UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

"JULIO DE MESQUITA FILHO"

Campus de Botucatu – Instituto de Biociências
Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Zoologia

TESE DE DOUTORADO

DISTRIBUIÇÃO ECOLÓGICA DE CAMARÕES CARIDEA E PENAEOIDEA (CRUSTACEA: DECAPODA) NO LITORAL NORTE DO ESTADO DE SÃO PAULO

ALEXANDRE DE OLIVEIRA MARQUES

Orientador: Prof. Dr. Rogério Caetano da Costa
Coorientador: Prof. Dr. Fúlvio Aurélio de Morais Freire

BOTUCATU

2023

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de Botucatu

Instituto de Biociências – Pós-graduação em Ciências Biológicas – Zoologia
Núcleo de Estudos em Biologia, Ecologia e Cultivo de Crustáceos – NEBECC

ALEXANDRE DE OLIVEIRA MARQUES

DISTRIBUIÇÃO ECOLÓGICA DE CAMARÕES CARIDEA E PENAEOIDEA (CRUSTACEA: DECAPODA) NO LITORAL NORTE DO ESTADO DE SÃO PAULO

BOTUCATU
2023

ALEXANDRE DE OLIVEIRA MARQUES

DISTRIBUIÇÃO ECOLÓGICA DE CAMARÕES CARIDEA E PENAEOIDEA (CRUSTACEA: DECAPODA) NO LITORAL NORTE DO ESTADO DE SÃO PAULO

Tese apresentada ao Instituto de Biociências, como pré-requisito para obtenção do título de doutor em Ciências Biológicas – Zoologia, sob orientação do Prof. Dr. Rogério Caetano da Costa e coorientação do Prof. Dr. Fúlvio Aurélio de Morais Freire.

BOTUCATU

2023

ALEXANDRE DE OLIVEIRA MARQUES

DISTRIBUIÇÃO ECOLÓGICA DE CAMARÕES CARIDEA E PENAEOIDEA (CRUSTACEA: DECAPODA) NO LITORAL NORTE DO ESTADO DE SÃO PAULO

Tese apresentada ao Instituto de Biociências, pós-graduação em Ciências Biológicas - Zoologia, como parte dos requisitos para obtenção do título de doutor em Zoologia, sob orientação do Prof. Dr. Rogério Caetano da Costa e coorientação do Prof. Dr. Fúlvio Aurélio de Morais Freire.

Banca examinadora:

_____
Prof. Dr. Rogério Caetano da Costa
Universidade Estadual Paulista – UNESP

_____
Profa. Dr. Carlos Eduardo Rocha Duarte Alencar
Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB

_____
Profa. Dr. Nielson Felix Caetano França
Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN

_____
Profa. Dra. Vivian Fransozo Cunha
Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB

_____
Prof. Dr. Bruno Gabriel Nunes Pralon
Universidade Federal do Piauí – UFPI

Botucatu, 12 de Julho de 2023

M357d

Marques, Alexandre de Oliveira

Distribuição ecológica de camarões Caridea e Penaeoidea (Crustacea: Decapoda) no Litoral Norte do Estado de São Paulo / Alexandre de Oliveira Marques. -- Botucatu, 2023

75 p. : tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Botucatu

Orientador: Rogério Caetano da Costa

Coorientador: Fúlvio Aurélio de Morais Freire

1. Área de proteção ambiental. 2. Biologia pesqueira. 3. Ambientes de sedimentação. 4. Efeitos antropogênicos sobre a natureza. 5. Conservação da natureza. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

"*Quanto mais aumenta nosso conhecimento, mais evidente fica nossa ignorância*".

John F. Kennedy

Aos meus pais, Antônio de Pádua e Maria Geiza, por todo empenho dedicado à mim e por terem me capacitado a alcançar meus objetivos.

À Flávia, meu amor, que tem passado por diversos desafios junto de mim, e que possamos disfrutar dos benefícios da vida à dois.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à **Deus** e à **minha família** por ter me amparado por todos os momentos difíceis que enfrentei durante esses quatro anos de doutorado.

Agradeço ao **Profº. Dr. Rogério Caetano da Costa** por ter aceitado me orientar, na reta final do doutorado, e, sem dúvidas, contribuiu brilhantemente com minha formação e tese.

Agradeço ao **Profº. Dr. Fúlvio Aurélio de Morais Freire**, que me acompanha na minha carreira científica desde a graduação, orientando desde a realização de testes estatísticos, bem como na vida pessoal.

Agradeço ao **Profº. Dr. Adilson Fransozo**, que me aceitou como aluno de doutorado e me orientou inicialmente no desenvolvimento da minha tese. Agradeço também pelas conversas e esclarecimentos sobre o científico e pessoal, os passeios de bicicleta, UTV, moto e viagens à Ubatuba, além dos almoços com sua família.

Agradeço à **Profª. Dra. Maria Lucia Negreiros Fransozo**, que me auxiliou de forma talentosa na escrita da minha tese, sem sua ajuda o que vem pela frente teria diversos erros, mas que não passam despercebidos aos seus olhos. Além disso, gostaria de agradecer a forma calorosa e acolhedora que sempre me recebeu na universidade, em casa e remotamente.

Agradeço enormemente aos **meus pais (Antônio de Pádua e Maria Geiza)** e **irmãos (Alex, Alessandro, Maria Dalva, Maria Clara, Maria Vitória e Maria Valentina)**, que me apoiaram financeira e emocionalmente, durante todo o meu doutorado.

Quero agradecer à **Flávia**, atualmente minha noiva, que tem me apoiado na vida pessoal e profissional. Temos passados por diversas dificuldades, principalmente pela distância, mas tudo isso está com os dias contados para acabar. Vamos viver as melhores coisas que a vida pode nos dar juntos. Te amo.

Gostaria de agradecer a **Universidade Virtual do Estado de São Paulo (Univesp)** por ter me concedido uma bolsa de doutorado, juntamente com a oportunidade de realizar a tutoria de alunos de graduação na produção dos relatórios de estágio.

Agradeço aos amigos **Hilbaty e Raoni**, que me receberam inicialmente na cidade de Botucatu, e sempre que a saudade batia nos reuníamos para realizar um churrasco, ou até mesmo uma costelada.

Agradeço aos amigos da **República Alagoas (Darlin "Equador", Valdeir "Satuba", Lucas, Rafa, Hayver, entre outros)**, que me receberam e me auxiliaram em diversos momentos durante minha moradia. Além disso, os quase semanais churrascos na república foram cruciais para a minha sanidade mental.

Gostaria de agradecer aos **alunos, professores e gestores do Instituto Estadual de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão (IEMA) Pleno de Pindaré Mirim**, que me acolheram durante quase dois anos nessa escola. Sou muito grato pelo aprendizado diário, além de destacar a forma empática que a gestão possui com sua equipe de professores.

Aos meus amigos do **Laboratório de Ecologia e Evolução de Crustáceos (LABEEC; Cadu, Paulo Victor, Fúlvio, Carol, Alex, entre outros)**, que me apoiaram de forma direta ou indireta durante o processo de construção da tese.

Aos **professores participantes da banca de defesa de doutorado**, pela contribuição excelente, com sugestões indispensáveis para melhoria da tese.

SUMÁRIO

Resumo.....1

Abstract.....2

Considerações Iniciais.....3

Referências.....11

Capítulo 1: Evaluation of caridean ecological distribution in the Ubatuba region, southeastern Brazilian coast using unsupervised machine learning technique (Marine Ecology, 2021, 42, e12673)……16

Capítulo 2: Distribuição ecológica de camarões Penaeoidea Rafinesque, 1815, nas proximidades de duas ilhas no Litoral Norte do Estado de São Paulo, Brasil.....27

Resumo.....28

1. Introdução.....30

2. Objetivos.....34

2.1 Objetivo Geral.....34

2.2 Objetivos Específicos.....34

3. Material e Métodos.....35

3.1 Área de Estudo.....35

3.2 Coleta de Dados.....35

3.3 Análise de Dados.....38

4. Resultados.....41

5. Discussão.....51

6. Referências.....60

Considerações Finais.....74

Resumo

O estudo foi realizado, individualmente, com as assembleias de camarões Caridea e Penaeoidea para avaliar a distribuição ecológica espaço-temporalmente, e relacionando-as com os fatores ambientais na Enseada da Fortaleza e Ilhas das Couves e Mar Virado, Litoral Norte do Estado de São Paulo. As coletas foram realizadas mensalmente durante os anos de 2008 a 2009 e 1998 a 1999, respectivamente. A maior abundância da maioria dos camarões carídeos foi verificado em transectos com fragmentos biodetríticos. Tais galhos e folhas podem ser responsáveis pela maior oferta de abrigo contra predadores e alimento para este táxon. Os camarões penaeóideos foram observados em maior abundância na Ilha do Mar Virado e durante o primeiro ano de estudo (1998). Além disso, foi observado um incremento acentuado de matéria orgânica e silte e argila no sedimento no decorrer desta avaliação. Tais alterações ambientais podem ser responsáveis pela diminuição na abundância dos camarões Penaeoidea, por reduzir a disponibilidade de oxigênio no sedimento, além de, possivelmente, a decomposição da amônia produzir substâncias tóxicas e assim reduzir a abundância deste grupo taxonômico. Diante disso, é evidente a necessidade de ações que incluam a proteção de áreas continentais, que possuam conexão com o ambiente marinho, para a proteção da assembleia de camarões Caridea e Penaoidea.

