,0	0	0,0
Rhinobatidae																									
<i>Zapteryx brevirostris</i>	Zbr	5	1400,4	0	0,0	3	1337,4	1	433,1	0	0,0	1	635,2	0	0,0	0	0,0	2	1778,2	6	416,1	1	655,4	5	3841,4
Osteichthyes																									
Muraenidae																									
<i>Gymnothorax ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	Goc	0	0,0	1	134,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	31,5	0	0,0	0	0,0	7	440,8	19	2367,1	0	0,0	12	1098,7
Ophichtidae																									
<i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnaud, 1855)	Ogo	0	0,0	0	0,0	1	93,7	0	0,0	1	110,4	2	206,7	1	112,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	14,9
<i>Raneta fluminensis</i> (Ribeiro, 1903)	Rfl	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	35,7	0	0,0	0	0,0
Congridae																									
<i>Conger orbignyanus</i> (Valenciennes, 1837)	Cor	0	0,0	1	91,6	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	121,7	3	673,8	0	0,0	0	0,0
Pristigasteridae																									
<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	Pha	17	131,8	4	29,5	0	0,0	10	47,0	0	0,0	49	547,8	7	20,8	58	850,9	58	97,4	73	290,1	66	689,7	9	65,3
Clupeidae																									
<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	Hcl	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	6	10,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Chirocentron bleekermanus</i> (Poey, 1867)	Cbl	21	109,6	6	9,1	2	13,1	0	0,0	3	18,6	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	8,9	0	0,0	0	0,0
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	Oog	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindacher, 1879)	Sbr	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	39,5

Continuação Tabela 2

	ID	BARRA DO SUL										PENHA						PORTO BELO							
		BSp	(g)	BSu	(g)	BAu	(g)	BWi	(g)	ASp	(g)	ASu	(g)	AAu	(g)	AWi	(g)	PSp	(g)	PSu	(g)	PAu	(g)	PWi	(g)
Engraulidae																									
<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	Asp	0	0,0	1	5,6	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	4,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Anchoviella Lepidentostole</i> (Fowler, 1991)	Ale	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	86	415,7	0	0,0	1075	7105,5	2	288,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Agassiz, 1829)	Lgr	0	0,0	1	4,9	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	61,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Ariidae																									
<i>Genidens genidens</i> (Valenciennes, 1829)	Gge	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	239,0	1	25,6	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	134,5	1	388,0
<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède, 1803)	Gba	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	14	680,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	7	706,8	4	229,6	0	0,0
<i>Arius spixii</i> (Agassiz, 1829)	Asx	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	82,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Gadidae (Phyciidae)																									
<i>Urophycis brasiliensis</i> (Kaup, 1858)	Ubr	1	15,5	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	68,3	2	163,9	1	102,5	0	0,0	10	3539,9
Batrachoididae																									
<i>Porichthys porosissimus</i> (Cuvier, 1829)	Ppo	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	109,4	3	97,2	1	191,4	1	59,2	130	2174,8	156	1799,9	0	0,0	4	294,2
Ogocephalus																									
<i>Ogocephalus vespertilio</i> (Linnaeus, 1758)	Ove	0	0,0	0	0,0	1	40,6	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Triglidae																									
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	Ppu	5	61,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	37,5	15	4,6	0	0,0	0	0,0	9	63,8	65	389,6	0	0,0	1	69,8
Serranidae																									
<i>Dules auriga</i> (Cuvier, 1829)	Dau	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	8,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	19	525,4	1	38,6	0	0,0	0	0,0
<i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus, 1766)	Dfo	0	0,0	3	20,5	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Dra	0	0,0	0	0,0	1	83,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	135,8	0	0,0	0	0,0
Carangidae																									
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Osa	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	9,4	0	0,0
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	Sse	19	92,5	6	29,3	3	34,0	0	0,0	0	0,0	278	1445,3	2	3,9	7	188,9	2	4,5	81	236,1	2	9,8	0	0,0
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	Svo	0	0,0	0	0,0	1	2,6	1	3,2	0	0,0	9	30,8	0	0,0	5	146,6	0	0,0	17	39,4	2	27,4	0	0,0
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	Cch	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	13	132,5	0	0,0	0	0,0
<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	Ccr	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	62,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0

Continuação Tabela 2

	ID	BARRA DO SUL										PENHA						PORTO BELO							
		BSp	(g)	BSu	(g)	BAu	(g)	BWi	(g)	ASp	(g)	ASu	(g)	AAu	(g)	AWi	(g)	PSp	(g)	PSu	(g)	PAu	(g)	PWi	(g)
Gerreidae																									
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	Drh	4	197,6	0	0,0	1	68,1	0	0,0	0	0,0	4	135,4	0	0,0	5	341,3	1	108,4	2	65,4	0	0,0	1	119,1
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Egu	4	201,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	150,1	2	78,1	0	0,0	3	166,3	4	289,7	10	339,8	0	0,0	0	0,0
<i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard, 1855)	Ear	1	34,2	1	11,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	Ema	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	59,8	0	0,0	0	0,0
Haemulidae																									
<i>Pomadasys corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	Pco	1	216,1	0	0,0	1	214,2	0	0,0	1	115,1	8	355,2	0	0,0	0	0,0	2	436,2	14	1577,8	1	225,5	1	254,4
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	Oru	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	397,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	909,0
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	Cno	0	0,0	0	0,0	8	237,0	6	298,3	0	0,0	2	375,9	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Sciaenidae																									
<i>Larimus breviceps</i> (Cuvier, 1830)	Lbr	78	3517,0	12	299,9	23	962,1	77	1905,0	9	734,2	71	1532,1	16	71,5	73	816,3	21	555,4	130	1484,5	145	1685,7	217	4024,8
<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Man	0	0,0	1	100,6	68	121,7	0	0,0	0	0,0	54	417,2	0	0,0	19	397,1	3	57,1	1	47,5	0	0,0	51	2160,3
<i>Cynoscion jamaiscensis</i> (Vaillant & Boccour, 1883)	Cja	0	0,0	178	670,0	31	123,9	10	197,1	2	42,5	110	1023,2	101	451,3	252	4638,1	14	448,4	391	4468,0	12	203,5	32	357,9
<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830).	Cle	0	0,0	0	0,0	30	74,8	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	Ipa	16	310,5	154	1600,7	36	171,0	31	473,1	1	15,1	189	1691,6	7	75,9	36	1030,8	23	622,7	159	1214,6	56	887,5	240	2316,1
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar, 1919)	Cgr	168	3001,0	6	15,7	22	178,3	5	26,2	2	78,5	350	4093,5	12	78,6	100	880,3	1	60,2	13	172,3	9	110,1	0	0,0
<i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	Pbr	150	778,6	239	6543,5	127	886,8	37	876,6	14	601,5	382	5128,0	51	760,0	187	5348,1	257	5101,7	705	18291,4	286	7684,9	275	8893,1
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	Sra	8	160,0	2982	48873,2	65	692,9	6	103,9	0	0,0	353	2073,5	12	58,2	0	0,0	286	10968,1	418	7227,0	886	8278,4	825	16188,3
<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	Sst	0	0,0	0	0,0	34	141,1	0	0,0	0	0,0	5	21,6	1	12,4	0	0,0	0	0,0	0	0,0	153	1353,9	10	127,8
<i>Stellifer spp.</i>	Sts	15	109,2	36	702,2	33	176,2	0	0,0	0	0,0	462	1910,3	1	8,8	5	104,1	35	36,9	3	46,3	14	70,5	16	284,1
<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	Stb	146	2916,3	33	1115,6	94	1283,2	173	3596,6	40	998,7	301	2354,1	27	302,3	187	3987,3	472	3134,9	1067	9398,8	688	8546,3	873	17839,5
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	Mfu	64	358,3	1	142,6	1	322,4	0	0,0	0	0,0	9	83,6	0	0,0	1	62,7	8	3969,4	397	6463,2	18	104,7	13	787,2
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	Mam	1	154,4	0	0,0	2	1580,0	8	720,0	0	0,0	10	105,1	0	0,0	0	0,0	9	2184,1	8	218,1	1	81,5	3	169,1
<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1860)	Mli	4	496,9	33	840,9	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5	762,8	1	112,0	0	0,0	1	15,1	1	322,0

Continuação Tabela 2

	ID	BARRA DO SUL										PENHA						PORTO BELO							
		BSp	(g)	BSu	(g)	BAu	(g)	BWi	(g)	ASp	(g)	ASu	(g)	AAu	(g)	AWi	(g)	PSp	(g)	PSu	(g)	PAu	(g)	PWi	(g)
Pomacanthidae																									
<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)	Ppa	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	35	1419,6	7	50,1	15	68,8	0	0,0	0	0,0
Stromateidae																									
<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	Ppr	0	0,0	5	27,8	2	44,7	0	0,0	0	0,0	4	29,7	0	0,0	50	29,8	4	128,6	7	150,0	0	0,0	0	0,0
Trichiuridae																									
<i>Trichiurus lepturus</i> (Linnaeus, 1758)	Tle	1	4,4	3	52,4	5	18,8	33	1808,2	1	6,7	12	157,0	2	51,2	3	59,1	25	288,4	230	806,7	9	154,2	1	19,4
Paralichthyidae																									
<i>Citharichthys spilopterus</i> (Günther, 1862)	Csp	0	0,0	2	8,4	1	12,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	24,2	14	459,8	0	0,0	0	0,0
<i>Citharichthys macrops</i> Dresel, 1885	Cma	3	67,7	0	0,0	14	406,6	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Cyclopsetta chittendeni</i> Bean, 1895	Cch	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	418,4	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Cyclopsetta decussata</i> Gunter, 1946	Cde	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	30,6	0	0,0	0	0,0
<i>Etropus crossotus</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	Ecr	3	86,8	0	0,0	0	0,0	2	65,0	32	891,3	5	126,0	0	0,0	0	0,0	6	117,7	23	140,4	25	192,5	3	23,6
<i>Etropus longimanus</i> Norman, 1933	Elo	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	17	233,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	48,9	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)	Plb	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	393,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Paralichthys patagonicus</i> Jordan, 1890	Plp	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	2,8	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5	497,5	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Syacium papillosum</i> (Linnaeus, 1758)	Spa	3	181,9	1	47,9	8	818,5	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	6	856,5	1	154,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Syacium micrurum</i> Ranzani, 1842	Smi	11	409,7	6	218,7	8	187,6	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Achiridae																									
<i>Achirus declivis</i> (Chabanaud, 1940)	Ade	0	0,0	6	141,6	1	9,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	14,8	0	0,0	3	191,6	0	0,0	24	525,0	5	68,6
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	Ali	3	59,8	0	0,0	0	0,0	2	243,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	15,8	11	330,1	1	12,0	1	9,9
<i>Gymnachirus nudus</i> Kaup 1858	Gnu	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	38,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Cynoglossidae																									
<i>Symphurus plagusia</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Syp	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	43,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	11,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Syt	9	337,2	1	40,8	2	95,4	0	0,0	0	0,0	3	188,3	0	0,0	1	37,4	22	346,1	45	972,2	29	496,3	9	94,3

Continuação Tabela 2

	ID	BARRA DO SUL										PENHA						PORTO BELO							
		BSp	(g)	BSu	(g)	BAu	(g)	BWi	(g)	ASp	(g)	ASu	(g)	AAu	(g)	AWi	(g)	PSp	(g)	PSu	(g)	PAu	(g)	PWi	(g)
Monacanthidae																									
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	Shi	0	0,0	1	107,7	1	0,9	1	28,8	3	176,6	15	95,1	0	0,0	0	0,0	44	906,1	12	357,4	0	0,0	2	87,4
Balistidae																									
<i>Balistes capriscus</i> Gmelin, 1789	Bca	0	0,0	0	0,0	1	151,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Tetraodontidae																									
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	Lla	22	79,6	4	213,0	0	0,0	0	0,0	1	8,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	22	122,4	4	129,7	0	0,0	0	0,0
<i>Sphoeroides greeleyi</i> (Gilbert, 1900)	Spg	3	39,6	0	0,0	0	0,0	3	16,7	6	46,2	7	40,7	0	0,0	0	0,0	1	6,0	2	16,0	0	0,0	0	0,0
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	Spt	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	51,7	1	114,2
Diodontidae																									
<i>Cyclichthys spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	Cys	1	279,5	3	3,3	0	0,0	0	0,0	1	43,2	4	67,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	30,5	0	0,0	0	0,0
Fistulariidae																									
<i>Fistularia petimba</i> Lacepède, 1803	Fpe	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	25	827,5	1	10,2	0	0,0	0	0,0
Scorpaenidae																									
<i>Scorpaena isthmensis</i> (Meeke & Hildebrand, 1928)	Sis	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	6,0	0	0,0	0	0,0
<i>Scorpaena plumieri</i>	Spl	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	69,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Dactylopteridae																									
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758).	Dvo	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	47,7	8	509,3	0	0,0	0	0,0	1	249,3	0	0,0	1	1,9	0	0,0
Polynemidae																									
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	Pvi	0	0,0	2	87,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	623,4	3	134,8	3	272,5	0	0,0
Ephippidae																									
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	Cfa	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	2,8	1	96,1	0	0,0
Pinguipedidae																									
<i>Pseudoperca semifasciata</i> (Cuvier, 1829)	Pse	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	182,1
Synodontidae																									
<i>Trachinocephalus myops</i> (Forster, 1801)	Tmy	1	70,5	1	283,9	1	121,6	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	30,2

Continuação Tabela 2

	ID	BARRA DO SUL								PENHA						PORTO BELO									
		BSp	(g)	BSu	(g)	BAu	(g)	BWi	(g)	ASp	(g)	ASu	(g)	AAu	(g)	AWi	(g)	PSp	(g)	PSu	(g)	PAu	(g)	PWi	(g)
<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)	Sfo	0	0,0	2	89,5	0	0,0	2	247,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	10	413,8
<i>Synodus intermedius</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Sin	0	0,0	0	0,0	1	107,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	15	694,0
Mulidae		0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Mullus argentinae</i> (Hubbs & Marini, 1935)	Mar	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	4,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0

Em Barra do Sul um total de 5573 indivíduos pertencendo a 27 famílias e 56 espécies foram coletados. Desse montante, a família Scianidae obteve a maior representatividade em número de espécies (25%) e 91,97% em indivíduos, sendo a espécie *Stellifer rastrifer* a mais abundante (54,92%)

Um total de 5359 indivíduos distribuídos em 28 famílias e 54 espécies foram coletados na Penha. A família Scianidae foi a mais representativa com 24,07% das espécies e 64,01% dos indivíduos coletados. Em termos de abundância relativa, a espécie *Anchoviella lepidentostole* (Engraulidae) foi a que mais contribuiu com números de indivíduos (21,66%), seguida de *Paralonchurus brasiliensis* (11,83%) e *Stellifer sp.* (10,35%) coletados nessa área.

Em Porto Belo, um total de 10804 indivíduos, distribuídos em 34 famílias e 71 espécies foram coletados. Nesse ambiente, a maior representatividade de espécies também foi registrada para a família Scianidae (18,31%). As espécies mais expressivas nesse ambiente, em número de indivíduos, foram *Stellifer brasiliensis* (28,70%), *S.rastrifer* (22,35%) e *Paralonchurus brasiliensis* (14,10%).

A análise de similaridade (ANOSIM) detectou diferenças significativas ($R = 0,25$; $p = 0,03$) na composição de Porto Belo, quando comparada com Barra do Sul ($p=0,02$) e Penha ($p=0,03$). Por outro lado, não foram registradas diferenças significativas entre a composição de Barra do Sul e Penha ($p = 0,57$).

A análise SIMPER registrou uma dissimilaridade média de 57,81% entre os locais, sendo as espécies que mais contribuíram para as diferenças entre as áreas representadas na Tabela 3. No geral, a variação nas abundâncias das espécies de Scianídeos foram responsáveis por mais de 50% da dissimilaridade entre os locais.

Tabela 3 - Resultado da Análise de Similaridade (SIMPER) indicando a contribuição das espécies para a dissimilaridade entre as localidades de Barra do Sul (B), Penha (A) e Porto Belo (P). ID – Código das espécies registradas (ver tabela 2)

Taxon (ID)	Dissimilaridade média	Contribuição. %	Acumulado %	Média B	Média A	Média P
Sra	6,987	12,09	12,09	17	5,56	24
Stb	4,632	8,012	20,1	10,2	10,6	27,5
Pbr	2,81	4,861	24,96	11,3	11	19
Cja	2,497	4,319	29,28	5,52	9,46	8,16
Ale	2,311	3,997	33,27	0	10,5	0,354
Ipa	2,024	3,502	36,78	6,99	5,85	10,1
Cgr	1,988	3,439	40,21	5,58	8,4	1,9
Sts	1,769	3,059	43,27	3,9	6,18	3,85
Lbr	1,734	2,999	46,27	6,47	5,99	10,7
Mfu	1,718	2,972	49,24	2,5	1	7,65
Ppo	1,462	2,529	51,77	0	1,29	6,47
Pha	1,414	2,445	54,22	2,32	4,32	6,82
Sse	1,367	2,365	56,58	2,14	5,18	2,96
Sst	1,259	2,177	58,76	1,46	0,809	3,88
Man	1,203	2,081	60,84	2,31	2,93	2,47
Tle	1,197	2,071	62,91	2,68	1,9	6,04
Syt	1,056	1,827	64,74	1,35	0,683	4,95
Ecr	0,9456	1,636	66,37	0,787	1,97	3,49
Ppu	0,7732	1,337	67,71	0,559	1,47	3,02
Shi	0,7518	1,301	69,01	0,75	1,4	2,88
Ppr	0,6761	1,17	70,18	0,913	2,27	1,16
Lla	0,6588	1,139	71,32	1,67	0,25	1,67
Ade	0,6016	1,041	72,36	0,862	0,25	2,22
Mam	0,5936	1,027	73,39	1,31	0,791	2,14
Ppa	0,5828	1,008	74,4	0	1,48	1,63
Mli	0,5774	0,9987	75,4	1,94	0,559	0,75
Goc	0,5731	0,9912	76,39	0,25	0,25	2,62
Cbl	0,5665	0,9799	77,37	2,11	0,433	0,354
Smi	0,5426	0,9386	78,31	2,15	0	0
Acy	0,4877	0,8437	79,15	0,5	1,05	1,39
Svo	0,4776	0,8262	79,98	0,5	1,31	1,38
Zbr	0,4607	0,797	80,77	1,24	0,25	1,77

A análise de redundância canônica (RDA), seguida do teste de significância dos eixos (Monte Carlo) não evidenciou associações significativas ($F_{ratio} = 1,38$; $p=0,08$) entre as variáveis ambientais retidas na PERMANOVA e a distribuição das espécies retidas na análise SIMPER.

Grau de distúrbio nas áreas de pesca

O comportamento das curvas de abundância e biomassa (Figura 2), aliado aos valores de W, indicam que as comunidades de peixes encontram-se sob moderadas perturbações. Os valores de W variaram de -0,07 a -0,007 em Barra do Sul, de -0,12 a 0,05 em Penha e de -0,08

a -0,02 em Porto Belo, não havendo diferenças significativas entre os índices das localidades ($F_{2-12} = 0,05$ e $p = 0,94$)

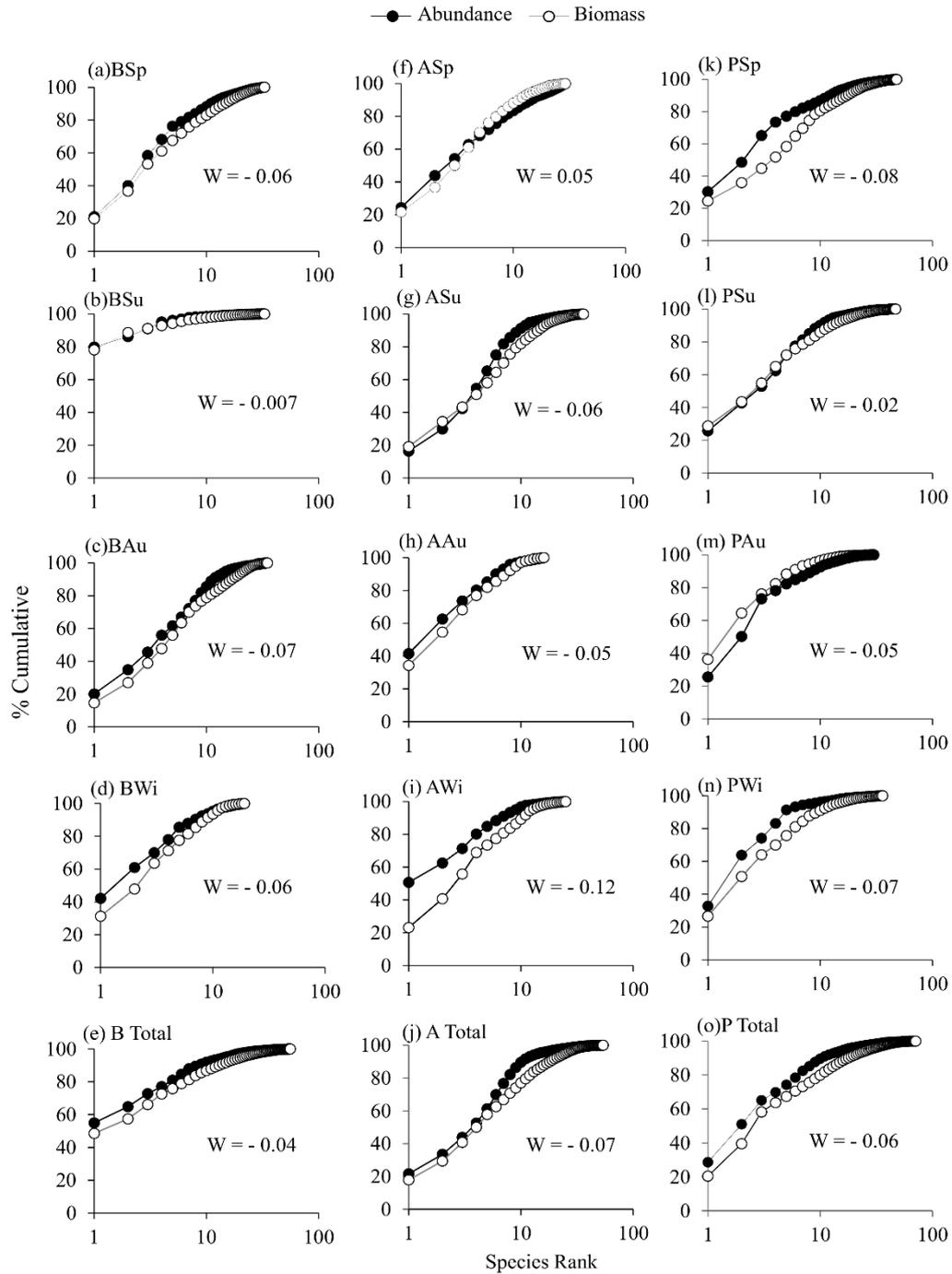


Figura 2 - Curvas de Abundância e Biomassa cumulativas (Curvas ABC) para as amostragens de primavera (Sp), verão (Su), Outono (Au) e Inverno (Wi) nas localidades de Barra do Sul (B; a-e), Penha – Penha (A; f-j) e Porto Belo (P; k-o). W: índice de distúrbio

Distribuição das abundâncias das espécies.

Os ranks em abundâncias das espécies em Barra do Sul (Figura 3) demonstraram maior aderência com os modelos: preemption, para as amostras de primavera (BSp) e outono (BAu); Zipf, para o verão (BSu); e lognormal, para o inverno (BWi). Considerando a abundância total, o modelo lognormal foi o melhor ajustado para a comunidade de Barra do Sul (B Total).

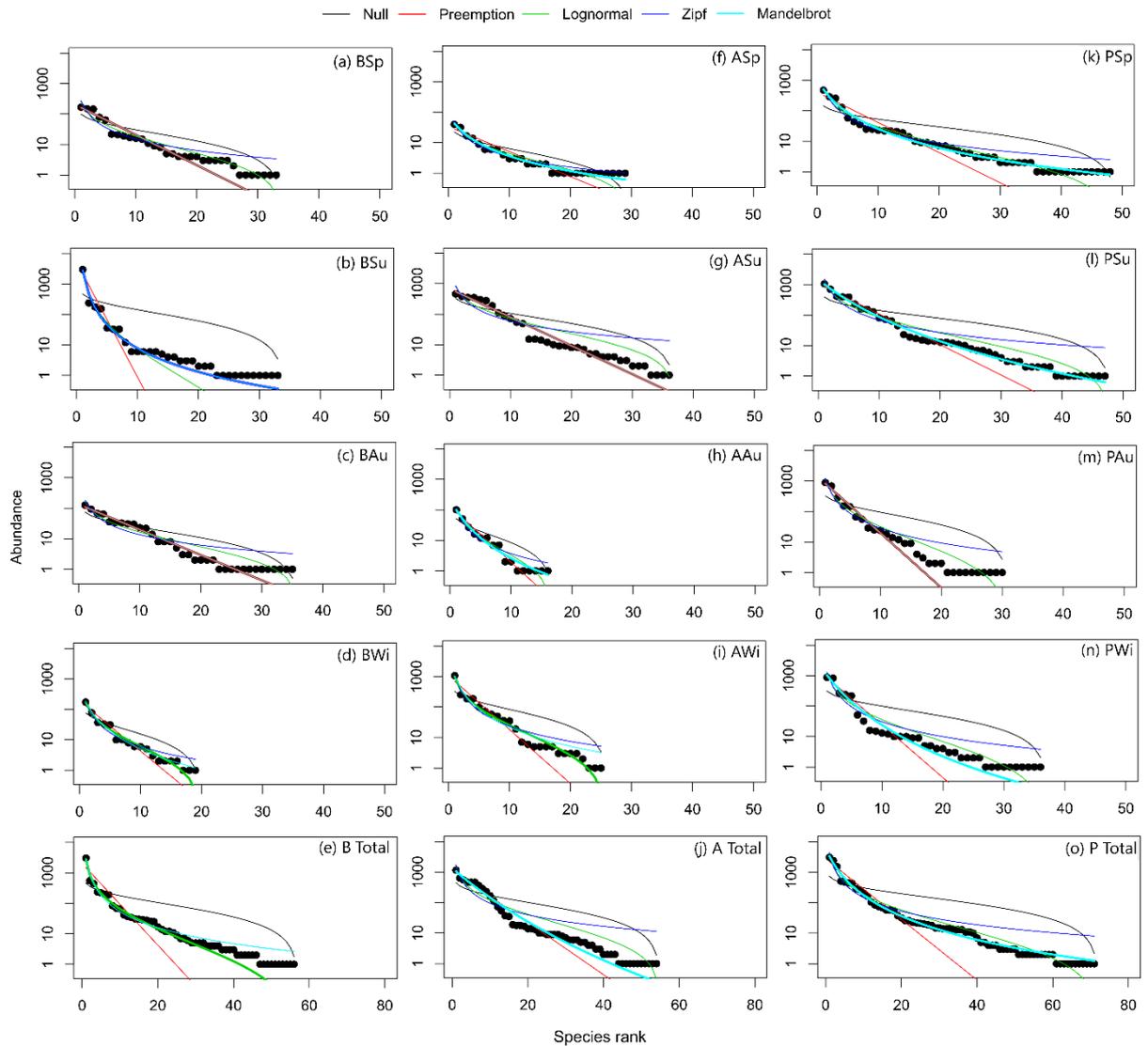


Figura 3 – Modelos de distribuição de abundâncias para as amostragens de primavera (Sp), verão (Su), Outono (Au) e Inverno (Wi) nas localidades de Barra do Sul (B; a - e), Penha – Penha (A; f - j) e Porto Belo (P; k - o). Valores dos critérios “Deviance”, “AIC” e “BIC” sumarizados na Tabela 5 (Material Suplementar – após “Referências”)

Já para a comunidade de Penha, o modelo Mandelbrot teve maior aderência com as amostras da primavera (ASp) e outono (AAu), enquanto que, o modelo preemption foi o que

melhor se ajustou para o verão (ASu) e o modelo lognormal para o inverno (AWi). Considerando a abundância total, o modelo Mandelbrot foi o melhor ajustado para a comunidade de Penha.

Porto Belo oscilou entre os modelos Mandelbrot, na primavera (PSp), verão (PSu) e inverno (PWi), e o preemption, no outono (PAu). De maneira geral, o modelo Mandelbrot teve melhor aderência para explicar a comunidade de Porto Belo.

Descritores da Diversidade

No que se refere aos descritores da diversidade (Tabela 4), a riqueza taxonômica variou, entre as amostragens, de 19 a 35 espécies em Barra do Sul, de 16 a 36, em Penha, e de 30 a 48, em Porto Belo. O índice de dominância variou de 0,10 a 0,64 em Barra do Sul, de 0,10 a 0,29 em Penha e de 0,13 a 0,23 em Porto Belo. Já o índice de Shannon, variou de 0,91 a 2,41 em Barra do Sul, de 1,80 a 2,56 em Penha e de 1,83 a 2,35 em Porto Belo. Com relação ao índice de equitabilidade (J'), a amplitude de variação foi de 0,25 a 0,74 em Barra do Sul, de 0,56 a 0,76 para Penha e 0,51 a 0,63 em Porto Belo.

Tabela 4 - Valores de riqueza (S), diversidade de Shannon (H'), equitabilidade (J'), dominância (D') e número de indivíduos (n) para as amostragens de primavera (Sp), verão (Su), Outono (Au) e Inverno (Wi) nas localidades de Barra do Sul (B), Penha – Penha (A) e Porto Belo (P).

	N	S	D	H'	J'
BSp	794	33	0,13	2,41	0,69
BSu	3736	33	0,64	0,91	0,25
BAu	633	35	0,10	2,63	0,74
BWi	410	19	0,23	1,91	0,65
B _{Total}	5573	56	0,32	1,90	0,47
ASp	164	29	0,12	2,56	0,76
ASu	2830	36	0,10	2,50	0,70
AAu	243	16	0,24	1,83	0,66
AWi	2122	25	0,29	1,80	0,56
A _{Total}	5359	54	0,10	2,58	0,65
PSp	1559	48	0,16	2,35	0,61
PSu	4143	47	0,13	2,44	0,63
Pau	2443	30	0,23	1,85	0,54
PWi	2659	36	0,23	1,83	0,51
P _{Total}	10804	71	0,16	2,35	0,55

Com base nos dados totais das métricas da diversidade, Porto Belo foi o ambiente de maior riqueza de espécies e números de indivíduos, enquanto em Penha obteve-se os menores valores para esses mesmos parâmetros. Por outro lado, em Penha foram registrados os maiores valores de diversidade (H') e equitabilidade (J'), sendo que os menores valores ocorreram em Barra do Sul. Por fim, Barra do Sul foi o ambiente de menor diversidade.

A análise de redundância canônica não evidenciou associações significativas entre as variáveis ambientais retidas na Permanova e as métricas da comunidade ($F_{\text{ratio}} = 7,291$ e $p = 0,16$).

DISCUSSÃO

Os resultados encontrados para os parâmetros aquáticos demonstraram padrões semelhantes entre os locais de estudo, indicando uma composição similar da massa de água no período amostrado e nos limites em que a pesca artesanal atua entre os municípios de Barra do Sul, Penha e Porto Belo, corroborando os estudos de Bernardes-Junior et al. (2011) e Sedrez et al. (2013) para a região. Segundo Pereira et al. (2009), os locais de estudos estão sob uma região de frentes oceanográficas, relacionadas ao aporte de pequenos rios que deságuam em todo o estado de Santa Catarina, as quais produzem uma água rica em nutrientes e material orgânico.

Contudo, nossos resultados apontam para uma variação na composição de sedimento, o qual vai desde uma característica mais arenosa em Barra do Sul, passando por silte arenoso em Penha e areno-silte-argiloso em Porto Belo. De acordo com Kenyon et al. (1995) e Rolemberg et al. (2016) áreas onde ocorrem as maiores porcentagens de silte e argila também são áreas de acúmulo de matéria orgânica, composto essencial para a manutenção da fauna bentônica e o que, provavelmente, reflete nos maiores valores de diversidade encontrados para Penha e Porto Belo. Esses locais de sedimentos finos e matéria orgânica elevada, geralmente, estão associados a ambientes de baixa hidrodinâmica, o que favorece o assentamento de larvas planctônicas (Jorgensen & Bemvenuti, 2001; Rolemberg et al., 2016), as quais servem de alimento para muitas espécies de peixes.