Palavras-Chave: Área de Preservação Ambiental; pesca; sedimentação; impactos antropogênicos; conservação.

Abstract

The study was performed, individually, with the shrimp assemblages Caridea and Penaeoidea to evaluate the spatial-temporal ecological distribution, and relate them to environmental factors in Enseada da Fortaleza and Ilhas das Couves and Mar Virado, North Coast of the State of São Paulo. The collections were carried out monthly from 2008 to 2009 and 1998 to 1999, respectively. The greatest abundance of most carid shrimps was verified in transects with biodetrital fragments. Such branches and leaves may be responsible for providing greater shelter against predators and food for this taxon. Penaeoid shrimps were observed in greater abundance on Ilha do Mar Virado and during the first year of the study (1998). In addition, a marked increase in organic matter and silt and clay in the sediment was observed during this evaluation. Such environmental changes may be responsible for the decrease in the abundance of Penaeoidea shrimp, for reducing the availability of oxygen in the sediment, in addition to possibly the decomposition of ammonia producing toxic substances and thus reducing the abundance of this tax. In view of this, the need for actions that include protecting continental areas, which are connected to the marine environment, for protecting the Caridea and Penaoidea shrimp assemblage is evident.

Keywords: Marine Protected Area; fishing; sedimentation; anthropogenic impacts; conservation.

Considerações Iniciais

Entre os Metazoários, o grupo Crustacea apresenta uma diversidade elevada, ao ponto de serem considerados o quarto colocado em número de espécies, ficando atrás somente dos insetos, quelicerados e moluscos (Martin & Davis, 2001; Brusca *et al.*, 2018). Com relação ao filo Arthropoda, podemos destacar o subfilo Crustacea, o qual apresenta aproximadamente 70.000 espécies conhecidas, entre as quais, podemos exemplificar: tatuzinhos de jardim, camarões, caranguejos, lagostas e lagostins (Brusca *et al.*, 2018).

A classificação dos grupos dos artrópodes vem evoluindo a mais de 250 anos, e ainda assim, são necessários mais estudos para esclarecer tais aspectos (Schram & Koenemann, 2021). Similarmente, a condição da monofilia dos crustáceos está cada vez mais discutida, sendo elaborada a hipótese de que este grupo é, de fato, parafilético (Regier *et al.*, 2005; Brusca *et al.*, 2018). Desta forma, acredita-se que os crustáceos estão inseridos dentro do grupo Pancrustacea (ou Tetraconata), unindo-os com a maioria dos indivíduos do subfilo Hexapoda (Koenemann & Jenner, 2005; Regier *et al.*, 2010; Schram & Koenemann, 2021).

Os crustáceos estão entre os animais com maior variedade morfológica, além de estarem presentes em diferentes tipos de ambientes (Martin & Davis, 2001). Estes organismos são encontrados em, praticamente, todas as latitudes; desde a região costeira até o mar profundo dos oceanos; nos ecossistemas de transição (ecótonos), como estuários e costões rochosos; em ambientes cavernícolas; em águas continentais; no ambiente terrestre; e associados a outros animais, vivendo em simbiose (Fransozo & Negreiros-Fransozo, 2017).

Como características morfológicas que unem a maioria dos crustáceos, estes apresentam dois pares de antenas (antênulas e antenas); olhos compostos e ocelos, na maioria dos grupos, em algum estágio ontogenético; dois pares de maxilas (maxílulas e maxilas); glândulas antenais ou maxilares (nefrídios excretores) e estágio larval náuplio (este último suprimido em alguns grupos; Negreiros-Fransozo & Fransozo, 2017).

A ordem Decapoda destaca-se como uma das mais representativas, compreendendo cerca de 1/3 de todas as espécies conhecidas entre os Crustacea. Os decápodes compreendem, aproximadamente, 233 famílias (53 exclusivamente fósseis), 2.725 gêneros e 17.635 espécies (espécies viventes e fósseis; De Grave *et al.*, 2009). A etimologia do nome Decapoda sugere a sua principal característica diagnóstica, do grego "deca" e "poda" que significa "dez patas", melhor dizendo, são cinco pares de pereiópodes funcionais. Ainda assim, os representantes desse grupo são muito diversificados, ocorrendo em todas as profundidades de todos os ambientes aquáticos e alguns, ainda, passam parte ou a maior parte da vida no ambiente terrestre (Fransozo & Negreiros-Fransozo, 2017).

A ordem Decapoda compreende duas grandes subordens, os Dendrobranchiata Spence Bate, 1888 e os Pleocyemata Burkenroad, 1963. A primeira destas, compreende os camarões verdadeiros, cujas características principais são a presença de brânquias do tipo dendrobrânquias e larva típica náuplio, sem incubação pleopodial (com exceções). A subordem Dendrobranchiata está representada por duas superfamílias: Penaeoidea Rafinesque, 1815 e Sergestoidea Dana, 1852. A subordem Pleocyemata apresenta uma alta diversidade morfológica. Contudo, possuem algumas características em comum: brânquias dos tipos filo- e tricobrânquias; e incubação de ovos nos pleópodos (apêndices abdominais), com a eclosão ocorrendo em estágios posteriores à larva náuplio. Esta subordem é representada por dez infraordens, como segue: Achelata Scholtz & Richter,

1995 e Polychelida Scholtz & Richter, 1995 (lagostas); Anomura MacLeay, 1838 (ermitões, porcelanídeos, tatuíras); Astacidea Latreille, 1802 (lagostins de água doce); Axiidea de Saint Laurent, 1979 e Gebiidea de Saint Laurent, 1979 (corruptos); Brachyura Latreille, 1802 (caranguejos e siris); Caridea Dana, 1852 (camarões carídeos); Glypheidea Van Straelen, 1925 (maioria fóssil, sendo duas espécies viventes) e Stenopodidea Spence Bate, 1888 (camarões palhaço; Fransozo & Negreiros-Fransozo, 2017).

Entre os representantes da superfamília Penaeoidea, sete famílias são conhecidas: Aegeridae Burkenroad, 1963 (somente fóssil); Aristeidae Wood-Mason in Wood-Mason & Alcock, 1891; Benthesicymidae Wood-Mason in Wood-Mason & Alcock, 1891; Carpopenaeidae Garassino, 1994 (somente fóssil); Penaeidae Rafinesque, 1815; Sicyoniidae Ortmann, 1898 e Solenoceridae Wood-Mason in Wood-Mason & Alcock, 1891 (De Grave *et al.*, 2009). Destas, a família Penaeidae é a mais abundante e a mais conhecida (Dall *et al.*, 1990). Esta mesma família inclui inúmeras espécies de interesse econômico, amplamente exploradas pela pesca artesanal e industrial por meio da técnica de arrasto de fundo no Litoral Norte do Estado de São Paulo (Fransozo *et al.*, 2016; Mantelatto *et al.*, 2016).

A infraordem Caridea é um grupo enorme e diverso, possui representantes em 17 superfamílias e 3.268 espécies viventes, ficando atrás somente da infraordem Brachyura Latreille, 1802, de acordo com De Grave *et al.* (2009). Os carídeos possuem como característica diagnóstica a presença da segunda pleura abdominal recobrindo, parcialmente, a primeira e a terceira pleuras, além de apresentar o primeiro ou os dois primeiros pares de pereiópodes quelados (Brusca *et al.*, 2018). Os carídeos ocupam uma grande variedade de habitats, desde ambientes pelágicos, bentônicos, epibênticos, de água doce, água salobra e marinha (Fransozo & Negreiros-Fransozo, 2017).