Com relação à composição, as espécies da família Scianidae foram dominantes em todas as amostragens, corroborando os estudos de Branco & Verani, 2006, Souza et al., 2008; Bernardes-Júnior et al., 2011; Cattani et al., 2011; Sedrez et al., 2013; Branco et al., 2015; Rodrigues – Filho et al., 2015). De acordo com esses autores a família Scianidae é a mais frequente e abundante nas capturas da pesca de arrasto de *X. kroyeri*, especialmente, nas regiões Sudeste e Sul, e estão entre as espécies de peixes demersais-bentônicas mais comuns no bycatch

camaroeiro. Dentre as espécies destacam-se os congêneres *Stellifer* spp (*S. rastrifer*, *S. stellifer* e *S. brasiliensis*), *Cynoscion jamaicensis*, *Isopisthus parvipinnis*, *Larimus breviceps*, *Micropogonias furnieri*, *Menticirrhus americanus*, *Paralanchurus brasiliensis*, as quais caracterizadas por um comportamento de desova no mar e uso facultativo (ou oportuno) do ambiente estuarino para reprodução e desenvolvimento (Fischer et al., 2011). Nesse contexto, os membros da família Scianidae parecem demonstrar um caráter mais generalista-oportunistas, os quais conseguem permanecer em abundância nas áreas de arrasto (Branco et al., 2005; Morasche et al., 2010; Sabinson et al., 2015).

Outras espécies de conduta semelhante e de contribuição significativa foram o peixe-espada *Trichiurus lepturus*, os linguados do gênero *Symphurus*, o bagre-sapo *Porichthys porosissimus*, a abrótea *Urophycis brasiliensis*, a cabrinha *Prionotus punctatus*, o gordinho *Peprilus paru* e o baiacu *Lagocephalus laevigatus*.

Os resultados gerados pelas curvas ABC indicam que as comunidades de peixes de todas as localidades encontram – se sob distúrbio moderados. Porém, a princípio, esses distúrbios podem alterar as relações de dominância entre as espécies de modo a diminuir as interações competitivas e, eventualmente, favorecer a diversidade nesses locais, corroborando os resultados encontrados por Blanchard et al. (2004), os quais utilizaram a mesma análise para a quantificação do distúrbio em áreas com diferentes graus de exploração na costa francesa.

Já os modelos de distribuição em abundância das espécies oscilaram entre os modelos Zipf, Mandelbrot e preemption entre as amostragens sazonais dos ambientes, indicando perturbações nas comunidades. O modelo preemption reflete comunidades pobres, sob condições extremas, onde cada espécie exaure mais da metade do nicho existente (Fávero et al., 2015). Já os modelos Zipf – Mandelbrot são interpretados como uma comunidade em processo de sucessão, no qual as espécies tardias têm maiores exigências quanto à qualidade ambiental, e por isso não se estabelecem em definitivo no ambiente (Frontier, 1985; Magurran, 2004).

Estudando mudanças na estrutura e função de teias alimentares em ecossistema marinho, Heat (2005) conclui que os efeitos diretos e indiretos da pesca podem causar o exaurimento das espécies demersais de peixes, o que possivelmente, explica a presença do modelo preemption em nossos resultados.

Entretanto, mesmo sob o efeito majoritário do modelo preemption, a comunidade de Barra do Sul reflete um modelo lognormal quando considerado os dados totais. O modelo lognormal representa um ambiente com alta diversidade de nichos ecológicos, heterogeneidade de habitats e diversidade de espécies (Krebs, 1999; Magurran, 2004).

Estudando comunidades bentônicas, Gray & Mirza (1979) chamam atenção para a cautela na interpretação do modelo lognormal em ambientes teoricamente perturbados, uma vez que intensos distúrbios acabam por reduzir e equilibrar a comunidade, resultando no ajuste a esse modelo. Desse modo temos uma comunidade que se enquadra à um modelo heterogêneo, porém de menor diversidade em relação à Penha e Porto Belo (modelo Mandelbrot), sugerindo que a remoção das espécies por meio da pesca implica na vacância de nichos, possibilitando a ocupação por outras espécies.

A composição diferenciada de Porto Belo, juntamente com a maior riqueza de espécies de peixes, números de indivíduos e a melhor composição do substrato, apontam para uma maior heterogeneidade e, possivelmente, melhor qualidade ambiental dessa área comparada a Barra do Sul. Em um segundo momento, a alta diversidade, equitabilidade e a baixa dominância encontrada em Penha, também nos dá indícios de melhores condições nessa área comparada com Barra do Sul. Contudo, a presença de modelos de pré esvaziamento (*preemption*) em algumas amostras, somado aos resultados das curvas ABC, demonstram que a ictiofauna nesses locais é constantemente estressada, causando efeitos negativos em sua estrutura. Por fim, Barra do Sul, dentre os ambientes, demonstrou ser o de menor diversidade, equitabilidade, maior dominância de poucas espécies de peixes, e a que mais vezes apresentou o modelo de distribuição *preemption*, características que, somadas à homogeneização do substrato, fazem dele um ambiente com piores condições para a ictiofauna local.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro, ao laboratório de Biologia do Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar da Universidade do Vale do Itajaí (CTTMar – UNIVALI – Itajaí – SC) e ao PPGERN – UFSCar pelo apoio fornecido.

REFERÊNCIAS

- Alverson, D.L.; Freeberg, M.H.; Pope, J.G., & Murawski, S.A. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. Roma, FAO, FAO Fisheries Technical Paper 339, 233p.
- APHA (1998) Standard Methods for the examination of water and waste water American Public Health Association. 874pp.
- Bernardes Júnior, J. J.; Rodrigues Filho, J. L.; Branco, J. O. & Verani, J.R. 2011. Spatiotemporal variations of the ichthyofauna structure accompanying the seabob shrimp

- Xiphopenaeus kroyeri* (Crustacea: Penaeidae) fishery, in important fisheries areas of the Santa Catarina shore, Brazil. *Zoologia* 28(2):151-164.
- Blanchard F, LeLoc'k F., Hily C. & Boucher J. 2004. Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France, *Marine Ecology Progress Series*, 2004, vol. 280: 249-260.
- Branco, J. O. 2005. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 22, n. 4, p. 1050-1062.
- Branco, J. O. 2005. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 22, n. 4, p. 1050-1062.
- Branco, J. O.; Verani, J. R. 2006. Análise quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, PR. 23 (2): 381-391.
- Camargo, M. G. 2016. SysGran: um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. *Revista Brasileira de Geociências*, 36(2), 371-378.
- Clarke, K. R. 1990. Comparisons of dominance curves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 138(1-2), 143-157.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecology*, 18(1), 117-143.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M., 1994. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Plymouth, United Kingdom: Plymouth Marine Laboratory, 144p.
- Clarke, K.R.; Chapman, M.G.; Somerfield, P.J., and Needham, H.R., 2006. Dispersion-based weighting of species counts in assemblage analyses. *Marine Ecology Progress Series*, 320, 11–27
- Connell J.H 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302–1310.
- Duplisea D., Blanchard, Fabian. 2005. Relating species and community dynamics in an heavily exploited marine fish community. *Ecosystems*, 8(8), 899-910.

- Freitas Jr, F.; Fracasso, H. A. A; Branco, J. O & Christoffersen, M. L. 2011. Ten-year variations in population structure of pink-shrimp in a southwestern Atlantic Bay affected by highway construction. *Brazilian Journal of Oceanography*, vol.59, n.4, pp. 377-390.
- Hall, S.J. 1999. *The effects of fishing on marine ecosystems and communities*. Blackwell Science, Oxford.
- Hammer, Ø., Harper D. A. T., Ryan, P.D. PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 pp.
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C. L., Hughes, K.M., Ellis, N., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Tessa M., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Suuronen, P., & Kaiser, M.J. 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(31), 8301-8306.
- Jennings S, Nicholson M.D, Dinmore T.A, Lancaster J.E. 2002. Effects of chronic trawling disturbance on the production of infaunal communities. *Mar Ecol Prog Ser* 243:251–260.
- Jorgensen, P. & Bemvenuti C.E. 2001. Cultivo intensivo de juvenis do camarão rosa *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) em cercados: avaliação experimental do sistema de engorda numa enseada estuarina da Lagoa dos Patos. *Atlântica*, Rio Grande, v. 23, p. 47-58, 2001.
- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. *FAO Fisheries Technical Paper No. 470*. FAO, Rome: 131 pp.
- Kenyon, R.A.; Loneragan, N.R.; Hughs, J.M. 1995. Habitat type and light affect sheltering behavior of juvenile tiger prawns (*Penaeus esculentus* Haswell) and success rates of their fish predators. *Journal of Experimental of Marine Biology and Ecology*, v. 192, p. 87-105.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998 *Numerical ecology*. *Developments in Environmental Modelling* 20. Elsevier Science, Amsterdam.
- Madrid-Vera, J., F. Amezcua & E. Morales-Bojórquez. 2007. An assessment approach to estimate biomass of fish communities from bycatch data in a tropical shrimp-trawl fishery. *Fisheries Research*. 83: 81-89.
- Magnússon, KG. 1995. An overview of the multispecies VPA -- theory and applications *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 5:195-212.

- Magurran, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Oxford, Blackwell Science, 256p.
- McGill, B. J., Etienne, R. S., Gray, J. S., Alonso, D., Anderson, M. J., Benecha, H. K., ... & Hurlbert, A. H. 2007. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology letters*, 10(10), 995-1015.
- Moscatello, S. e Belmonte, G. 2009 Egg banks in hypersaline lakes of South-East Europe. *Saline Systems*, 5(3):123-127.
- Oksanen, J., F.G. B., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, M., Wagner, H., 2010. *Vegan: Community Ecology Package*, *Vegan:Community Ecology Package*. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pereira, M., Schettini, C.A.F, & Omachi, C.Y. 2009. Caracterização de feições oceanográficas na plataforma de Santa Catarina através de imagens orbitais. *Revista Brasileira de Geofísica*, 27(1), 81-93. <https://dx.doi.org/10.1590/S0102-261X2009000100007>.
- Pezzuto, P. R., Alvarez-Perez, J. A., & Wahrlich, R. 2008. The use of the swept area method for assessing the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) biomass and removal rates based on artisanal fishery-derived data in southern Brazil: using depletion models to reduce uncertainty. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 36: 245–257.
- Pusceddu, A. Bianchelli S., Martín J., Puig P., Palanques A., Masqué P., Danovaro R..Chronic and intensive bottom trawling impairs deep-sea biodiversity and ecosystem functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 111, n. 24, p. 8861-8866, 2014.
- R Core Team (2016). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Rodrigues-Filho, J.L.; Branco, J.O.; Monteiro, H.S.; Verani, J.R.; & Barreiros, J.P. 2015. Seasonality of ichthyofauna bycatch in shrimp trawls from different depth strata in the southern Brazilian coast. *Journal of Coastal Research*, 31(2), 378–389.
- Sedrez, M. C.; Branco, J. O.; Freitas Júnior, F.; Monteiro, H. S. & Barbieri, E. 2013. Ictiofauna acompanhante na pesca artesanal do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no litoral sul do Brasil *Biota Neotropica*, Vol. 13, no. 1.
- Serafini, T. Z.; Andriguetto-Filho, J. M.; Pierri, N. 2014 Subsídios para a gestão compartilhada da pesca na baía da Babitonga (SC, Brasil). *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 18 (1): 99-111.

Ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, Microcomputer Power, 500p.

Univali. 2015. Projeto de caracterização socioeconômica da atividade de pesca e aquicultura – PCSPA. Relatório; BR 04042006/14 Itajaí, Santa Catarina: Petrobrás.

Warwick R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* 92:557–562.

Zar, J. H. 2010. *Biostatistical Analysis*. 5th Edition. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, 944 pp.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 5 Valores da estimativa de probabilidade máxima resultante dos critérios de informação de Akaike (AIC), Bayesian (BIC) e Deviance, para as amostragens de primavera (Sp), Verão (Su), outono (Au) e Inverno (Wi) da ictiofauna de Barra do sul (B), Penha (A) e Porto Belo (P). Em negrito, modelo significativo para cada amostragem

Barra do Sul				Penha				Porto Belo			
BSp	Deviance	AIC	BIC	ASp	Deviance	AIC	BIC	PSp	Deviance	AIC	BIC
Null	415.67	540.817	540.817	Null	48.8922	132.6236	132.6236	Null	1540.691	1717.487	1717.487
Preemption	94.014	221.161	222.658	Preemption	26.2897	112.021	113.3883	Preemption	406.213	585.01	586.881
Lognormal	131.603	260.751	263.744	Lognormal	12.9349	100.6662	103.4008	Lognormal	156.673	337.47	341.212
Zipf	198.089	327.237	330.23	Zipf	10.6462	98.3776	101.1121	Zipf	218.798	399.595	403.337
Mandelbrot	94.012	225.16	229.649	Mandelbrot	3.4791	93.2105	97.3124	Mandelbrot	70.356	253.153	258.766
BSu	Deviance	AIC	BIC	ASu	Deviance	AIC	BIC	PSu	Deviance	AIC	BIC
Null	9737.45	9856.06	9856.06	Null	1518.77	1683	1683	Null	3465.17	3669.25	3669.25
Preemption	1971	2091.6	2093.1	Preemption	173.17	339.39	340.97	Preemption	269.65	475.73	477.58
Lognormal	316.34	438.95	441.94	Lognormal	815.89	984.12	987.28	Lognormal	504.21	712.29	715.99
Zipf	232.26	354.87	357.86	Zipf	1322.97	1491.19	1494.36	Zipf	1008.32	1216.4	1220.1
Mandelbrot	232.26	356.87	361.36	Mandelbrot	173.17	343.39	348.14	Mandelbrot	92.51	302.59	308.14
BAu	Deviance	AIC	BIC	AAu	Deviance	AIC	BIC	PAu	Deviance	AIC	BIC
Null	215.619	339.556	339.556	Null	93.475	148.9793	148.9793	Null	2583.74	2704.88	2704.88
Preemption	26.638	152.575	154.13	Preemption	16.4289	73.9332	74.7058	Preemption	205.8	328.94	330.34
Lognormal	73.232	201.169	204.279	Lognormal	8.4341	67.9384	69.4835	Lognormal	322.87	448.01	450.81
Zipf	151.762	279.699	282.809	Zipf	17.1311	76.6354	78.1806	Zipf	485.17	610.31	613.11
Mandelbrot	26.637	156.574	161.24	Mandelbrot	5.281	66.7853	69.1031	Mandelbrot	205.8	332.94	337.14
BWi	Deviance	AIC	BIC	AWi	Deviance	AIC	BIC	PWi	Deviance	AIC	BIC
Null	192.713	264.454	264.454	Null	1913.164	2025.303	2025.303	Null	3559	3697.68	3697.68
Preemption	47.302	121.042	121.987	Preemption	448.388	562.527	563.746	Preemption	482.04	622.72	624.31
Lognormal	12.541	88.281	90.17	Lognormal	88.601	204.74	207.177	Lognormal	700.27	842.95	846.11
Zipf	23.532	99.272	101.161	Zipf	176.67	292.81	295.247	Zipf	857.64	1000.32	1003.49
Mandelbrot	10.838	88.578	91.411	Mandelbrot	154.097	272.236	275.892	Mandelbrot	280.89	425.57	430.32
Btotal	Deviance	AIC	BIC	ATotal	Deviance	AIC	BIC	PTotal	Deviance	AIC	BIC
Null	10186.1	10418.73	10418.73	Null	4551.89	4787.58	4787.58	Null	15817.9	16132.49	16132.49
Preemption	3252.97	3487.6	3489.62	Preemption	397.26	634.95	636.94	Preemption	2574.04	2890.63	2892.89
Lognormal	282.43	519.06	523.11	Lognormal	1235.55	1475.24	1479.22	Lognormal	1313.47	1632.06	1636.59
Zipf	310.41	547.04	551.09	Zipf	2125.69	2365.38	2369.36	Zipf	2074.82	2393.41	2397.93
Mandelbrot	310.41	549.04	555.11	Mandelbrot	325.34	567.02	572.99	Mandelbrot	425.65	746.24	753.03

CAPÍTULO III - Quais são os componentes que moldam a betadiversidade nas assembleias de peixes e invertebrados em ambientes marinhos subtropicais?

RESUMO

A betadiversidade é um termo amplamente utilizado para descrever mudanças na composição e pode ser atribuída a dois fenômenos opostos, o aninhamento e o turnover de espécies. Conhecer em quais desses dois padrões as assembleias estão organizadas é de extrema importância quando o objetivo é a conservação das espécies, uma vez que ambos necessitam de diferentes estratégias para tal finalidade. O arrasto camaroeiro é uma modalidade de pesca que exerce impactos negativos na biota marinha, como remoção de espécies e destruição de habitats. Portanto, com o objetivo de se avaliar em qual dos modelos as assembleias de peixes e invertebrados marinhos do litoral sul catarinense estão organizadas (aninhamento ou turnover), três tradicionais áreas de atuação da pesca de arrasto foram estudadas. Os resultados revelaram que a diversidade beta global é relativamente mais alta para peixes do que invertebrados. Já o Turnover espacial contribuiu predominantemente para a diversidade beta em ambos os grupos. A diversidade beta aumentou significativamente com o aumento da profundidade para ambas as assembleias, porém somente o componente de Turnover da ictiofauna foi significativo para a profundidade. A dominância do componente de turnover espacial sugere que todas as áreas amostradas apresentam um alto valor conservacionista e devem ser priorizadas para tal finalidade.

ABSTRACT

Betadiversity is a term widely used to describe changes in composition and can be attributed to two opposing phenomena, nesting and species turnover. Knowing in which of these two patterns the communities are organized is extremely important when the goal is the conservation of species, since both phenomena require different strategies for this purpose. Shrimp trawling is a form of fishing that has negative impacts on marine biota, such as species removal and habitat destruction. Therefore, in order to evaluate in which of the models the marine fish and invertebrate communities of Santa Catarina's south coast are organized (nesting or turnover), three traditional fishing areas were studied. The results revealed that global beta diversity is relatively higher for fish than for invertebrates. The spatial Turnover, however, contributed predominantly to beta diversity in both groups. The beta diversity increased significantly with the depth increase for both communities, but only the Turnover component of ichthyofauna was significant for depth. The dominance of the spatial turnover component suggests that all areas sampled have a high conservation value and should be prioritized for this purpose.

INTRODUÇÃO

A betadiversidade é um termo amplamente utilizado para descrever mudanças na composição das espécies em diferentes locais, sendo essa abordagem uma importante ferramenta para se descrever os padrões que organizam as assembleias (Whittaker, 1972; Si et al., 2015). Nesse sentido, essa variação pode ser uma resposta atribuída a dois fenômenos distintos: o aninhamento, que é caracterizado pela perda de espécies, e o Turnover, que se manifesta como uma substituição de espécies entre os locais (Baselga, 2010).

O aninhamento ocorre quando as espécies de um local de menor riqueza taxonômica são subconjuntos das biotas de locais mais ricos (Wright & Reeves, 1992; Ulrich & Gotelli, 2007), refletindo um processo não aleatório de perda de espécies, como consequência de qualquer fator que promova a fragmentação ordenada das assembleias (Gaston & Blackburn, 2000; Baselga, 2010). Por outro lado, o turnover espacial implica na substituição de algumas espécies por outras, o que pode ser o resultado de processos relacionados à diferentes nichos e/ou características dispersivas (Si et al., 2015)

Recentemente, uma métrica proposta por Baselga (2010), a qual particiona a beta diversidade em componentes de aninhamento e turnover, tem sido utilizada para a detecção desses padrões e já foram utilizadas em estudos envolvendo assembleias de aves, lagartos, fitoplâncton, besouros e outros invertebrados (Baselga, 2008; Angeler, 2013; Si et al., 2015). Nesses casos, as variações desses componentes podem estar relacionadas, ao isolamento e riqueza de habitats, à distância geográfica entre áreas e às diferenças da capacidade dispersiva das espécies (Si et al., 2015).

A distinção desses dois componentes é essencial quando se deseja implementar ações que visem a conservação das espécies, pois eles demandam medidas opostas para tal finalidade. Essas medidas vão desde a priorização de alguns locais onde a riqueza taxonômica é maior, como no caso de aninhamento, ou a conservação de vários locais diferentes, não necessariamente ricos, quando o turnover de espécies é identificado. (Wright & Reeves, 1992; Baselga, 2010).

Uma das preocupações centrais inerentes à conservação das espécies é a perda de habitats, as quais estão associadas, principalmente, pela pressão das atividades antrópicas frente aos recursos naturais (Piratelli & Francisco, 2013). Dentre essas atividades, a atuação intensiva das frotas pesqueiras é reconhecida como causadoras de impactos negativos em ecossistemas aquáticos. O arrasto de fundo, por exemplo, é uma modalidade de pesca que causa perturbações

nos habitats de fundos marinhos e nas assembleias que dependem desses locais para sobrevivência (Blanchard et al, 2004). Entre esses impactos estão as alterações físicas significativas no substrato (e.g. raspagem do fundo e ressuspensão de sedimentos), os quais interferem direta e indiretamente na composição das comunidades bentônicas, nos processos de transferência de matéria e energia nos ecossistemas costeiros (Bellido et al., 2011; Pusceddu et al., 2014; Keledjian et al., 2014), contribuindo para a destruição de habitats e um possível isolamento das espécies.

No litoral centro-norte do estado de Santa Catarina (região sul do Brasil), existem diversas localidades que dependem historicamente dessa modalidade de pesca, sendo os camarões um dos principais recursos explorados pelas comunidades pesqueiras (Pezzuto et al. 2008; Branco et al. 2013; Serafini et al., 2014). Esta pescaria, considerada de pequena escala, ocorre, geralmente, abaixo dos 20 metros de profundidade, é realizada intensamente ao longo do litoral e possui uma elevada importância social e econômica para muitas comunidades costeiras (Graça-Lopes et al. 2007; Branco et al. 2013, Koelling & Ávila-da-Silva, 2014).

Essas áreas são caracterizadas pela elevada riqueza de espécies, alta abundância de indivíduos jovens e que, mesmo com condições oceanográficas similares, a composição das capturas varia consideravelmente ao longo dos sítios de pesca (Bernardes-Junior et al. 2011; Branco et al. 2015; Barrilli et al., 2018). Nesse sentido, existe uma clara demanda por se entender como ocorre a estruturação das espécies nas áreas de incidência das pescas. Nossa hipótese inicial é de que devido às características dispersivas (maior em peixes), os componentes resultantes da beta diversidade diferem entre as duas assembleias.

Portanto, com o objetivo de se avaliar em qual dos modelos as assembleias de peixes e invertebrados marinhos do litoral sul catarinense estão organizadas (aninhamento ou turnover), três tradicionais áreas de atuação da pesca de arrasto foram estudadas. Dados da composição das espécies nessas áreas foram utilizadas para: 1 – Detectar diferenças na beta diversidade e seus componentes entre a assembleia de peixes e invertebrados marinhos; 2 – Avaliar qual componente (Aninhamento ou turnover) contribuir mais para a dissimilaridade entre as assembleias; 3 – Relacionar a beta diversidade e seus componentes com atributos das áreas de pesca (distância geográfica e profundidade) e 4 - Determinar quais seriam as potenciais estratégias de conservação para a biodiversidade nas áreas associadas à pesca de arrasto.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo está localizada no litoral centro-norte do estado de Santa Catarina, abrangendo os limites dos municípios Balneário Barra do Sul, Penha (Armação Itapocoroy) e Porto Belo (Figura 1), em pontos onde a pesca artesanal é bastante significativa, tanto em ambiente marinho como em áreas estuarinas, principalmente pela abundância do camarão *Xyphopenaeus kroyeri* como recurso pesqueiro (Branco, 2005).

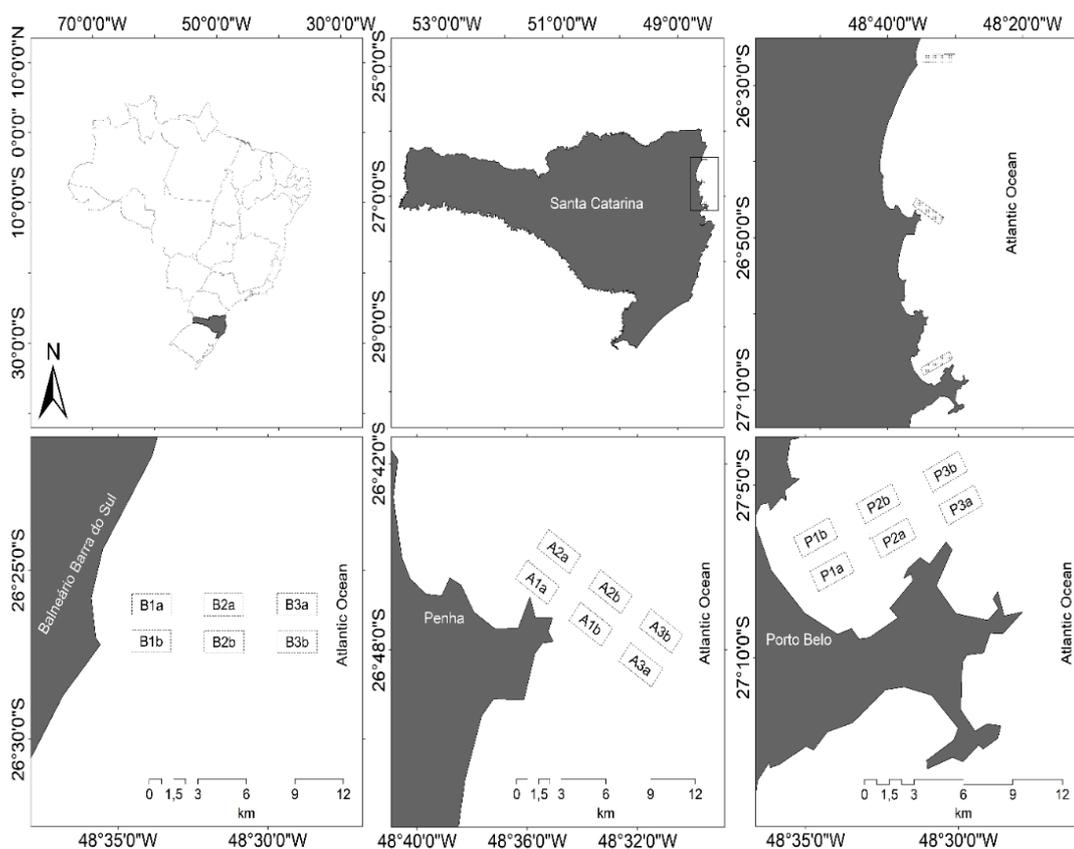


Figura 1 – Locais de estudados e áreas amostradas. Legenda. Localidades, B – Barra do Sul, A – Penha, P – Porto Belo; Profundidades, 1 – 10 metros, 2 – 20 metros e 3 – 25 metros; Áreas de arrasto – “a” e “b”

Arrastos experimentais foram realizados nas áreas de atuação da pesca artesanal do camarão sete-barbas trimestralmente, em réplicas de 30 minutos, nas isóbatas de 10 (1a e 1b), 20 (2a 2b) e 25 (3a e 3b) metros de cada localidade. Os arrastos compreenderam o período de Novembro 2009 a Outubro 2010, os quais foram executados através de uma embarcação (baleeira) equipada com portas de arrasto duplo, com rede de malha de 3,0 cm e 2,0 no ensacador, a uma velocidade média de 2,0 nós e sob o registro de licença do SISBIO n° 324642.

As amostras de fauna foram conservadas em caixas térmicas com gelo, transportadas até laboratório de biologia do Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar (Univali – Itajaí – SC), onde foram triadas e identificadas com auxílio de literatura especializada.

Análise de dados

Aninhamento

O aninhamento das assembleias de peixes e invertebrados foi estimada através usando a métrica NODF (*Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Filling*) descrita em Almeida-Neto et al., 2008. O índice NODF foi calculado através do pacote “vegan” (Oksanen et al., 2013) do software R v3.2.2, (R Development Core Team, 2016), o qual mede o grau de preenchimento e ordenamento da matriz, sendo as linhas e colunas representadas pelos pontos amostrais e as espécies, respectivamente. Quanto mais próximo de 100 é o valor da média de NODF estimado, maior é o aninhamento.

Para testar se o grau de aninhamento observado é maior do que aquele que seria obtido ao acaso foram gerados 999 valores aleatórios de aninhamento, utilizando o modelo nulo fixo-fixo ou swap, que é calculado pelo programa R (R Development Core Team, 2016). Este modelo nulo aleatoriza as ocorrências das espécies de forma que, em média, os totais marginais obtidos para as linhas e colunas da matriz sejam mantidos (Connor & Simberloff 1979, Gotelli 2000). Desta forma, os pontos com maior riqueza terão maior probabilidade de abrigar muitas espécies e, as mais frequentes, terão maior probabilidade de ocorrência. Este é o modelo nulo mais conservador para testar aninhamento, já que preserva as probabilidades diferenciais de ocorrência de associações entre linhas e colunas, de acordo com os seus totais marginais (Almeida-Neto et al., 2008).

Partição da diversidade beta

A diversidade beta foi particionada em dois componentes separados resultante da dissimilaridade entre os sítios de coleta, segundo metodologia descrita em Baselga (2010). Especificamente, este método divide a dissimilaridade de Sørensen entre as assembleias (β_{sor}) em dois componentes aditivos, os quais são responsáveis pelo turnover espacial de espécies (β_{sim}) e dissimilaridades resultantes de aninhamento (β_{sne}). O índice de dissimilaridade de Simpson (β_{sim}) descreve a rotatividade de espécies sem a influência dos gradientes de riqueza (McKnight et al., 2007; Si et al., 2015). Como β_{sor} e β_{sim} são iguais na ausência de

aninhamento, sua diferença é uma medida líquida do componente resultante da subtração da diversidade beta, de modo que $\beta_{sne} = \beta_{sor} - \beta_{sim}$ (Baselga, 2010).

Para a comparar a dissimilaridade computadas entre as assembleias de peixes e invertebrados marinhos foi realizado um procedimento de reamostragem tomando 100 amostras aleatórias de 18 inventários, para cada assembleia, e calculado os valores médios das dissimilaridades (Baselga, 2012; Si et al., 2015). Em seguida, foi obtida a proporção do componente resultante de aninhamento para se avaliar a contribuição relativa para a diversidade beta global: $\beta_{ratio} = \beta_{SNE}/\beta_{SOR}$. Assim, $\beta_{ratio} < 0.50$ indica que a diversidade beta é determinada predominantemente pela renovação de espécies (Turnover) e, $\beta_{ratio} > 0.50$, indica que o aninhamento é o componente dominante (Dobrovolski et al. 2012; Si et al., 2015). O cálculo da diversidade beta e seus componentes foi gerado no software R (R Development Core Team, 2016), utilizando o pacote estatístico *betapart* (Baselga & Orme, 2012)

Uma regressão linear foi executada com a finalidade de se encontrar relações significativas entre a beta diversidade e seus componentes, com distância geográfica e as respectivas profundidades entre as áreas. Para contornar a autocorrelação espacial das análises, utilizamos o teste parcial de mantel (9999 permutações) para estimar os valores de “p” e os coeficientes de correlação de pearson (r) (Legendre & Legendre 2012; Si et al., 2015). Dessa forma, os valores dos slopes (a), o intercepto (b), coeficiente de Pearson (r) e a significância ($p < 0.05$) gerados com auxílio do pacote estatístico PAST versão 3.18.

RESULTADOS

Composição de espécies

No total 41 espécies de invertebrados marinhos (Tabela 1) foram sumarizadas entre as 18 áreas, com a riqueza taxonômica variando de 5 a 25 espécies (Coeficiente de variação = 33.08%). Já para a assembleia de peixes marinhos (Tabela 2), um total 87 espécies de espécies foram identificadas entre as 18 áreas, com a riqueza taxonômica variando de 12 a 40 espécies (Coeficiente de variação = 31.08%).