A maioria das espécies de camarões pertencentes a estes dois grupos, Penaeoidea e Caridea, habitam o ambiente marinho e estão susceptíveis de captura por meio da ação da pesca de arrasto de fundo. A exploração de camarões constitui uma atividade de grande importância em todo o mundo, gerando elevados benefícios econômicos, especialmente para os países em desenvolvimento (Gillett, 2008). Na região Sudeste do Brasil, a pesca de camarões tinha como espécies alvo os camarões-rosa *Penaeus brasiliensis* Latreille, 1817 e *Penaeus paulensis* Pérez Farfante, 1967, o camarão-branco *Penaeus schmitti* Burkenroad, 1936 e o camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Costa *et al.*, 2004; Castro *et al.*, 2005; Fransozo *et al.*, 2016). No entanto, com o aumento da frota pesqueira e consequente redução dos desembarques dessas espécies, a partir da década de 80, houve uma expansão na exploração de outras espécies de Penaeoidea, que foram utilizadas como alternativa para compensação da rentabilidade econômica (Valentini *et al.*, 1991). Entre as espécies que ganharam maior importância comercial, como consequência desse declínio, destacam-se o camarão barba-ruça *Artemesia longinaris* Spence Bate, 1888 e o camarão vermelho *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888) (Castilho *et al.*, 2008).

A pesca de arrasto de fundo artesanal ou industrial, embora de importância para a economia, não se isenta de suas consequências para os ambientes costeiros (Fransozo *et al.*, 2016). O impacto dessa atividade sobre os ecossistemas inclui alterações nos padrões de distribuição e abundância das espécies, redução no tamanho corporal dos indivíduos, maturidade sexual precoce, perturbações na cadeia alimentar, homogeneização do substrato não-consolidado e a alta captura de espécies sem importância econômica, chamada de fauna acompanhante "*by-catch*" (Kaiser *et al.*, 2002).

Muitas das espécies capturadas como fauna acompanhante são os camarões carídeos (Fransozo *et al.*, 2016; Mantelatto *et al.*, 2016; Pantaleão *et al.*, 2016) e alguns

desses organismos prejudicados podem morrer. Desta forma, o ecossistema pode ser alterado devido ao papel ecológico essencial de tais indivíduos nas cadeias alimentares de ambientes costeiros (Macías, 2012). Os carídeos podem participar de processos ecológicos e ter seu tamanho populacional controlado de forma descendente "*top-down*". Essa teoria, proposta por Paine (1966) estabelece que os predadores podem regular o tamanho das populações das presas. Assim, os camarões Caridea podem servir de recurso alimentar para indivíduos de níveis tróficos mais elevados, como outros camarões (Jensen, 2011) e até para peixes (Anastasopoulou *et al.*, 2013; Bornatowski *et al.*, 2014).

Investigações sobre a ecologia de camarões permite diagnosticar possíveis impactos ambientais, como situações de sobrepesca, e assim orientar ações de gerenciamento dos recursos naturais renováveis (Fransozo *et al.*, 2016). Dentre estes, o estudo da distribuição das populações de crustáceos pode identificar locais prioritários para a preservação e reconhecer quais fatores modularam tais condições. A ocupação e manutenção de uma espécie em um determinado ambiente é resultado das condições ambientais, interações bióticas adequadas e processos de dispersão (Chase & Liebold, 2003).

Tais condições ambientais determinam os limites de ocorrência de uma espécie. A disponibilidade de alimento, o tipo de sedimento, salinidade, profundidade e temperatura são parâmetros essenciais na distribuição espacial e temporal de camarões penaeoídeos (Boschi, 1963, 2000, Carvalho-Batista *et al.*, 2011). Bem como, as relações inter-específicas (*e.g.* predação) podem influenciar a abundância dessas populações, como sugerido por Souza *et al.* (2014), que observou uma associação positiva entre a abundância dos camarões Penaeoidea e os peixes Sciaenidae Cuvier, 1829. Segundo os mesmos, esses peixes podem utilizar os camarões como recurso alimentar, bem como aproveitar as condições ambientais para o desenvolvimento da assembleia.

Por apresentarem baixa densidade populacional, os camarões carídeos, na maioria das vezes, são incluídos em avaliações juntamente com os camarões penaeóideos, como por exemplo Furlan *et al.* (2013) e Pantaleão *et al.* (2016). Isso se deve por conta de que essa reduzida abundância dificulta as análises estatísticas subsequentes, que por muitas vezes possuem pressupostos que não são alcançados com esses conjuntos de dados. Entre os oito procedimentos prévios às análises estatísticas propostos por Zuur *et al.* (2010), destacamos que tal conjunto de dados pode ter sérios problemas em relação à inflação de valores zero na variável resposta, influenciando também a sua distribuição (não-normal), assim como a homogeneidade da variância dos dados. Diante disso, se faz necessário buscar alternativas que possuam flexibilidade em seus pressupostos, que asseguram a adequação dos seus dados à análise, e assim dar mais confiança aos seus resultados.

Alguns métodos de aprendizado de máquina não supervisionado, comumente encontrado em inglês no termo "*unsupervised machine learning*", podem ser empregados para realizar tais investigações (Tripathy *et al.*, 2022). Uma das ferramentas desta técnica é através do reconhecimento de padrões, realizando o agrupamento, termo em inglês "*clustering*", dos dados mais similares (Bishop, 2006; Legendre & Legendre, 2012; Fieguth, 2022). Assim, com esta análise podemos observar quais variáveis ambientais foram responsáveis pela modulação da distribuição da assembleia dos camarões carídeos.

O primeiro capítulo da presente tese é intitulado: **"Evaluation of caridean ecological distribution in the Ubatuba region, southeastern Brazilian coast using unsupervised machine learning technique".** Optou-se por publicar este estudo no periódico científico "*Marine Ecology*", o qual foi aceito e publicado no ano de 2021. Este artigo visou a obtenção de importantes informações sobre os padrões de distribuição de Caridea, realizada na Enseada da Fortaleza, região de Ubatuba, no período de outubro de 2008 a setembro de 2009. Tal período de amostragem foi o de implementação de uma

Área de Preservação Ambiental Marinha (APAM) no Litoral Norte do Estado de São Paulo. Tal publicação poderá ser utilizada para comparação e avaliação dos resultados da implementação da medida de preservação ambiental da região posteriormente.

A segunda parte da pesquisa desta tese, também, foi realizada na região de Ubatuba, Litoral Norte de São Paulo, porém delimitou-se às áreas próximas à Ilha das Couves e à Ilha do Mar Virado. Neste caso, o estudo intitula-se **"Distribuição ecológica de camarões Penaeoidea Rafinesque, 1815, próximo à duas ilhas no Litoral Norte do Estado de São Paulo, Brasil"**, o qual avalia a distribuição e abundância dos camarões Penaeoidea espaço-temporalmente e sua relação com as variáveis ambientais. Seguindo a ideia da utilização de técnicas estatísticas mais flexíveis realizou-se a aplicação do modelo aditivo generalizado para localização, escala e forma (GAMLSS do termo em inglês "*generalized additive model for location, scale and shape*"), além do aprendizado de máquina não supervisionado por meio do agrupamento dos dados, para avaliar a distribuição dos camarões Penaeoidea nas áreas próximas à estas ilhas.

O GAMLSS é uma técnica estatística univariada altamente ajustável ao seu conjunto de dados, e que a variável resposta pode apresentar relação linear, não-linear ou não-paramétrica, além das mais diversas formas de suavização, do termo em inglês "*smooth*", das variáveis preditoras (Stasinopoulos *et al.*, 2018). Essa ferramenta pode ser aplicada para dados que a variável resposta possui característica contínua, discreta ou mista, e tem disponível cerca de 80 tipos de distribuição de dados para ajuste do modelo conforme desejado (Stasinopoulos *et al.*, 2017).

Diante disso, a tese desenvolvida é sobre a aplicação de procedimentos estatísticos mais atuais e, também, mais ajustáveis, sem perder a robustez dos resultados alcançados. Com isso, avaliar quais variáveis ambientais e espaço-temporalmente são responsáveis

por influenciar a distribuição dos camarões Caridea e Penaeiodea em Ubatuba, Litoral Norte do Estado de São Paulo.

Referências

Anastasopoulou, A.; Mytilineou, C.; Lefkaditou, E.; Dokos, J.; Smith, C.J.; Siapatis, A.; Bekas, P. & Papadopoulou, K.-N. 2013. Diet and feeding strategy of black mouth catshark *Galeus melastomus*. *Journal of Fish Biology*, 83 **(6)**, 1637–1655.

Bornatowski, H.; Wosnick, N.; Carmo, W.P.D.; Corrêa, M.F.M. & Abilhoa, V. 2014. Feeding comparisons of four batoids (Elasmobranchii) in coastal waters of southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94 **(7)**, 1491–1499.

Bishop, C.M. 2006. Pattern recognition and machine learning. New York: Springer, p. 738.

Boschi EE. 1963. Los camarones comerciales de la família Penaeidae de la costa Atlantica de America del Sur. *Boletín del Instituto de Biología Marina de Mar del Plata*, 3, 1-39.

Boschi, E.E. 2000. Species of decapod crustaceans and their distribution in the marine zoogeographic provinces. *Revista de Investigacion y Desarrollo Pesquero*, 13, 7-136.