Tabela 1 – Ocorrência das espécies e riqueza taxonômica (S) de invertebrados marinhos entres as localidades. Legenda. Localidades, B – Barra do Sul, A – Penha, P – Porto Belo; Profundidades, 1 – 10 metros, 2 – 20 metros e 3 – 25 metros; Áreas de arrasto – “a” e “b”.

Espécies	BARRA DO SUL						PENHA						PORTO BELO					
	B1a	B1b	B2a	B2b	B3a	B3b	A1a	A1b	A2a	A2b	A3a	A3b	P1a	P1b	P2a	P2b	P3a	P3b
<i>Renila muelleri</i> Kölliker, 1872	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Rhizostoma</i> sp													x					
<i>Chiropsalmus quadrumanus</i> (Müller, 1859)	x	x	x	x										x	x	x		
<i>Lychnorttiza lucerna</i> Haeckel, 1880	x																	
<i>Chrysaora lactea</i> Eschscholtz, 1829	x																	
<i>Olindias sambaquiensis</i> Muller, 1861	x				x													
<i>Buccinanops gradatum</i> (Deshayes, 1844)	x	x					x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Olivancillaria urceus</i> (Röding, 1798)	x	x	x				x	x	x	x	x	x			x			
<i>Lolliguncula brevis</i> (Brainville, 1823)	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Loligo sanpaulensis</i> (Brakoniecki, 1984)			x				x	x	x	x	x	x				x	x	x
<i>Loligo plei</i> (Blainville, 1823)			x	x	x		x				x	x					x	x
<i>Porcellana sayana</i> (Leach, 1820)										x	x				x			
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i> (Heller, 1862)	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		
<i>Farfantepenaeus brasiliensis</i> (Latreille, 1817)				x			x			x			x	x	x	x	x	x
<i>Litopenaeus schmitti</i> (Burkenroad, 1936)	x		x										x	x	x	x		x
<i>Rimapenaeus constrictus</i> (Stimpson, 1871)														x			x	x
<i>Artemesia longinaris</i> Bate, 1888)		x	x				x	x					x	x	x	x	x	x
<i>Exhippolysmata oploforoides</i> (Holthuis, 1948)	x	x					x	x							x			x
<i>Acetes americanus</i> (Ortmann, 1893)							x								x	x		
<i>Pleoticus muelleri</i> (Bate, 1888)	x	x	x				x	x					x		x	x	x	x
<i>Sicyonia dorsalis</i> (Kingsley, 1878)		x	x				x		x	x			x	x	x	x	x	x
<i>Loxopagurus loxochelis</i> (Moreira, 1901)			x						x						x	x		
<i>Dardanus insignis</i> (de Saussure, 1858)			x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x
<i>Dardanus venosus</i> (H. Milne Edwards, 1848)							x	x			x				x			
<i>Alpheus</i> sp		x					x					x	x					
<i>Squilla empusa</i>							x											
<i>Hepatus pudibundus</i> (Herbst, 1785)	x	x	x	x			x	x	x	x	x		x	x	x	x		x
<i>Persephona mediterranea</i> (Herbst, 1794)			x			x	x		x	x			x	x	x	x		
<i>Persephona punctata</i> (Linnaeus, 1758)	x						x		x	x				x		x		
<i>Persephona lichtensteinii</i> Leach, 1817							x						x	x	x	x		x
<i>Libinia spinosa</i> (H. Milne Edwards, 1834)							x						x				x	x

Continuação Tabela 1

Espécies	BARRA DO SUL						PENHA						PORTO BELO					
	B1a	B1b	B2a	B2b	B3a	B3b	A1a	A1b	A2a	A2b	A3a	A3b	P1a	P1b	P2a	P2b	P3a	P3b
<i>Callinectes danae</i> (Smith, 1869)	x				x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Callinectes ornatus</i> (Ordway, 1863)	x	x	x	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Callinectes sapidus</i> Rathbun, 1896																		x
<i>Portunus spinicarpus</i> (Stimpson, 1871)										x		x				x	x	x
<i>Portunus spinimanus</i> (Latreille, 1819)			x		x			x	x				x	x		x	x	x
<i>Arenaeus cribarius</i> (Lamarck, 1818)	x	x	x								x			x				
<i>Arbacia punctulata</i> (Lamarck, 1816)														x				
<i>Astropecten marginatus</i> (Gray, 1840)	x						x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Astropecten brasiliensis</i> Mull & Troschel, 1842																	x	x
<i>Luidia senegalensis</i> (Lamarck, 1816)								x		x			x					
Total	18	14	18	7	9	5	25	17	16	17	14	13	21	19	23	23	18	20

Tabela 2 – Ocorrência das espécies e riqueza taxonômica (S) de peixes marinhos entres as localidades. Legenda. Localidades, B – Barra do Sul, A – Penha, P – Porto Belo; Profundidades, 1 – 10 metros, 2 – 20 metros e 3 – 25 metros; Áreas de arrasto – “a” e “b”.

Espécies	BARRA DO SUL						PENHA						PORTO BELO					
	B1a	B1b	B2a	B2b	B3a	B3b	A1a	A1b	A2a	A2b	A3a	A3b	P1a	P1b	P2a	P2b	P3a	P3b
<i>Paralanchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar, 1919)	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	x	x	x	x		x	x	x	x			x	x	x	x		x	
<i>Cynoscion jamaiscensis</i> (Vaillant & Boccourt, 1883)	x	x	x	x			x	x	x	x			x	x	x	x	x	x
<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	x	x	x	x			x	x	x			x	x	x	x	x	x	x
<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	x	x	x	x			x	x	x	x			x	x	x	x	x	x
<i>Trichiurus lepturus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x		x	x	x	x				x	x	x	x		x
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)		x	x			x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	x	x	x	x			x	x	x	x			x	x	x	x		x
<i>Larimus breviceps</i> (Cuvier, 1830)	x	x	x	x			x	x	x	x			x	x		x	x	x
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	x		x	x	x		x		x	x			x	x	x	x	x	x
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	x	x	x		x		x	x	x		x		x	x	x	x		
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)		x	x			x			x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Stellifer spp.</i>	x	x	x			x	x	x	x	x			x	x	x			
<i>Etropus crossotus</i> (Jordan & Gilbert, 1882)			x	x					x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	x	x	x		x			x					x	x	x		x	x
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)		x	x	x					x				x	x	x	x	x	x
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)			x					x	x		x	x	x		x	x	x	x
<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1860)	x		x	x	x				x	x		x		x				x
<i>Sphoeroides greeleyi</i> (Gilbert, 1900)			x	x	x	x			x	x		x					x	x
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)					x	x				x	x	x	x	x			x	x
<i>Porichthys porosissimus</i> (Cuvier, 1829)								x	x	x		x	x		x	x	x	x
<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	x	x	x				x					x	x		x		x	
<i>Syacium papillosum</i> (Linnaeus, 1758)			x	x	x	x		x			x	x						x
<i>Urophycis brasiliensis</i> (Kaup, 1858)			x				x		x				x		x	x	x	x

Continuação Tabela 2

Espécies	BARRA DO SUL						PENHA						PORTO BELO					
	B1a	B1b	B2a	B2b	B3a	B3b	A1a	A1b	A2a	A2b	A3a	A3b	P1a	P1b	P2a	P2b	P3a	P3b
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	x	x					x	x	x				x	x				
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)			x	x						x				x		x	x	x
<i>Pomadasys corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)			x						x			x	x	x	x		x	
<i>Gymnothorax ocellatus</i> (Agassiz, 1831)			x									x	x		x	x	x	x
<i>Zapteryx brevirostris</i> (Müller & Henle, 1841)			x	x		x					x			x	x			
<i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1991)							x	x	x	x						x		x
<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède, 1803)							x	x						x	x	x	x	
<i>Cylichthys spinosus</i> (Linnaeus, 1758)			x					x			x	x			x		x	
<i>Atlantoraja cyclophora</i> Regan 1903									x			x				x	x	x
<i>Citharichthys macrops</i> Dresel, 1885		x	x	x	x	x												
<i>Achirus declivis</i> (Chabanaud, 1940)	x		x				x						x	x				
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)			x		x								x	x		x		
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)			x										x	x	x	x		
<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	x	x						x					x	x				
<i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnau, 1855)		x					x	x									x	
<i>Conger orbignyanus</i> (Valenciennes, 1837)			x												x		x	x
<i>Rioraja agassizi</i> Müller & Henle, 1841					x	x											x	x
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758).									x	x			x	x				
<i>Pseudopercis semifasciata</i> (Cuvier, 1829)														x		x	x	x
<i>Chirocentrodon bleekermanus</i> (Poey, 1867)	x		x														x	
<i>Citharichthys spilopterus</i> (Günther, 1862)			x														x	x
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)			x	x								x						
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Agassiz, 1829)			x										x		x			
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)			x	x										x				
<i>Syacium micrurum</i> Ranzani, 1842				x	x	x												
<i>Trachinocephalus myops</i> (Forster, 1801)					x	x											x	

Continuação Tabela 2

Espécies	BARRA DO SUL						PENHA						PORTO BELO						
	B1a	B1b	B2a	B2b	B3a	B3b	A1a	A1b	A2a	A2b	A3a	A3b	P1a	P1b	P2a	P2b	P3a	P3b	
<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)					x	x												x	
<i>Dules auriga</i> (Cuvier, 1829)													x					x	x
<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)														x	x			x	
<i>Paralichthys patagonicus</i> Jordan, 1890										x								x	x
<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	x																		
<i>Harengula clupeiola</i> (Cuvier, 1829)							x	x											
<i>Genidens genidens</i> (Valenciennes, 1829)							x							x					
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)				x										x					
<i>Cyclopsetta chittendeni</i> Bean, 1895																		x	x
<i>Cyclopsetta decussata</i> Gunter, 1946																		x	x
<i>Etropus longimanus</i> Norman, 1933													x						x
<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)																	x		x
<i>Rhinoptera bonasus</i> (Mitchill, 1815)																		x	
<i>Raneta fluminensis</i> (Ribeiro, 1903)														x					
<i>Ophidion holbrookii</i> (Putnam, 1874)				x															
<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindacher, 1879)																		x	
<i>Arius spixii</i> (Agassiz, 1829)																x			
<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (Linnaeus, 1758)		x																	
<i>Rypticus randalli</i> Courtenay, 1967				x															
<i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus, 1766)						x													
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)																		x	
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)														x					
<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)																			x
<i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard, 1855)																			x
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)																		x	
<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830).	x																		

Continuação Tabela 2

Espécies	BARRA DO SUL						PENHA						PORTO BELO					
	B1a	B1b	B2a	B2b	B3a	B3b	A1a	A1b	A2a	A2b	A3a	A3b	P1a	P1b	P2a	P2b	P3a	P3b
<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)												x						
<i>Gymnachirus nudus</i> Kaup 1858												x						
<i>Balistes capriscus</i> Gmelin, 1789						x												
<i>Fistularia petimba</i> Lacepède, 1803																		x
<i>Scorpaena isthmensis</i> (Meeke & Hildebrand, 1928)													x					
<i>Scorpaena plumieri</i> Bloch, 1789											x							
<i>Chaetodipteros faber</i> (Broussonet, 1782)														x				
<i>Synodus intermedius</i> (Spix & Agassiz, 1829)					x													
<i>Xyrichtys novacula</i> (Linnaeus, 1758)					x													
<i>Mullus argentinae</i> (Hubbs & Marini, 1935)										x								
TOTAL	21	20	40	22	17	18	21	23	22	26	12	23	35	34	27	28	39	36

Aninhamento

O valor observado para a métrica de aninhamento –NODF (Tabela 3) para a assembleia de invertebrados marinhos (Nobs = 61,14) não resultou em diferenças significativas quando comparado ao valor teoricamente esperado (Nesp = 61,59, Z-value = -0,56, p= 0,61). Já para a assembleia de peixes, o valor observado (Nobs = 44,89) foi significativamente menor que o esperado (Nesp = 46,17, Z-value = 2,29, p = 0,01). Esse resultado indica que a assembleia de peixes se encontra significativamente anti-aninhada e a assembleia de invertebrados não mais aninhada que esperada ao acaso.

Tabela 3 – Resultado da análise de aninhamento utilizando a métrica NODF (N) para as assembleias de invertebrados e peixes marinhos das áreas de pesca de arrasto. Modelo nulo gerado com 1000 randomizações. Legenda: N obs – valor de NODF observado; N esp – Valor de NODF esperado (desvio padrão); p – valor da probabilidade gerado pelo teste Monte Carlo.

Assembleias	N obs	N exp	Matrix Fill	Z-value	P
Invertebrados	61,14	61,59 ± 1.49	40.24%	-0.56	0.61
Peixes	44,89	46,17 ± 1.01	29.63%	-2.30	0.01*

Dissimilaridade entre as áreas amostradas

No geral os pontos de maior valor da beta diversidade (β_{SOR}) e o componente de aninhamento (β_{SNE}) estão entre os grupos de menor riqueza de espécies de Barra do Sul (B2b, B3a e B3b) e as demais áreas (Figura 2). Já o componente de Turnover (β_{SIM}) é maior entre os grupos de Porto Belo (P3a e P3b) quando comparado com as demais áreas de amostragem.

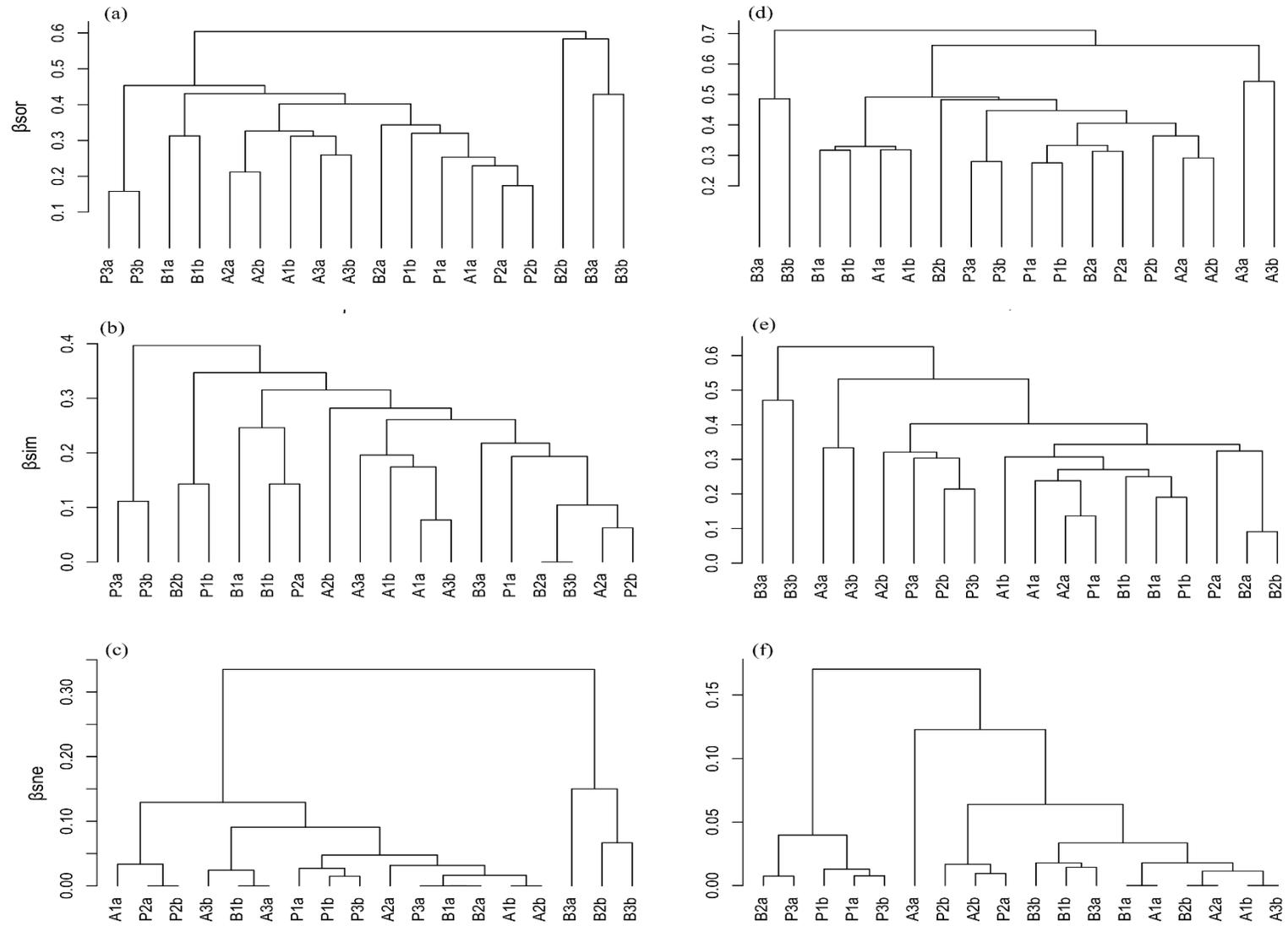


Figura 2 – Cluster da Beta diversidade (β_{SOR}) e seus componentes, Turnover (β_{SIM}) e aninhamento (β_{SNE}), entre as assembleias de invertebrados (a,b,c) e peixes (d,e,f).

Para a assembleia de peixes os agrupamentos de Barra do Sul (B3a e B3b) e os da Penha (A3a e A3b) resultaram em maiores valores de β_{SOR} e β_{SIM} quando comparados entre ambos e com as demais áreas de amostragens. Já o componente de aninhamento (β_{SNE}) foi maior entre os agrupamentos (B2a e P3a, P1b e P1a e P3b)

A dissimilaridade de Sørensen entre os pontos estudados foi relativamente menor para a assembleia de invertebrados (0.70 ± 0.02) do que para a de peixes (0.75 ± 0.02) (Tabela 4). O componente de turnover espacial foi o responsável pela maior contribuição da dissimilaridade geral e resultou em um maior valor para a assembleia de peixes (0.67 ± 0.03) quando comparado com a de invertebrados marinhos (0.56 ± 0.03).

Tabela 4 – Descritores da betadiversidade (β_{SOR}) e seus componentes de aninhamento (β_{SNE}) e Turnover (β_{SIM}) entre os locais amostrados. β_{ratio} – Razão entre β_{SNE} e β_{SOR} .

Assembleias	β_{SOR}	β_{SNE}	β_{SIM}	β_{ratio}
Invertebrados	0.70 ± 0.02	0.13 ± 0.02	0.56 ± 0.03	0.19 ± 0.04
Peixes	0.75 ± 0.02	0.08 ± 0.02	0.67 ± 0.03	0.11 ± 0.02

Por outro lado, o componente de aninhamento resultou em um menor valor para a assembleia de peixes (0.08 ± 0.02) em relação à de invertebrados marinhos (0.13 ± 0.02). Devido aos maiores valores do turnover espacial, a razão entre o componente de aninhamento e a diversidade beta foi <0.5 em ambos os grupos, resultando, ainda, em um menor valor para assembleia de peixes (0.11 ± 0.02) em relação aos invertebrados marinhos (0.19 ± 0.04)

No geral, as assembleias de invertebrados (Figura 3) e peixes marinhos (Figura 4) demonstraram padrões similares quanto à métrica de dissimilaridade (β_{SOR}), não resultando em correlações significativas com a distância entres os pontos, mas sendo significativos com relação às diferentes profundidades. Entretanto, os componentes de aninhamento (Fig. 3b e 3e) e Turnover (Fig. 3c e 3f) para a assembleia de invertebrados marinhos não demonstraram correlações significativas com a distância e as profundidades

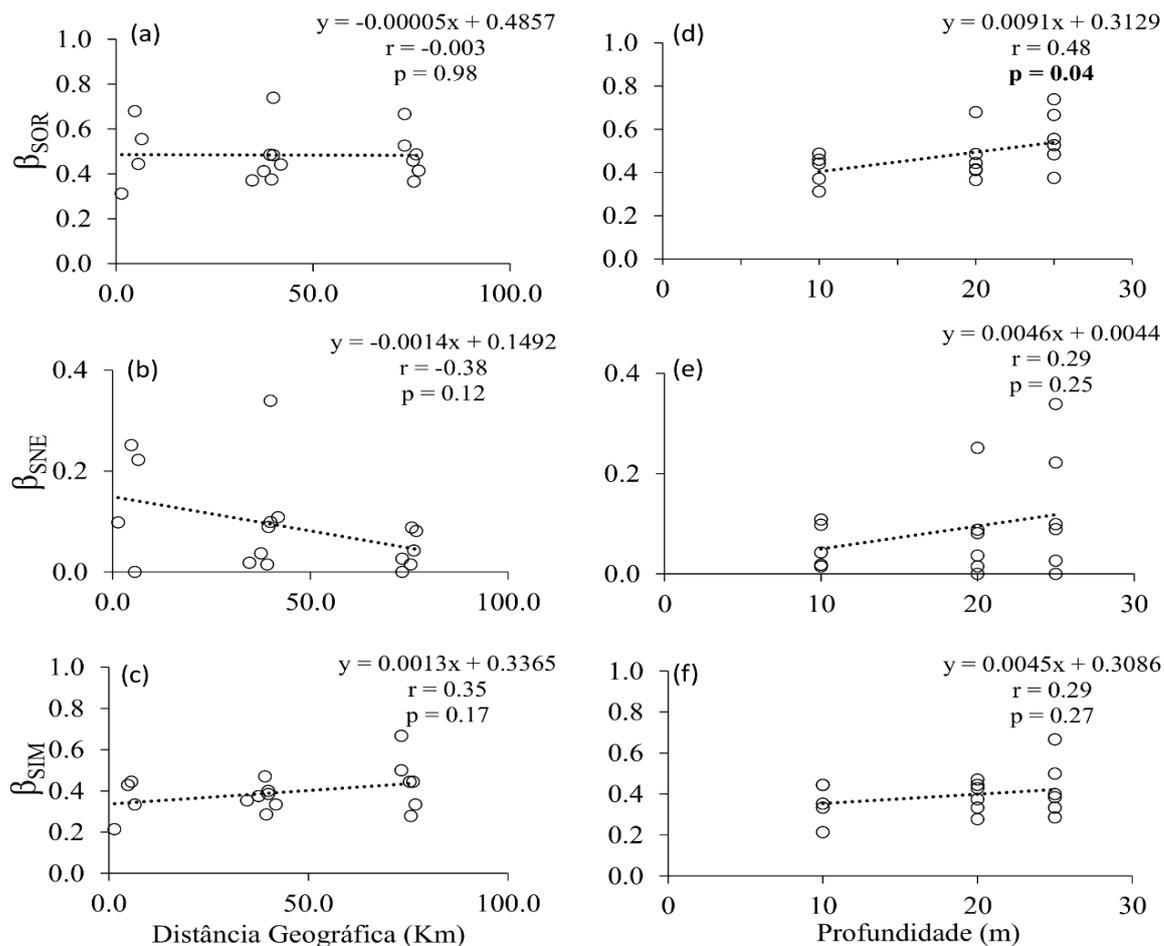


Figura 3 – Relação da beta diversidade global (β_{SOR}) e seus componentes de aninhamento (β_{SNE}) e Turnover (β_{SIM}) com a distância geográfica (a-c) e as profundidades (d-f) entre as assembleias de invertebrados marinhos.

Por outro lado, além da dissimilaridade β_{SOR} (Fig. 4d), somente o componente de Turnover correlacionou-se significativamente com a profundidade (Fig. 4e) para a assembleia de peixes marinhos, resultando em uma relação positiva de β_{SIM} com o aumento da profundidade.

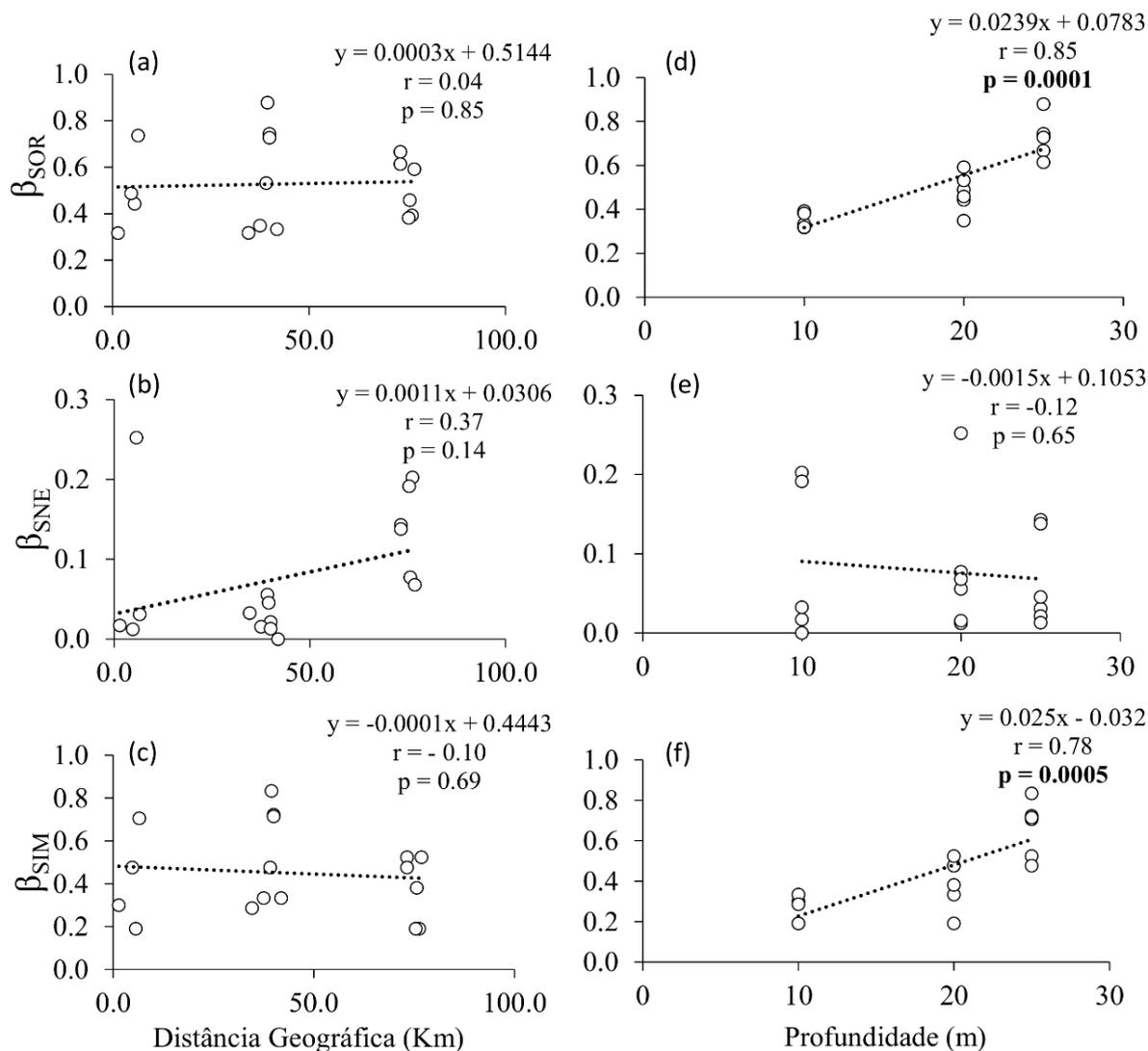


Figura 4 – Relação da beta diversidade global (β_{SOR}) e seus componentes de aninhamento (β_{SNE}) e Turnover (β_{SIM}) com a distância geográfica entre as 18 áreas e as profundidades amostradas para a assembleia de peixes marinhos

DISCUSSÃO

Como demonstrando pelo resultado da métrica de aninhamento (NODF), a assembleia de peixes nas áreas de arrasto se encontra significativamente anti-aninhada, enquanto a assembleia de invertebrados marinhos não está mais aninhada do que padrões aleatórios. Adicionalmente, os valores gerados por esse índice e pelo componente resultante de aninhamento (β_{SNE}) foram maiores entre as assembleias de invertebrados do que entre as de peixes. De acordo com Baselga (2010) e Si et al. (2015), é importante ressaltar que o componente resultante de aninhamento (β_{SNE}) não é uma medida própria de aninhamento, mas o quão as localidades são diferentes por

causa dele. Desse modo, o valor gerado de β_{SNE} é uma resposta tanto do grau de aninhamento (NODF) quanto da diferença na riqueza de espécies entre os locais (Baselga, 2010)

A proporção resultante de aninhamento em relação a diversidade beta global (β_{ratio}) nos sistemas estudado, resultou em valores menores que 0,50, o que indica que o turnover é o principal contribuinte da diversidade beta. Esse resultado indica uma mudança na composição entre os locais, o qual é ocasionado, majoritariamente, pela substituição de espécies e, minoritariamente, por diferenças de riqueza taxonômica (Si et al., 2015). Uma possível explicação, além do padrão de não-aninhamento de ambas as assembleias, é que a sua estrutura pode ser regida por interações competitivas, o que pode causar a redução do aninhamento devido a uma menor coexistência entre as espécies (Weither et al., 2001; Matthews et al., 2015; Si et al., 2015). A competição sobre um mesmo recurso já foi relatado nessas áreas por Araújo et al. (2014) e Sabinson et al. (2015), onde as principais espécies de peixes da família Scianidae, por exemplo, tem uma predação em comum sobre poliquetos e gammarídeos nessas áreas.

O menor valor de β_{ratio} registrado para a assembleia de peixes pode ser um reflexo do caráter mais dispersivo dessa assembleia em relação à de invertebrados marinhos, os quais apresentam uma locomoção relativamente mais reduzida. Nesse contexto, a assembleia com maior habilidade dispersiva é capaz de habitar locais mais apropriados à sua exigência ecológica (Quian et al., 2009). Esse resultado assemelha-se aos encontrados por Si et al. (2015), os quais, estudando duas assembleias com habilidades opostas de dispersão, afirmam que essa característica é fundamental para à limitação, ou não, das espécies em relação às barreiras ecológicas.

Além do mais, boa parte da ictiofauna amostrada são compostas por espécies estuarino-oportunistas, ou facultativas, e ocasionais, o que também contribui para uma maior rotatividade das espécies nesses locais (Turnover). Essas espécies utilizam facultativamente ou oportunamente o ambiente estuarino para o desenvolvimento da prole, mas também se dispersam para fora de águas estuarinas (Fischer, 2011)

Por outro lado, um maior aninhamento da assembleia de invertebrados em relação à de peixes, sugere que a primeira, eventualmente, poderia sofrer mais com extinções em consequência da perda de habitats (Si et al., 2015) e de sua relativa limitação dispersiva. Da mesma maneira, a pequena fração aninhada de peixes, representada por espécies que dependem de águas estuarinas, podem sofrer com possíveis impactos nesses locais.

A partição da diversidade beta das assembleias de peixes e invertebrados marinhos em componentes resultantes de turnover e aninhamento, revelou que a diversidade beta global é relativamente mais alta para peixes do que invertebrados. Já o Turnover espacial contribuiu predominantemente para beta diversidade em ambos os grupos. A beta diversidade aumentou significativamente com o aumento da profundidade para ambas assembleias, porém somente o componente de Turnover da ictiofauna foi significativo para a profundidade. Não foi registrada relação significativa dos componentes com a distância geográfica entre as áreas. Entretanto, a dominância do componente de turnover espacial sugere que todas as áreas amostradas apresentam um alto valor conservacionista e, por isso, devem ser priorizadas para tal finalidade.

Diante disso, ressaltamos que a pesca de arrasto incide sobre vários grupos e não somente nas espécies alvos, o que pode provocar futuras extinções locais. Portanto, conhecer como a biota marinha está estruturada nas áreas de arrasto e outras atividades pesqueira é essencial para gestão sustentável dos recursos nesses ambientes.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro, ao PPGERN (UFSCar – São Carlos – SP) e ao laboratório de Biologia do Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar da Universidade do Vale do Itajaí (CTTMar – UNIVALI – Itajaí – SC) pela estrutura fornecida.