Brusca, R.C.; Moore, W. & Shuster, S.M. 2018. *Invertebrados*. 3. ed. - Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, p.1252.

Carvalho-Batista, A.; 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 **(2)**, 135-143.

Castilho, A. L.; Pie, M. R.; Fransozo, A.; Pinheiro, A. P. & Costa, R.C. 2008. The relationship between environmental variation and species abundance in shrimp community (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea) in south-eastern Brazil. Journal of Marine Biological Association of United Kingdom, 88 **(1)**, 119-123.

Castro, R.H.; Costa, R.C.; Fransozo, A. & Mantelatto, F.L.M. 2005. Population structure of seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea: Penaeoidea) in the littoral of São Paulo, Brazil. Scientia Marina, 69, 105–112.

Chase, J.M. & Leibold, M.A. 2003. *Ecological niches: linking classical and contemporary approaches*. The University of Chicago Press, 212p.

Costa, R.C.; Fransozo, A. & Pinheiro, A.P. 2004. Ecological distribution of the shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Decapoda: Penaeoidea) in southeastern Brazil. Hydrobiologia, 529, 195–203.

Dall, W.; Hill, B.J.; Rothilsberg, P.C. & Staples, D.J. 1990. The biology of the Penaeidae. *In*: Blaxter, J.H.S. and Southward A.J. (ed), *Advances in Marine Biology*. San Diego: Academic Press. 489p.

De Grave, S.; Pentcheff, N.D.; Ahyong, S.T.; Chan, T.Y.; Crandall, K.A.; Dworschak, P.C.; Felder, D.L.; Feldmann, R.M.; Fransen, C.H.J.M.; Goulding, L.Y.; Lemaitre, R.; Low, M.E.Y.; Martin, J.W.; Ng, P.K.L.; Schweitzer, C.E.; Tan, S.H.; Tshudy, D. & Wetzer, R. 2009. A classification of living and fossil genera of decapod crustaceans. *Raffles Bulletin of Zoology*, 21, 1 – 109.

Fieguth, P. 2022. An introduction to pattern recognition and machine learning. *Springer Nature Switzerland*, p. 471.

Fransozo, A. & Negreiros-Fransozo, M.L. (eds.). 2017. *Zoologia dos Invertebrados*. 1a edição, Rio de Janeiro, Roca, ISBN: 978-85-277-2806-5.

Fransozo, A.; Sousa, A.N.; Rodrigues, G.F.B.; Teles, J.N.; Fransozo, V. & Negreiros-Fransozo, M.L. 2016. Crustáceos decápodes capturados na pesca do camarão-sete-barbas no sublitoral não consolidado do litoral norte do Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 42 **(2)**: 369-386.

Furlan, M.; Castilho, A.L.; Fernandes-Góes. L.C.; Fransozo, V.; Bertini, G. & Costa, R.C. 2013. Effect of environmental factors on the abundance of decapod crustaceans from soft bottoms off southeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 85, 1345-1356.

Gillett, R. 2008. *Global study of shrimp fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper No. 475, Roma.

Jensen, G.C. 2011. Feeding Behavior of the Horned Shrimp, *Paracrangon echinata* (Caridea: Crangonidae). *Journal of Crustacean Biology*, 31 **(2)**, 246–248.

Kaiser, M.J.; Collie, J.S.; Hall, S.J.; Jennings, S. & Poiner, I.R. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, 3, 114 – 136.

Koenemann, S. & Jenner, R.A. 2005. *Crustacea and Arthropod relationships*. Taylor & Francis, p. 423.

Legendre, P. & Lengendre, L. 2012. *Numerical Ecology*. Elsevier, 3rd edition, 990p.

Macías, E.B. 2012. Faunistic analysis of the caridean shrimps inhabiting seagrasses along the NW coast of the Gulf of Mexico and Caribbean Sea. *Revista de Biología Tropical*, 60 **(3)**, 1161-1175.

Mantelatto, F.L.; Bernardo, C.H.; Silva, T.E.; Bernardes, V.P.; Cobo, V.J. & Fransozo, A. 2016. Composição e distribuição de crustáceos decápodes associados à pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) no litoral norte do estado de São Paulo. *Boletim do Instituto de Pesca*, 42 **(2)**, 307-326

Martin, J.W. & Davis, G.E. 2001. An updated classification of the recent Crustacea. Natural History Museum of Los Angeles Country, Science Series, v. 39, p. 123.

Paine, R.T. 1966. Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist*, 100 (**910**), 65-75.

Pantaleão, J.A.F.; Batista, A. C.; Fransozo, A. & Costa, R.C. 2016. The influence of upwelling on the diversity and distribution of marine shrimp (Penaeoidea and Caridea) in two tropical coastal areas of southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 763, 381-395.

Regier, J.C.; Shultz, J.W. & Kambic, R.E. 2005. Pancrustacean phylogeny: hexapods are terrestrial crustaceans and maxillopods are monophyletic. *Proceeding of the Royal Society B*, 272, 395-401.

Regier, J.C.; Shultz, J.W.; Zwick, A.; Hussey, A.; Ball, B.; Wetzer, R.; Martin, J.W. & Cunningham, C.W. 2010. Arthropod relationships revealed by phylogenomic analysis of nuclear protein-coding sequences. *Nature*, 463, 1079-1083.

Schram, F.R. & Koenemann, S. 2021. *Evolution and phylogeny of pancrustacea: a story scientific method*. Oxford University Press, p. 827.

Souza, U.P.; Costa, R.C.; Martins, I.A. & Fransozo, A. 2014. Associações entre as biomassas de peixes Sciaenidae (Teleostei: Perciformes) e de camarões Penaeoidea

(Decapoda: Dendrobranchiata) no litoral norte do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 8 **(1)**, 83-92.

Stasinopoulos, M.D.; Rigby, R.A.; Heller, G.Z.; Voudouris, V. & De Bastiani, F. 2017. Flexible regression and smoothing using GAMLSS in R. CRC Press, p. 549.

Stasinopoulos, M.D.; Rigby, R.A. & De Bastiani, F. 2018. GAMLSS: A distributional regression approach. *Statistical Modelling*, 18 **(3-4)**, 1-26.

Tripathy, B.K.; Sundareswaran, A. & Ghela, S. 2022. *Unsupervised learning approaches for dimensionality reduction and data visualization*. CRC Press, p. 160.

Valentini, H.; D'Incao, F.; Rodrigues, L.F.; Rebelo-Neto, J.E. & Rahn, E. 1991. Análise da pesca do camarão-rosa. (*Penaeus paulensis* e *Penaeus brasiliensis*) nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. *Atlântica*, 13 **(1)**: 143 – 159.

Zuur, A.F.; Ieno, E.N. & Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1 **(1)**, 3–14.

CAPÍTULO 1

Evaluation of caridean ecological distribution in the Ubatuba region, southeastern Brazilian coast using unsupervised machine learning technique

Artigo publicado na “Marine Ecology” (ISSN 1439-0485)

Vol. 42, e12673.

Received: 23 November 2020 | Revised: 24 June 2021 | Accepted: 27 July 2021

DOI: 10.1111/maec.12673

REGULAR PAPER

marine ecology WILEY

Evaluation of caridean ecological distribution in the Ubatuba region, southeastern Brazilian coast using unsupervised machine learning technique

Alexandre Oliveira Marques[1,2] | Aline Nonato de Sousa[1] | Veronica Pereira Bernardes[1] | Camila Hipolito Bernardo[1] | Danielle Monique Reis[1] | Amanda Thaís Godoy[1] | Adilson Fransozo[1]

[1]Group of Studies on Crustacean Biology, Ecology and Culture (NEBECC), Institute of Biosciences, Doctoral Program of Zoology, University of the State of São Paulo (UNESP), Botucatu, Brazil

[2]Laboratory of Ecology and Evolution of Crustaceans (LABEEC), Federal University of Rio Grande do Norte (UFRN), Natal, Brazil

Correspondence
Alexandre Oliveira Marques, Group of Studies on Crustacean Biology, Ecology and Culture (NEBECC), Institute of Biosciences, Doctoral Program of Zoology, University of the State of São Paulo (UNESP), Botucatu, São Paulo, Brazil.
Email: alexandre.oliveiramarques@gmail.com

Funding information
Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, Grant/Award Number: #08/53495-9, #94/4878-8 and #98/031134-6

Abstract

We used the unsupervised machine learning technique to evaluate the environmental factors responsible for modulating the spatial and seasonal distribution of caridean shrimps from a southeastern region of the Brazilian coast. Samplings were collected from seven transects with an artisanal shrimp fishery boat with two double-rig nets. Samplings occurred every month from October 2008 to September 2009. The most frequently captured species were *Exhippolysmata oplophoroides*, *Leander paulensis*, and *Nematopalaemon schmitti*. The highest abundance of shrimps occurred in autumn at the II, III, and V transects, which present a higher amount of coarse sediment and biodetritic fragments on the bottom. During autumn, the temperatures were the highest and salinity values were the lowest. Data evaluation indicated efficiency in the visualization of interactions of different shrimp species and environmental data. This kind of sediment may be allowing shrimps to burrow in shelters that prevent predation. The seasons with high temperatures and low salinities can offer better conditions for the establishment of the studied species, despite the fact that there is no hypothesis to prove it. Additionally, the higher abundance of such shrimps coincides with vegetal debris deposition, which could serve as food and provide protection for these shrimps. In this region, the vegetation matter deposited at the bottom of the bay comes from the Atlantic Forest. Overall, the preservation of the coastal forest strongly influences the abundance of this taxon, as it provides protection and food for these shrimps.

KEYWORDS

biodetritus, bycatch, clustering, composition, environmental protection area, shelter

1 | INTRODUCTION

Several human actions can directly or indirectly affect marine environments (O'Hara et al., 2019). Among the anthropic impacts, we highlight bottom-trawling fishery, which is considered one of the main sources of environment perturbation in marine ecosystems (Fransozo et al., 2016; Simpson & Watling, 2006). The northern coast of São Paulo State (Brazil) is highly important for shrimp fishery due to the high abundance of Penaeidean shrimps. Thus, the low selectivity of fishing devices captures several non-target species, known

 © 2021 Wiley-VCH GmbH
https://doi-org.ez87.periodicos.capes.gov.br/10.1111/maec.12673

14390485, 2021, 42, Downloaded from https://onlinelibrary-wiley.ez87.periodicos.capes.gov.br By UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA- on [31/10/2021]. Re-use and distribution is strictly not permitted, except for Open Access articles

as bycatch, which are not economically important (Graça-Lopes et al., 2002).

The majority of species captured as bycatch die and include some shrimps of the infraorder Caridea Dana, 1852 (Fransozo et al., 2016; Mantelatto et al., 2016; Pantaleão et al., 2016). Nevertheless, representatives of this crustacean group play essential ecological roles in marine food chains (Macías, 2012) as such invertebrates are part of the bottom-up process and serve as food for other shrimps (Jensen, 2011) and fishes (Anastasopoulou et al., 2013; Bornatowski et al., 2014). Therefore, predators control their distribution (Ory et al., 2012).

Distinct shrimp species have different habits that can be associated with several abiotic parameters. In general, papers have associated carideans with some environmental factors (water temperature, for instance); Fransozo et al., 2005; Fransozo et al., 2009; Almeida et al., 2012; Pantaleão et al., 2016; and Herrera et al., 2017. Fransozo et al. (2009) associated the abundance of the spine shrimp, *Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis, 1948) with low temperatures, while Almeida et al. (2012) were unable to detect the abiotic factors influencing *Nematopalaemon schmitti* (Holthuis, 1950) abundance. After that, Pantaleão et al. (2016) verified that environmental factors such as temperature and texture of the sediment modulated the distribution of carideans negative and positively, respectively. However, these authors many times cite that vegetable deposits/debris have valuable importance in the taxon's distribution, but do not evaluate this factor in your research. Thus, this study is the first to quantify how biodetritic fragments (leaves and branches of continental origin) modulate the distribution of the Caridea representatives in the studied region.

The coastal region of São Paulo State has remnant forests of Atlantic Forest, currently part of conservation unit of the "Serra do Mar" State Park (Ramos et al. 2011). In addition, this area has suffered major anthropic impacts compared with the entire Brazilian coastline (Burone & Pires-Vanin, 2006; Mahiques et al., 2016), due to the massive increase in urban occupation caused by tourism and nautical activities in the region. Thus, in 2008, the Brazilian government deemed such region a marine environmental protection area (MPA) in order to conserve the local species.

This study will contribute to future comparisons of caridean distributions. Therefore, it is necessary to evaluate the effects of such anthropic interferences on the biotic and environmental factors since they can modulate the distribution and abundance of several marine animals. According to Guisan et al. (2017), the following three conditions should be satisfied for the occupation and maintenance of a species in an environment: (i) access to the region; (ii) suitable environmental conditions; and (iii) adequate biotic interaction for the species.

Due to the low abundance of caridean shrimps, we can find datasets with zero-inflated problems, making subsequent statistical analysis difficult (Ruxton et al., 2010), that can be done through unsupervised machine learning. This technique offers procedures that complement classic statistics, evaluating various topics such as ecologic distribution, population structure, and collective behavior (Valletta et al., 2017). Unsupervised procedures identify the data structure entrance and, using a cluster approach, reveal the groups/categories of data (Hussain et al., 2017). Previous studies, in different areas, utilized such technique for the creation of ethograms of seabirds (Sakamoto et al., 2009), evaluation of locomotion of wild lions and dogs (Dewhirst et al., 2017), and social interactions of rats (Unger et al., 2017). Herein, we used this procedure for the first time to classify and grouping patterns of carideans' distribution.

In short, this investigation aimed to determine which environmental parameters (water temperature and salinity, sediment texture, and biodetritic fragments) were associated with the distribution and abundance of caridean shrimps in the Fortaleza Bay, Ubatuba municipality, Brazil, using unsupervised machine learning.

2 | MATERIAL AND METHODS

The Fortaleza Bay (23° 29′ 30″ S; 45° 10′ 30″ W) is located in Ubatuba, on the northern coast of São Paulo State, Brazil. This bay has twelve shores with neighboring rocky formations and a depth that varies from zero to 12 m deep. There is a mangrove ecosystem in the confluence of the "Escuro" River with the "Comprido" River, which originates from the Atlantic Forest. These rivers may be responsible for the transport of biodetritic fragments present in coastal vegetation to the marine environment. In 2008, the Fortaleza Bay was included in the MPA of the northern coast of São Paulo State as Cunhambebe sector by the decree #53525, of the Environment Ministry (São Paulo, 2008), in order to prioritize the conservation, preservation, and sustainable use of the marine resources of the region. In such MPA, fishery is only allowed for local community subsistence and amateur and sports' fishery.

2.1 | Sampling

Samplings were carried out every month from October 2008 to September 2009, using a shrimp fishery boat equipped with two "double-rig" nets. Each net has 2 m aperture, 7.5 m length, body mesh aperture of 15 mm, and cod end with 10 mm. We selected seven sampling areas that we trawled for 1 km each (=4 km^2; Figure 1), approximately. We collected all caridean shrimps and transported them to the laboratory for identification, according to Holthuis (1952) and Christoffersen (1979).

In each sampling area, we registered the bottom water temperature (BT) and salinity (BS). We collected water samples with a Nansen bottle and recorded temperature and salinity values with a thermometer (accuracy = 0.5°C) and an optical refractometer (precision = 0.5 ppt), respectively. The amount of biodetritic fragments from each trawling (biod) (>90% of vegetal debris from the continental area) was weighed (kg) with a pliers' scale. The sediment samples were caught with a Van Veen grab (capacity = 0.025 m^2). Each sediment sample was packed in a labeled plastic bag and frozen to minimize the organic matter decomposition until laboratory analyses. The analyses of the sediment determined its granulometric composition and organic matter content.

14390485, 2021, 42, Downloaded from https://onlinelibrary-wiley.cz87.periodicos.capes.gov.br By UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA- on [31/10/2021]. Re-use and distribution is strictly not permitted, except for Open Access articles

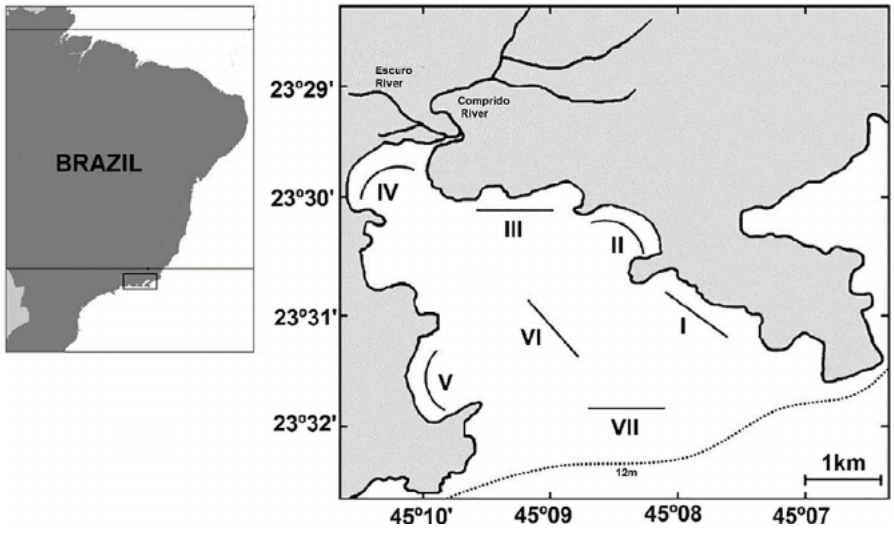

FIGURE 1 Map of the Fortaleza Bay (Ubatuba, State of São Paulo northern coast, Brazil), indicating the localization of the sampled transects