REFERÊNCIAS

- Almeida-Neto, M., Guimaraes, P., Guimarães, P. R., Loyola, R. D., & Ulrich, W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, 117(8), 1227-1239.
- Angeler, D. G. 2013. Revealing a conservation challenge through partitioned long-term beta diversity: increasing turnover and decreasing nestedness of boreal lake metacommunities. *Diversity and Distributions*, 19(7), 772-781.
- Barrilli, G. H. C., Vale, J. G., Branco, J. O. & Verani, J. R. Weight-length relationship of 53 species of fish associated to artisanal trawl fisheries in the southern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 13(1): 36-42
- Baselga, A. & Orme, C. D. L. 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 808-812.
- Baselga, A. (2008). Determinants of species richness, endemism and turnover in European longhorn beetles. *Ecography*, 31(2), 263-271.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134-143.
- Baselga, A. 2012. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, 21(12), 1223-1232.
- Bellido, J. M., Santos, M. B., Pennino, M. G., Valeiras, X., & Pierce, G. J. (2011). Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management?. *Hydrobiologia*, 670(1), 317.
- Berkes, F. 2003. Alternatives to conventional management: lessons from small-scale fisheries. *Environments*, 31(1): 5-19.
- Blanchard F, LeLoc'k F., Hily C. & Boucher J. 2004. Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France, *Marine Ecology Progress Series*, 2004, vol. 280: 249-260.
- Branco, J. O.; Freitas Júnior, F. & Christoffersen, M. L. 2015. Bycatch fauna of seabob shrimp trawl fisheries from Santa Catarina State, southern Brazil. *Biota Neotropica*. 15(2): 1–14. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-06032015014314>

- Branco, J. O.; Santos, L. R.; Barbieri, E.; Santos, M. C. F. & Rodrigues-Filho, J. L. 2013. Distribuição espaço-temporal das capturas do camarão sete-barbas na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. *Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo*, 39(3): 237-250.
- Connor, E. F. & Simberloff, D. 1979. The assembly of species communities: chance or competition? *Ecology* 60: 1132 – 1140.
- Dobrovolski, R., Melo, A. S., Cassemiro, F. A., & Diniz-Filho, J. A. F. 2012. Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 21(2), 191-197.
- Fischer, L. G., Pereira, L. E. D. & Vieira, J.P. 2011. Peixes estuarinos e costeiros, 2^o edição. Rio Grande, 131p.
- Gaston K.J & Blackburn T.M. 2000. *Pattern and Process in Macroecology*. Oxford: Blackwell Science.
- Gillett, R., 2008. *Global Study of Shrimp Fisheries*. FAO, Rome, p. 331. FAO Fisheries Technical Paper 475.
- Gotelli, N. J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology* 81: 2606 – 2621.
- Keledjian, A., Brogan, G., Lowell, B., Warrenchuk, J., Enticknap, B., Shester, G., ... & Canostocco, D. 2014. *Wasted Catch: Unsolved problems in US fisheries*. Oceana. Available online: http://oceana.org/sites/default/files/reports/Bycatch_Report_FINAL.pdf (accessed on 5 October 2017)
- Legendre P, Legendre LF. *Numerical Ecology*. Amsterdam: Elsevier; 2012
- McKnight, M. W., White, P. S., McDonald, R. I., Lamoreux, J. F., Sechrest, W., Ridgely, R. S., & Stuart, S. N. 2007. Putting beta-diversity on the map: broad-scale congruence and coincidence in the extremes. *PLoS biology*, 5(10), e272.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'hara, R. B., ... & Oksanen, M. J. 2013. Package 'vegan'. *Community ecology package*, version, 2(9).
- Pezzuto, P. R., Alvarez-Perez, J. A., & Wahrlich, R. 2008. The use of the swept area method for assessing the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) biomass and removal

rates based on artisanal fishery-derived data in southern Brazil: using depletion models to reduce uncertainty. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 36: 245–257.

Pusceddu, A. Bianchelli S., Martín J., Puig P., Palanques A., Masqué P., Danovaro R..Chronic and intensive bottom trawling impairs deep-sea biodiversity and ecosystem functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 111, n. 24, p. 8861-8866, 2014.

Qian, H. 2009. Global comparisons of beta diversity among mammals, birds, reptiles, and amphibians across spatial scales and taxonomic ranks. *Journal of Systematics and Evolution*, 47(5), 509-514.

R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Serafini, T. Z.; Andriguetto-Filho, J. M.; Pierri, N. 2014 Subsídios para a gestão compartilhada da pesca na baía da Babitonga (SC, Brasil). *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 18 (1): 99-111.

Si, X., Baselga, A., & Ding, P. 2015. Revealing beta-diversity patterns of breeding bird and lizard communities on inundated land-bridge islands by separating the turnover and nestedness components. *PLoS One*, 10(5), e0127692.

Ulrich, W., Almeida-Neto M. & Gotelli N.J. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos*, 118:3–17.

Weiher, E & Keddy, P. 2001. *Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats*: Cambridge University Press.

Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 213-251.

Wright, D. H., Patterson, B. D., Mikkelsen, G. M., Cutler, A., & Atmar, W. 1997. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. *Oecologia*, 113(1), 1-20.

CAPÍTULO IV - Weight-length relationship of 53 species of fish associated to artisanal trawl fisheries in southern Brazil. (Artigo publicado *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 13(1): 36-42, 2018)

Germano Henrique Costa Barrilli ¹, Julia Gomes do Vale¹; Joaquim Olinto Branco ² and José Roberto Verani ³

- (1) Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos; Rodovia Washington Luis, Km 235, CP 676, São Carlos, SP, Brazil. Email: germanohcb@gmail.com
- (2) Universidade do Vale do Itajaí - Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar, CTTMar; Rua: Uruguai, 458, CP 360, Itajaí, SC.
- (3) Departamento de Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos; Rodovia Washington Luis, Km 235, CP 676, São Carlos, SP, Brazil

Resumo

A relação peso-comprimento de 53 espécies da região sul do Brasil é apresentada e contribui para o conhecimento da ictiofauna da costa sul-americana. Amostragens mensais foram realizadas, através de arrastos experimentais, em áreas de atuação da pesca artesanal camaroeira. Um total de 5699 exemplares pertencendo a 26 famílias e 53 espécies foram examinados. Significativas relações de peso comprimento para as espécies foram encontradas, sendo em sua maioria caracterizadas como um crescimento alométrico positivo, seguido de alométrico negativo e isométrico. As espécies *Chirocentrodon bleekermanus*, *Urophycis brasiliensis* e *Stellifer brasiliensis* apresentaram seus comprimentos máximos superiores aqueles registrados atualmente no FishBase. Esse estudo representa o primeiro relato das relações peso comprimento em áreas de arrasto artesanal em Santa Catarina, região sul do Brasil

Palavras-Chave: Monitoramento, Camarão, Crescimento, Alometria, Ictiofauna

Abstract

The weight-length relationships of 53 species of the southern region of Brazil are presented and contribute to the knowledge of the ichthyofauna of the South American coast. Monthly samplings were carried out, through experimental trawls, in areas of action of artisanal shrimp fishing. A total of 5699 specimens belonging to 26 families and 53 species were examined. Significant length-weight relationships for the species were found, most of them characterized as a positive allometric growth, followed by negative allometric and isometric. The species *Chirocentrodon bleekermanus*, *Urophycis brasiliensis* and *Stellifer brasiliensis* presented their maximum lengths higher than those currently recorded in FishBase. This study represents the first report of the length-weight relationships in trawl areas in Santa Catarina, southern Brazil

Keywords: Monitoring, Shrimp, Growth, Allometry, Ichthyofauna

Introduction

The length-weight relationship is an important tool in ichthiofaunistic studies, since it generates information about the biology of the species and their stocks in the environments (Abdurahiman *et al.*, 2004; Ferraz & Giarrizzo, 2015)

The metrics of this relationship are considered essential elements for fishing investigations and can be used as estimates of other information involving the life history of the fish, through empirical relations of conversion of structures of length in weight vice versa, which are fundamental in programs of fishing and environmental monitoring (Froese, 2006; Albieri *et al.*, 2014). In this context, the coastal environments are places favorable for the knowledge of these parameters, since these places present a high diversity of shapes and sizes, harboring important species for the future of the fishing (Lasta, 1995; Solari *et al.*, 2015).

However, the parameters of the weight-length relationship can vary temporally and spatially for the same species, requiring constant updates in the environments (Ismen *et al.*, 2007; Ferraz & Giarrizzo, 2015). Thus, this study aimed to estimate the weight-length relationship of 53 most frequent fish species in a traditional shrimp fishing area in southern Brazil.

Material and Methods

The study area is located in the municipality of Penha, SC, between the coordinates 26°46'0''S, 48°35'0''W and 26°46'0''S, 48°32'0''W, which is characterized by a traditional area of artisanal trawl fishing for the sea-bob shrimp, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862). Due to the regularity and intensity with which this activity occurs, it presents great social and economic relevance in the Southeastern and south coast of the country (Branco, 2005).

Monthly trawls lasting 30 minutes at depths of 10 to 30 meters, during the year 2016, were carried out using two trawls with doors, 3.0 cm mesh on the sleeve and body, 2.0 cm in the bagger, trailed by a vessel (whaling vessel) of the local fleet with an approximate velocity of two knots.

The product of each trawl was separated on board, labeled, stored in iceboxes and transported to the laboratory. The fish were identified through taxonomic keys of Figueiredo & Menezes (1978, 2000); Menezes & Figueiredo (1980, 1985) and the nomenclature of the taxa followed the international standard (FishBase, 2017).

Measurements of standard length and total length (cm) were obtained, in addition to the weight (g) of each specimen. In the species *Symphurus tessellatus*, *S. plagusia*, *Gymnothorax ocellatus*, *Ophichthus gomesii* and *Trichiurus lepturus*, only weight and total length were used. The weight-length relation was adjusted by the equation $W = a.L^b$ (Le Cren, 1951), where W corresponds to weight, a curve intercept, L standard length and b, angular coefficient or allometric coefficient.

The values of the coefficient b of the weight-length relation are references for the type of growth, being it isometric type ($b = 3$), allometric positive ($b > 3$) or negative allometric ($b < 3$). The confidence intervals (95%) for this parameter were recorded and, through the student t test, we tested the null hypothesis for isometry (hypothetical mean = 3) through the statistical package PAST v3.15 (Hammer *et al.*, 2001).

Results

A total of 5699 specimens of the accompanying ichthyofauna were analyzed in the sea-bob shrimp fishery, distributed among 53 species and 26 families. Information on the breadth, length and weight-length parameters are given in Table I.

Table I - Length- Weight relationship for 53 species of fish associated with trawling on the southern coast of Brazil. Legend: **SL** – Standard Length, **TL** – Total Length, **A+** – Positive allometry, **A-** – Negative allometry and **I** – Isometric, **t** – student t test and * – significant ($p < 0.05$). Bold numbers - New maximum size when compared to FishBase data, 2017

Family/ Species	N	Weight(g) min – max	SL(cm) min - max	TL(cm) min - max	Relationship Parameters					Growth
					a	b	b (CI 95%)	r ²	t ($\neq 3$)	
Achiridae										
<i>Achirus declivis</i> Chabanaud, 1940	15	8.65 - 28.76	6.1 - 8.5	8.1 - 11.0	0.034	3.11	3.06 - 3.12	0.90	5.86 *	A+
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	15	8.65 - 28.76	6.1 - 8.5	8.1 - 11.0	0.034	3.11	3.06 - 3.15	0.90	5.44 *	A+
Ariidae										
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	15	17.65 - 398.6	10.5 - 28.0	13.7 - 34.2	0.0133	3.10	3.08 - 3.12	0.98	11.33 *	A+
Batrachoididae										
<i>Porichthys porosissimus</i> (Cuvier, 1829)	20	1.54 - 8.31	5.0 - 8.4	6.20 - 9.6	0.018	2.79	2.77 - 2.82	0.95	-19.15 *	A-
Carangidae										
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	15	4.92 - 19.15	6.5 - 9.9	8.3 - 12.8	0.016	3.09	3.06 - 3.11	0.96	7.34 *	A+
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	15	0.72 - 17.93	2.3 - 8.8	3.5 - 11.2	0.046	2.73	2.63 - 2.86	0.96	4.79 *	A-
Clupeidae										
<i>Chirocentron bleekermanus</i> (Poey, 1867)	157	0.68 - 11.22	4.4 - 10.4	5.4 - 12.1	0.0044	3.39	3.38 - 3.40	0.92	102.9 *	A+
Cynoglossidae										
<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	40	2.83 - 76.83	-	7.7 - 21.4	0.0046	3.19	3.18 - 3.20	0.99	36.84 *	A+
<i>Symphurus plagusia</i> (Bloch & Schneider, 1801)	25	2.90 - 77.90	-	7.8 - 22.0	0.0041	3.23	3.22 - 3.24	0.98	39.00 *	A+
Dactylopteridae										
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	495	2.70 - 53.48	4.4 - 14.2	5.90 - 17.7	0.0167	3.08	3.07 - 3.08	0.94	33.43 *	A+
Diodontidae										
<i>Chilomycterus spinosus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	220	11.39 - 383.0	4.0 - 18.0	5.0 - 20.0	0.3203	2.44	2.42 - 2.45	0.90	-76.53 *	A-
Engraulidae										
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	20	1.35 - 23.4	5.0 - 12.5	6.0 - 14.8	0.0103	3.09	3.07 - 3.11	0.99	8.99 *	A+
Gerreidae										
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	12	45.0 - 135.12	10.7 - 15.4	14.8 - 20.5	0.049	2.89	2.88 - 2.91	0.97	-18.29 *	A+
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	10	28.95 - 134.59	10.0 - 16.2	13.2 - 20.5	0.016	3.24	3.20 - 3.28	0.96	15.63 *	A+
Haemulidae										
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	31	13.70 - 208.92	7.9 - 21.5	10.0 - 25.5	0.0448	2.82	2.81 - 2.84	0.98	-22.98 *	A-
Monacanthidae										
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	257	0.66 - 70.91	2.5 - 13.0	3.2 - 16.2	0.0542	2.83	2.82 - 2.84	0.98	-52.08 *	A-
Mullidae										
<i>Upeneus parvus</i> (Poey, 1852)	77	0.73 - 20.70	3.3 - 9.3	4.3 - 11.6	0.0153	3.26	3.25 - 3.28	0.94	36.56 *	A+
Muraenidae										
<i>Gymnothorax ocellatus</i> Agassiz, 1831	15	60.04 - 220.87	-	34.0 - 49.0	0.0003	3.44	3.42 - 3.45	0.97	67.24 *	A+

Ophichthidae

<i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnau, 1855)	15	60.27 - 124.52	-	39.7 - 60.5	0.0698	1.83	1.82 - 1.84	0.91	-295.7 *	A-
---	----	----------------	---	-------------	--------	------	-------------	------	----------	----

Paralichthyidae

<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh, 1900	58	1.65 - 48.9	4.8 - 14.4	5.9 - 17.7	0.0156	3.04	3.02 - 3.05	0.96	5.54 *	A+
<i>Citharichthys macrops</i> Dresel, 1885	30	3.01 - 42.1	3.5 - 13.5	5.0 - 16.7	0.0153	3.07	3.06 - 3.09	0.99	11.40 *	A+
<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	12	3.31 - 20.28	6.0 - 10.5	7.0 - 12.8	0.0092	3.24	3.21 - 3.28	0.96	15.59 *	A+
<i>Etropus crossotus</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	65	2.77 - 50.69	5.8 - 13.7	7.0 - 16.7	0.0090	3.33	3.32 - 3.34	0.97	60.58 *	A+
<i>Etropus longimanus</i> Norman, 1933	145	0.66 - 18.71	3.7 - 10.9	4.6 - 13.6	0.0108	3.14	3.13 - 3.15	0.97	27.39 *	A+
<i>Paralichthys patagonicus</i> Jordan, 1889	53	1.28 - 382.80	4.4 - 27.6	5.5 - 33.3	0.0134	3.07	3.05 - 3.08	0.99	11.26 *	A+
<i>Syacium papillosum</i> (Linnaeus, 1758)	67	12.57 - 204.56	9.0 - 22.5	11.0 - 26.5	0.0144	3.08	3.07 - 3.09	0.98	20.77 *	A+
<i>Syacium micrurum</i> Ranzani, 1842	175	0.82 - 152.28	2.0 - 22.0	3.7 - 23.0	0.0140	3.08	3.07 - 3.09	0.99	20.77 *	A+

Phyceiidae

<i>Urophycis brasiliensis</i> (Kaup, 1858)	314	0.18 - 1790.0	1.9 - 49.0	2.5 - 57.0	0.0078	3.14	3.13 - 3.16	0.98	21.20 *	A+
--	-----	---------------	------------	-------------------	--------	------	-------------	------	---------	----