Sediment samples were transported to the laboratory and oven-dried at 70°C for 48 hr. For the analysis of grain size composition, we treated two subsamples of 50 g with 250 ml of NaOH solution (0.2 mol.l^{-1}) and stirred it for 5 min to release silt and clay particles. After that, we rinsed the subsamples in a 0.063-mm sieve. We sieved the sediment for grain size composition determination according to the American standard (Wentworth, 1922), as follows: 2 mm (for gravel retention); 2.0–1.0 mm (very coarse sand); 1.0–0.5 mm (coarse sand); 0.5–0.25 mm (medium sand); 0.25–0.125 mm (fine sand); and 0.125–0.063 mm (very fine sand). We classified the smaller particles as silt and clay and defined the three most quantitatively important sediment fractions according to Magliocca and Kutner (1965): class A—gravel (G), very coarse sand (VCS), coarse sand (CS), and medium sand (MS); class B—fine sand (FS) and very fine sand (VFS); and class C—silt and clay (S + C). Phi values were calculated using the formula phi = $-\log_2 d$, where d = grain diameter (mm), in which the following scale was obtained: −2 = phi < −1 (G); −1 = phi < 0 (VCS); 0 = phi < 1 (CS); 1 = phi < 2 (MS); 2 = phi < 3 (FS); 3 = phi < 4 (VFS); and phi ≥ 4 (S + C). From these scales, we measured the central tendency in order to determine the most frequent grain size fraction in the sediment. We calculated these values from data extracted from cumulative curves of sediment frequency distribution. The values corresponding to the 16th, 50th, and 84th percentiles were used to determine the mean diameter (md) using the formula md = $(phi_{16} + phi_{50} + phi_{84})/3$ (Suguio, 1973). Finally, we estimated the organic matter (OM) content of sediment as the difference between initial and final ash-free dry weights of two subsamples (10 g each), which was incinerated in porcelain crucibles at 500°C for 3 hr (Negreiros-Fransozo et al., 1991; Sousa et al., 2020).

2.2 | Data analyses

The environmental data were explored with respect to outliers in order to correct or remove them from the data. We checked the collinearity among variables, according to Zuur et al. (2010). Thus, we removed the variables Phi and class B sediment because they showed collinearity among the environmental factors (Variance Inflation Factor >3). We also verified the normality (Shapiro–Wilk) and homoscedasticity (Brown–Forsythe) of the data. In general, due non-parametricity of data, we used Kruskal–Wallis test, followed by pairwise Wilcoxon, adjusted by Bonferroni, in order to compare each environmental variable among the transects and seasons, separately. Only BT and BS were tested by ANOVA in the spatial comparison, due parametric characteristics. In the temporal abiotic evaluation, the sediment classes were not compared, as they usually only showed alterations in larger time lapses.

The comparative analysis of the shrimps' abundance was accomplished, separately, for spatial and seasonal distributions. For the spatial comparison, the seven transects were considered as sample units and the monthly samplings as replicates. With respect to seasonal comparison, the seasons were used as sample units and transects as replicates.

The seasons were classified as follows: October to December = spring; January to March = summer; April to June = autumn; and July to September = winter.

We used a similarity analysis (ANOSIM) to compare the spatial and seasonal variation in the abundance of shrimp species, considering the presence of non-parametric features of the shrimp quantifications. The ANOSIM was used to evaluate the significance of the differences on shrimp abundances in seasons or transects based in (dis)similarity measure (Clarke, 1993). Posteriorly, the species' abundance information and environmental variable data by transect/season were standardized since they used distinct units, by mean of "scale" function in R (R Core Team, 2019). After that, in each comparison, we group environmental variables (only variables showing statistical differences) and the shrimp abundances, clustering the most similar ones together with a heat map. These procedures following the proposed by Kassambara (2017; Unsupervised Machine Learning). All the analyses were performed using in the R software (R Core Team, 2019).

14390485, 2021, 42, Downloaded from https://onlinelibrary-wiley.cz87.periodicos.capes.gov.br By UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA- on [31/10/2021]. Re-use and distribution is strictly not permitted, except for Open Access articles

3 | RESULTS

The spatial comparison of the variables BT, BS, and OM did not show any statistical differences among transects (ANOVA: BT, $F = 0.23$; $p = .964$; BS, $F = 0.47$; $p = .826$; Kruskal–Wallis: OM, $X^2 = 12.84$; $p = .045$; Figure 2A-C). The highest amounts of biodetritic fragments occurred in the II, III, and IV transects (Kruskal–Wallis; $X^2 = 38.97$, $p < .001$; Figure 2D). The highest amounts of class A sediment occurred in the II and V (Kruskal–Wallis; $X^2 = 33.71$, $p < .001$; Figure 2E), while higher quantities of class C were registered in the VI and IV (Kruskal–Wallis; $X^2 = 30.11$, $p < .001$; Figure 2F).

The highest values of BT occurred during summer and autumn; with respect to BS, besides the summer, the highest values were found during the spring (Kruskal–Wallis; BT, $X^2 = 40.678$, $p < .001$; BS, $X^2 = 15.557$, $p < .001$; Figure 3A,B). OM occurred in higher amounts in the autumn than summer (Kruskal–Wallis; $X^2 = 11.774$, $p = .008$; Figure 3C). The values of biodetritic fragments did not differ among the seasons (Kruskal–Wallis; $X^2 = 2.190$, $p = .533$; Figure 3D).

A total of 253 caridean specimens were obtained, including representatives of four families and six species. The family Lysmatidae showed higher abundance (128 individuals), being represented by *E. oplophoroides* only. The family Palaemonidae showed three species with the following absolute abundances: *Leander paulensis* Ortmann, 1897 (74 individuals); *N. schmitti* (29 individuals) and *Periclimenes paivai* Chace, 1969 (5 individuals). The family Alpheidae was represented by *Alpheus intrinsecus* Spence Bate, 1888 (16 individuals) and the family Processidae, by *Processa hemphilli* Manning & Chace, 1971 (1 individual). From those, two species (*P. paivai* and *P. hemphilli*) were not considered in the analysis due to their low abundance.

We observed the highest richness of carideans in the II, III, IV, and V transects (Table 1), with the following caridean species: *A. intrinsecus*, *E. oplophoroides*, *L. paulensis*, and *N. schmitti*. Besides this, the highest abundances were observed in II and V transects, with higher abundance of *E. oplophoroides* and *L. paulensis* (Table 1; ANOSIM; $R = .031$, $p = .012$). The VI transect showed low abundance and richness of species.

Seasonally, the highest richness was observed during spring (6 species; Table 1); while the highest abundance was sampled during autumn ($N = 170$), composed mainly of *E. oplophoroides* (103 individuals; ANOSIM; $R = .069$, $p = .058$).

The evaluation of the spatial association between the environmental factors (biodetritic fragments, sediment classes A and C) and the abundance of caridean species revealed three groups (Figure 4). The first group (please, see horizontally) congregates I, IV, VI, and VII transects, showing lower abundance of species occurring in places with low quantities of biodetritic fragments (exception of the IV transect). The second group gathered III and V transects, with highest abundance of *N. schmitti* in III transect, characterized by a high quantity of biodetritic fragments and a low percentage of sediment in the A and C classes. The highest abundance of spine-shrimp *E. oplophoroides* occurred in V transect, characterized by class A sediment; this location showed low quantity of biodetritic fragments and low percentage of the class C sediment. The third group is composed of II transect only, in which there are high abundances of the carideans: *E. oplophoroides*, *L. paulensis*, and *A. intrinsecus*; probably because this place has a high quantity of class A sediment and biodetritic fragments.

With respect to seasonal evaluation between the environmental factors (BT and BS) and the total abundance of caridean shrimps among the seasons, we found two groups (Figure 5). The first group associates the low abundance of shrimps with the seasons with higher values of BS (spring and summer) and lower BT (spring and winter). The second group is represented by autumn, which is characterized by high abundance of *A. intrinsecus*, *E. oplophoroides*, *L. paulensis*, and *N. schmitti* with lowest values of BS and highest BT.

4 | DISCUSSION

The evaluation of spatial and seasonal interactions of caridean shrimps with the environmental variables was efficiently executed through the unsupervised machine learning technique, considering that this approach aims to find groupings in the observed data. The results suggest that, overall, caridean abundance is greater in autumn, in bottoms with granulometric fractions of sediment with larger diameters, biodetritic fragments and in high bottom temperatures and low salinities.

Such association could be related to the fact the biodetritus in the marine habitat (composed of mostly leaves and branches from the continent), can provide food for (Marioghae, 1989) and protect these shrimps (Vonk et al., 2008). There are few studies about the presence of vegetation debris for this crustacean group; however, Vonk et al. (2008) found that shrimps of the family Alpheidae can use vegetation remnants as food and in their gallery structures; Zimmermann et al. (2015) found the shrimp *L. paulensis* associated with algae; and Almeida et al. (2012) cite that biodetritus can be used as protection against predators. Additionally, in a study developed in the same region as this investigation, Fransozo et al. (2002) found similar results, in which it became evident that the caridean assemblages are distributed in regions near rocky shores and frequently use algae cover or commensal cnidarians to protect themselves from predation. Thus, the presence of biodetritic fragments could be considered important for the distribution and abundance of carideans, due to their diversified use of such material. Nevertheless, Bauer (1985) verified that caridean fluctuation could also be related to seasonal recruitment and predation variations, along with other biological factors.

Biodetritic fragments can also provide shelter against predation and food for caridean shrimps (Herrera et al., 2017), since penaeidean shrimps burrow and avoid predation in the sediment, as verified by Freire et al. (2011). Nevertheless, more detailed behavioral and experimental studies should be carried out regarding the caridean shrimps before more detailed generalization can be made. The presence of vegetation fragments in the marine environment is related to its proximity to the coast and river discharge (Almeida

14390485, 2021, 42, Downloaded from https://onlinelibrary-wiley.cz87.periodicos.capes.gov.br By UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA- on [31/10/2021]. Re-use and distribution is strictly not permitted, except for Open Access articles

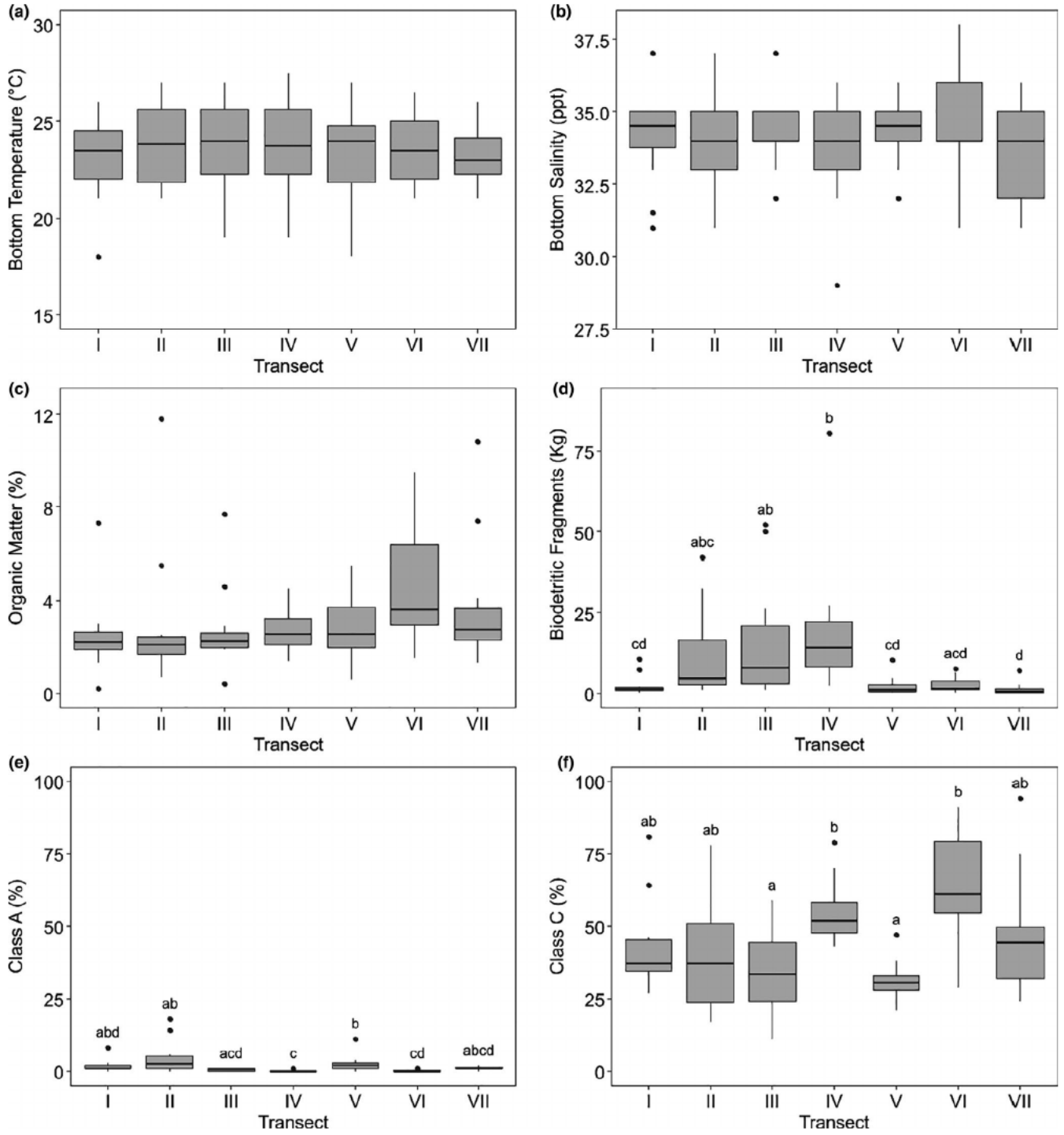

FIGURE 2 Box plots of the spatial variation of environmental parameters in the Fortaleza Bay, Northern coast of São Paulo State, Brazil. (A) Bottom water temperature; (B) Bottom water salinity; (C) Organic matter in the sediment; (D) Quantity of biodetritic fragments; (E) Sediment class A; and (F) Sediment class C. Boxes with at least one similar letter do not show statistical differences ($\alpha < .05$)

et al., 2012), besides the dense Atlantic Forest vegetation. In the same way, Fransozo et al. (2005, 2009) and Furlan et al. (2013) comment about the relationship of *N. schmitti* and *E. oplophoroides* with the vegetal material, including some marine biogenic parts as a determinant of the presence of such species. The capacity of one caridean species collecting and storing seagrass litter and burrow building material and feeding were already evaluated (Vonk, Kneer, Stapel, & Asmus, *op.cit.*). Thus, it is evident that the presence of biodetritic fragments could be an important parameter for the establishment and distribution of the caridean shrimps assessed in this research.

Seasonal changes in bottom temperature and salinity are probably associated with the action of water masses in the study region. During the autumn and winter, the lower values of temperature and salinity could be related to coastal water masses (Temp. > 20°C and

14390485, 2021, 42, Downloaded from https://onlinelibrary-wiley.cz87.periodicos.capes.gov.br By UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA- on [31/10/2021]. Re-use and distribution is strictly not permitted, except for Open Access articles