Pristigasteridae

<i>Pellona Harroweri</i> (Fowler, 1917)	38	0.23 - 8.35	2.7 - 8.0	3.1 - 10.5	0.0169	2.89	2.85 - 2.93	0.94	-5.56 *	A-
---	----	-------------	-----------	------------	--------	------	-------------	------	---------	----

Sciaenidae

<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar, 1919)	338	0.83 - 56.66	1.5 - 13.5	3.3 - 16.1	0.0245	3	2.99 - 3.01	0.96	1.14	I
<i>Cynoscion guatacupa</i> (Cuvier, 1830)	428	0.57 - 116.28	2.8 - 21.0	3.5 - 23.0	0.0358	2.64	2.62 - 2.64	0.93	-76.90 *	A-
<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	269	0.31 - 96.13	2.7 - 17.8	3.4 - 19.0	0.0124	3.18	3.16 - 3.19	0.95	25.52 *	A+
<i>Larimus braeviceps</i> Cuvier, 1830	109	0.48 - 126.39	2.9 - 15.9	3.7 - 20.5	0.0156	3.25	3.23 - 3.26	0.99	33.23 *	A+
<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	119	1.25 - 94.02	4.2 - 17.4	5.4 - 22.1	0.0195	2.91	2.90 - 2.92	0.98	-16.58 *	A-
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	50	3.00 - 58.10	5.5 - 14.0	7.2 - 17.7	0.0182	3.01	3.00 - 3.02	0.98	2.34 *	A+
<i>Menticirrhus litorallis</i> (Holbrook, 1847)	46	2.90 - 139.65	5.5 - 21.2	7.2 - 26.3	0.0281	2.95	2.93 - 2.96	0.98	-8.41 *	A-
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	95	0.61 - 81.55	2.6 - 16.2	3.8 - 20.0	0.0371	2.7	2.67 - 2.74	0.96	-17.16 *	A-
<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	666	0.08 - 130.00	1.5 - 18.8	1.9 - 23.5	0.0187	2.98	2.97 - 2.99	0.97	-3.48 *	A-
<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	82	2.93 - 66.63	5.0 - 14.3	6.8 - 17.5	0.0220	3.06	3.06 - 3.07	0.99	17.16 *	A+
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	341	0.78 - 150.0	1.5 - 17.5	3.5 - 21.2	0.0129	3.31	3.30 - 3.32	0.99	110.14 *	A+
<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	60	12.09 - 58.42	8.1 - 12.6	10.3 - 16.1	0.0153	3.19	3.19 - 3.20	0.97	55.29 *	A+

Scorpaenidae

<i>Scorpaena brasiliensis</i> Cuvier, 1829	10	3.5 - 24.0	4.7 - 8.3	5.8 - 10.9	0.0373	3.02	2.98 - 3.05	0.97	1.17	I
--	----	------------	-----------	------------	--------	------	-------------	------	------	---

Serranidae

<i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus, 1766)	25	6.06 - 190.31	6.5 - 19	8.4 - 23.2	0.0137	3.23	3.21 - 3.24	0.99	41.34 *	A+
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	10	5.30 - 30.11	5.5 - 9.8	7.1 - 12.2	0.0452	2.82	2.76 - 2.87	0.97	-8.02 *	A-
<i>Dules auriga</i> (Cuvier, 1829)	39	5.0 - 44.81	5.0 - 11.0	6.6 - 13.7	0.0219	3.17	3.16 - 3.19	0.97	23.23 *	A+

Stromateidae

<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	16	0.15 - 29.35	1.5 - 9.0	1.8 - 12.8	0.0527	2.90	2.74 - 3.06	0.97	-1.25	I
---------------------------------------	----	--------------	-----------	------------	--------	------	-------------	------	-------	---

Synodontidae

<i>Saurida brasiliensis</i> Norman, 1935	51	1.23 - 9.27	5.1 - 10.2	6.1 - 12.2	0.0168	2.70	2.69 - 2.71	0.96	-56.38 *	A-
<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)	56	7.50 - 96.20	12.2 - 27.2	13.7 - 31.0	0.0025	3.22	3.21 - 3.23	0.97	55.60 *	A+
<i>Synodus intermedius</i> (Spix & Agassiz, 1829)	27	47.09 - 262.53	7.0 - 17.7	8.30 - 20.50	0.0133	2.81	2.79 - 2.83	0.95	-16.22 *	A-

Tetraodontidae

<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	10	1.88 - 25.73	3.5 - 10.0	4.5 - 12.0	0.0948	2.41	2.40 - 2.42	0.99	-93.03 *	A-
<i>Sphoeroids splengeri</i> (Bloch, 1785)	98	1.00 - 45.40	2.0 - 10.0	2.90 - 12.30	0.1152	2.44	2.40 - 2.50	0.90	-21.59 *	A-
Trichiuridae										
<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	10	0.59 - 59.12	-	12.5 - 47.5	0.0001	3.34	3.39 - 3.43	0.99	46.82 *	A+
Triglidae										
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	318	0.67 - 140.71	3.0 - 17.2	3.70 - 21.40	0.0192	3.06	3.05 - 3.07	0.98	15.01 *	A+

Among the species sampled, 62.3% presented positive allometric growth, 32.1% allometric negative and 5.6% Isometric (Table I), where the lowest and highest value recorded for the allometric coefficient occurred, respectively, in *Ophichthus gomesii* ($b = 1.83$) and *Gymnothorax ocellatus* ($b = 3.44$)

The parameters described for all species were significant ($p < 0.05$) and with the coefficient of determination (r^2) ranging from 0.90 to 0.99. With the exception of the species *Chilomycterus spinosus*, *Lagocephalus laevigatus*, *Sphoeroids splengeri* and *Ophichthus gomesii*, all others presented values of the allometric constant (b) ranging from 2.64 (*Cynoscion guatacupa*) to 3.44 (*Gymnothorax ocellatus*), showing low variability in the interspecific allometric coefficient (3.06 ± 0.19 ; $CV = 3.65\%$).

Discussion

The richness of fish species caught in seven-beard shrimp fisheries is a consequence of low trawl selectivity (Kelleher, 2005). Thus, in order to benefit from this low selectivity, the accompanying fauna or captured bycatch can be used, at first, for studies that provide information on the species that live in the fishing sites.

The allometric constants recorded for most species are in agreement with the thresholds found by Froese (2006) ranging from 2.5 to 3.5, and any value that is outside this range can be considered atypical (Ricker, 1975). However, the species *Chilomycterus spinosus*, *Lagocephalus laevigatus* and *Sphoeroids splengeri* are outside this threshold, but with values close to 2.5 (2.44, 2.41 and 2.44 respectively). *Ophichthus gomesii* presented the lowest value of b among all species ($b = 1.83$), which is probably explained by its elongated and longilíneous shape.

The relationships of allometry was discussed by Le Cren (1951) as the organism's ability to maintain the same form throughout the ontogenetic growth, being the isometry ($b = 3$) characteristic of a proportional and, theoretically, ideal growth fish. In this sense, lower or higher values the 3.0 is characteristic of individuals who, over the growth, become more longilíneos or round, respectively (Araújo & Vicetini, 2001). This same author also states that “ b ” constant variation is possible between the thresholds of 2.0 to 4.0, and is a greater amplitude than those stated by Froese (2006).

However, any comparison involving weight and / or length relationships should be cautious, since many factors, such as growth phase, stomach weight, gonads, maturity, sexual dimorphism, length frequency, health and conservation techniques can contribute to the great variability of recorded values (Tesch, 1971; Ferraz & Giarrizzo, 2015).

In coastal environments, it is expected that most species present positive isometric or allometric growth, since these environments are used by most of them as feeding and development

areas (Ferraz & Giarrizzo, 2015). This information corroborates our results, since 67.9% of the species presented these two types of growth.

The parameters collected in this study add the information obtained by several authors in Brazil, in the states of Pará (Giarrizzo et al., 2006; Ferraz & Giarrizzo, 2015); Rio de Janeiro and São Paulo (Vianna *et al.*, 2004; Franco et al, 2014; Albieri *et al.*, 2014), Rio Grande do Sul (Haimovici & Velasco 2000), Argentina (Solari *et al.*, 2016) and Uruguai (Segura *et al.*, 2012, Gurdek & Plavan., 2013).

This work is the first to involve 53 species in the state of Santa Catarina and contributes to the knowledge of the ichthyofauna on the South American coast. In addition, the studied area is of environmental, social and economic interest, since it involves fishing exploration through trawling shrimp and can contribute to future work aimed at local fisheries management.

Acknowledgements

We thank CAPES (Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel) for the grant to the first author and Universidade do Vale do Itajaí (Univali – Itajaí – SC) for the support.

References

- Abdurahiman, K. P., Harishnayak, T., Zacharia, P. U. & Mohamed, K.S. 2004. Length-weight relationship of commercially important marine fishes and shellfishes of the southern coast of Karnataka, Índia. **NAGA, Worldfish Center Quarterly** Vol. 27 No. 1 & 2 Jan-Jun, 9-14.
- Albieri, R. J., Costa, M. R., Santos, A. B. I., Albieri, R. C., & Araújo, F.G. 2014. Weight-length relationships of 22 fish species from Paraíba do Sul River in Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. **Journal of applied ichthyology**, 30(2), 431-433.
- Araújo, F. G., & Vicentini, R. N. 2001. Relação peso-comprimento da corvina *Micropogonias furnieri* (Desmarest) (Pisces, Sciaenidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Zoologia**, 18(1), 133-138.
- Branco, J. O., Santos, L. R., Barbieri, E., Santos, M. C. F. & Rodrigues- Filho, J. L. 2013. Distribuição espaço-temporal das capturas do camarão sete-barbas na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, 39(3): 237-250.
- Branco, J.O. 2005. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, PR. 22 (4): 1050-1062.

- Figueiredo, J.L. & Menezes, N. 1978. **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. II.** Teleostei (1). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 110p.
- Figueiredo, J.L. & Menezes, N. 1980. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III.** Teleostei (2). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 90p
- Franco, T. P., Araújo, C. E. O., & Araújo, F.G. 2014. Length–weight relationships for 25 fish species from three coastal lagoons in Southeastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology** 30.1: 248-250.
- Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. **Journal of Applied Ichthyology**, 22, n. 4, p. 241-253.
- Froese, R. & Pauly, D. **FishBase**. 2017. Accessible at <http://www.fishbase.org> (Accessed 12/19/2017).
- Giarrizzo, T., Silva-de-Jesus, A.J., Lameira, E.C., Araújo-de-Almeida, J.B., Issac, V. & Saint-Paul, U. (2006). Weight-length relationships for intertidal fish fauna in a mangrove estuary in Northern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, 22: 325–327.
- Gurdek, R & Acuña Plavan, A. Weight-length relationships of 12 fish species from the Pando tidal creek estuary (subsystem of the Río de la Plata, Uruguay). Technical contribution. **Journal of Applied Ichthyology**, 1–2
- Haimovici, M. & Velasco, G. 2000. Length-weight relationships of marine fishes from southern Brazil. **Fishbyte** 23, 19–23.
- Hammer, Ø., Harper D. A. T. & Ryan, P.D. 2001 PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica** 4(1): 9 pp.
- Ismen, A., Ozen, O., Altinagac, U., Ozekinci, U., & Ayaz, A. 2007. Weight–length relationships of 63 fish species in Saros Bay, Turkey. **Journal of Applied Ichthyology**, 23(6), 707-708
- Kelleher, K. 2005. Discards in the world’s marine fisheries. An update. FAO Fisheries Technical Paper No. 470. **FAO**, Rome: 131 pp.
- Lasta, C.A. 1995. La Bahía Samborombón: zona de desove y cría de peces- La Plata, Argentina. 304p. (**Disertación de Tesis Doctoral**), Universidad Nacional de La Plata.
- Le Cren, C. P. 1951. Length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the Perch (*Perca fluviatilis*). **Journal of Animal Ecology**, 20(2): 201-219.
- Menezes, N. & Figueiredo J.L. 1980. **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. IV.** Teleostei (3). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 96p.

- Menezes, N. & Figueiredo J.L. 1985. **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil**. V.Teleostei (4). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 105p.
- Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. **Bulletin Fisheries Research Board of Canada** 191:382 p.
- Segura, A. M., Trinchin, R., Rabellino, J., Scarabino, F., Teixeira de Mello, F. & Carranza, A. 2012. Length-weight relationships of 14 coastal fish species from Punta del Diablo (Rocha, Uruguay). **Journal of Applied Ichthyology**., v. 28, n. 5, p. 852-853.
- Solari, A., Jaureguizar, A.J., Milessi, A. C., García, M. L. & Maiztegui, T. 2016. Length-weight relationships of 29 species of teleost fish from shallow estuarine environment of Samborombon bay (Rio de la plata, Argentina). **Boletim Instituto de Pesca**, São Paulo, 42(1): 236–240, 2016
Doi: 10.5007/1678-2305.2016v42n1p236.
- Tesch, F. W. 1971. Age and growth. In: Methods for Assessment of Fish production in Fresh Waters. W. E. Ricker (Ed.), **Blackwell Scientific Publications**, Oxford. 99-130 pp,
- Vianna, M., Costa F. E. S. & Ferreira, C.N. 2004. Length-weight relationship of fish caught as by-catch by shrimp fishery in the southeastern coast of Brazil." **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo 30.1: 81-85.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esse trabalho disponibiliza informações sobre a fauna de peixes e invertebrados marinhos capturados na pesca artesanal de arrasto do camarão *Xyphopenaeus kroyeri* no litoral de Santa Catarina, entre os municípios Barra do Sul, Penha e Porto Belo, e representa uma pequena contribuição para o entendimento dos impactos causados por essa modalidade de pesca no sul do Brasil.

Foi registrado que ambas as comunidades se encontram moderadamente perturbadas e que esses distúrbios parecem ter relação, não somente com causas naturais, mas também com os frequentes arrastos nos locais. Além disso, é evidente o impacto causado pela pesca, uma vez que o arrasto é responsável pela remoção de muitas espécies, as quais são descartadas e superam em proporção as capturas dos camarões.

Foi demonstrado que a estrutura dos substratos é responsável por mudanças na composição das espécies de invertebrados marinhos entre os locais de estudo. Desse modo, sedimentos predominantemente arenosos resultam no desaparecimento de algumas espécies, diminuindo a diversidade e, provavelmente, provocam mudanças nas teias interativas do ecossistema. Nesse caso, por meio de um efeito cascata, a ictiofauna desses locais também podem ser afetadas negativamente pela simplificação dos habitats, uma vez que os invertebrados que compõem a sua dieta desaparecem pela perda da qualidade dos habitats e causam a dispersão das espécies de peixes para outras áreas.

Sendo assim, os resultados demonstram que Barra do Sul é o ambiente mais pobre em relação à composição do substrato de fundo (predominantemente arenosa), à perda de grupos sensíveis e pela menor diversidade de espécies de peixes e invertebrados marinhos; enquanto que, Porto Belo apresenta a melhor condição referente à composição do sedimento, diversidade de espécies e abundância de espécies sensíveis de invertebrados.

Os resultados obtidos em Penha demonstraram uma condição de transição entre as demais áreas, onde a composição do sedimento é similar à Porto Belo, a estrutura da ictiofauna é semelhante à Barra do Sul e a de invertebrados assemelha-se com ambas. Portanto, sugere-se um gradiente de qualidade ambiental entre as áreas estudadas, sendo Barra do Sul, o ambiente de pior condição e, Porto Belo, o ambiente de melhor qualidade.

De acordo com a estruturação das comunidades entre os pontos, os resultados evidenciam que, por apresentarem uma alta rotatividade de espécies, todas as áreas amostradas apresentam um alto valor conservacionista e, por isso, devem ser priorizadas para a conservação.

A estimulação de experiências futuras que se utilizem do “bycatch” para o conhecimento da biota se faz necessária, uma vez que a maioria das espécies de peixes e invertebrados marinhos, capturados nesse estudo, carecem de informações comportamentais, biológicas e ecológicas. Assim conhecer mais da dinâmica das populações afetadas nessa e nas demais áreas de arrastos do litoral Brasileiro é de extrema importância para gerir e contribuir com a conservação das espécies, visando a sustentabilidade das pescarias.