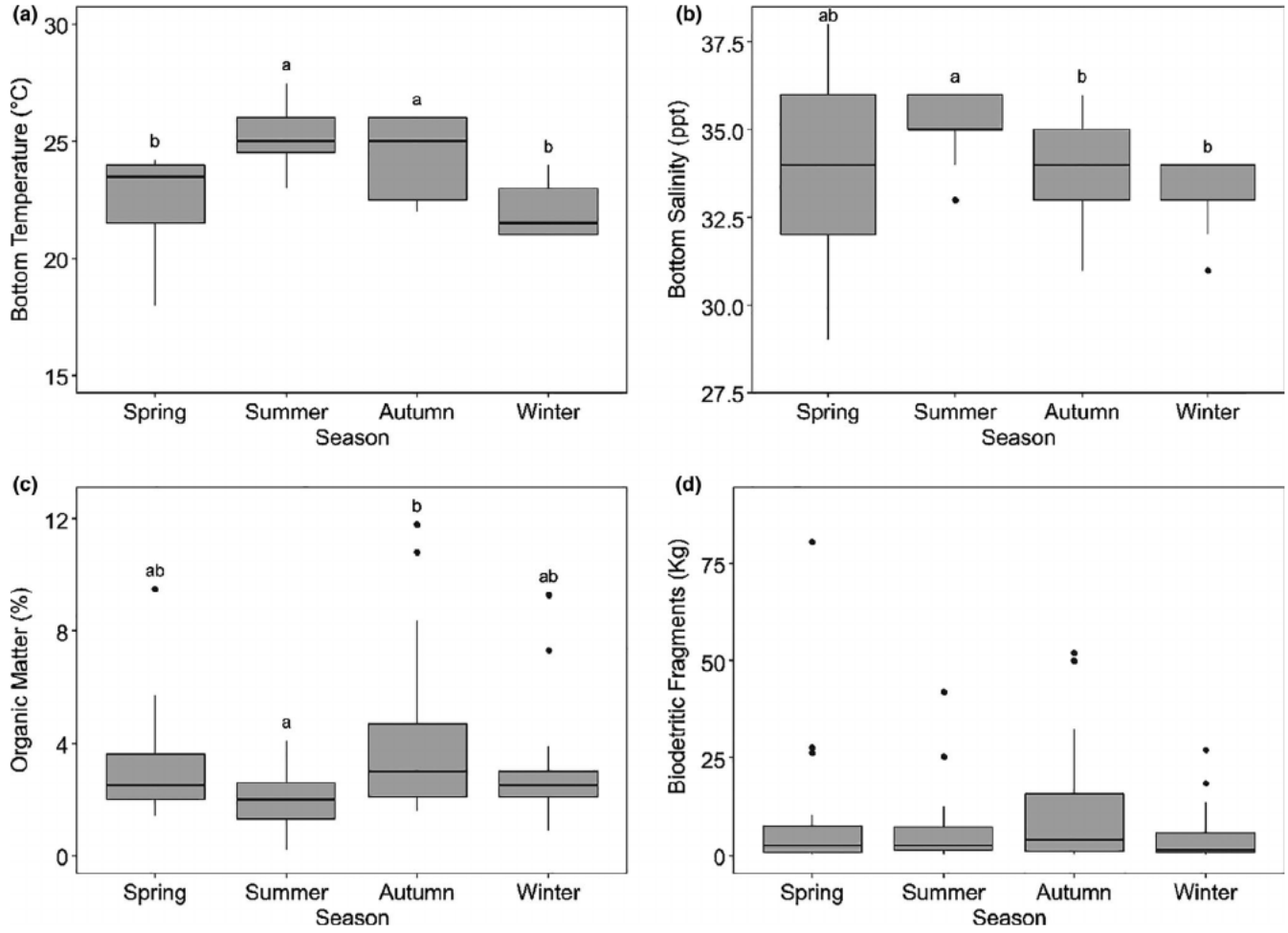

FIGURE 3 Box plots of seasonal variation of environmental parameters in the Fortaleza Bay, Northern coast of São Paulo State, Brazil. (A) Bottom water temperature; (B) Bottom water salinity; (C) Organic matter in the sediment; and (D) Quantity of biodetritic fragments. Boxes with at least one similar letter do not show statistical differences ($\alpha < .05$)

TABLE 1 Carideans' absolute abundance in each transect and year-season, sampled at Fortaleza Bay, Northern coast of São Paulo State, Brazil

Species	I	II	III	IV	V	VI	VII	Spring	Summer	Autumn	Winter	Total
Alpheus intrinsecus	1	11	1	2	1	0	0	6	3	5	2	16
Exhippolysmata oplophoroides	6	24	16	2	58	1	21	15	8	101	4	128
Leander paulensis	0	61	7	4	1	0	1	14	13	46	1	74
Nematopalaemon schmitti	1	1	22	1	3	0	1	2	0	15	12	29
Periclimenes paivai	0	3	1	0	1	0	0	0	0	0	5	5
Processa hemphilli	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Total	8	101	47	9	64	1	23	38	24	167	24	253

Salin. < 36 ppt). Besides this, the reflex of the South Atlantic Central Water (SACW; Temp. < 20°C and Salin. < 36 ppt) during the spring was only observed in the outer most transects, and a few values were sampled in such conditions. Bernardo et al. (2018) observed this same pattern in the same region. Pires-Vanin and Matsuura (1993) stated that this water mass usually occurs in depths greater than 10 m. Thus, such alterations could reflect the physical and chemical features of SACW. On the contrary, during summer, increased temperatures could be related to increased surface water flow (high temperature) to the bottom, mainly during the hottest periods, as observed in the Pacific Ocean (Hosoda et al., 2015). Besides this, the bay studied herein is shallow, which allows the sunlight to penetrate the water column and does not favor stratification in this season.

14390485, 2021, 42, Downloaded from https://onlinelibrary-wiley.cz87.periodicos.capes.gov.br By UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA- on [31/10/2021]. Re-use and distribution is strictly not permitted, except for Open Access articles

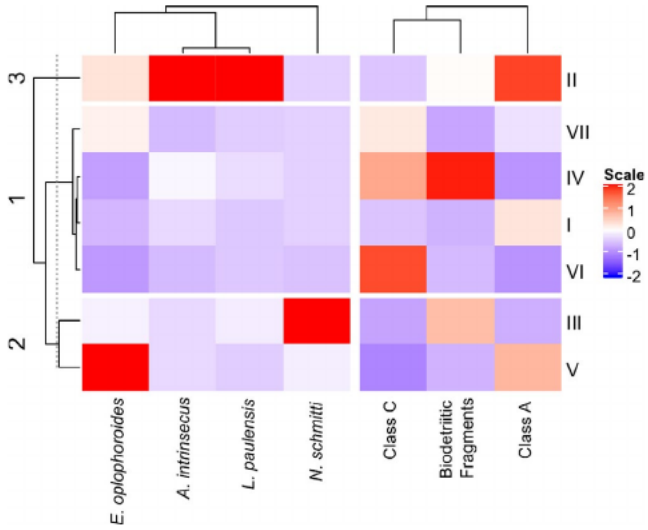

FIGURE 4 "Hierarchical clustering heat map" that relates the abundance of carideans' species and the environmental variables, which are grouped by transects (horizontal) at the Fortaleza Bay, Northern coast of São Paulo State, Brazil. class C = silt and clay sediment; class A = gravel, very coarse sand, coarse sand, and medium sand. The scale indicates higher (red) and lower (blue) values of the species abundance and environmental variables

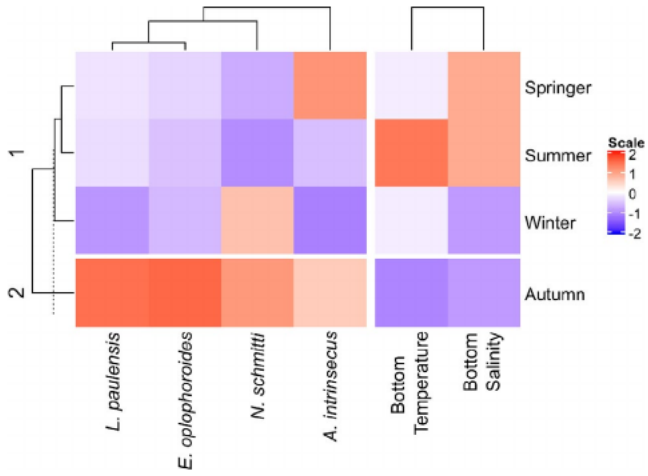

FIGURE 5 "Hierarchical clustering heat map" that relates the abundance of carideans' species and the environmental variables, which are grouped by year-seasons (horizontal) at the Fortaleza Bay, Northern coast of São Paulo State, Brazil. The scale indicates higher (red) and lower (blue) values of the species abundance and environmental variables

The Fortaleza Bay showed seasonally homogeneous sediment, with low variation in the presence of grains with larger diameter, due to the predominance of silt + clay. The location of the IV transect near the Escuro and Comprido Rivers favored fine sediment transportation to the coastal area. Moreover, the undertow transports this kind of sediment to deeper regions (VI and VII transects). Undertow is the current compensating the wave movement toward the coast, which is mainly responsible for sediment transportation from nearshore to offshore (Guannel & Özkan-Haller, 2014). The homogeneity of the physio-chemical parameters of the water is likely due to the fact that the region is characterized by a semi-closed and shallow area, which promotes low effects of circulating water masses.

In this sense, Mahiques et al. (2016) emphasized that the northern São Paulo coast is characterized by a low hydrodynamics, with continental effects showing reduced freshwater discharge, considering that there are hydrographic basins with small sizes and low volumes. Thus, Negreiros-Fransozo et al. (1991) also found a similar pattern concerning the homogeneous features of the water and the sediment in the Fortaleza Bay (1988 and 1989), in all sampled transects.

The features of transect III, for example, the presence of continental vegetation debris and periods with low salinity and high bottom temperature—autumn, provided high abundance of the shrimp *N. schmitti*. This could be related to the increased protection against predators, availability of food, and diversity of environmental factors that promote the well-fare and, consequently, high abundance of this shrimp species. Pantaleão et al. (2016) verified that *N. schmitti* populations from Macaé (State of Rio de Janeiro) and Ubatuba (State of São Paulo) are less tolerant to low water temperatures when compared to *E. oplophoroides*. The results of Fransozo et al. (2009), who studied the same species, agree with our results. Contrarily, Almeida et al. (2011) mentioned that during autumn and winter *N. schmitti* showed higher frequencies of juvenile individuals; a fact that can be associated with population migrations. Pereira et al. (2017) found that *N. schmitti* has continuous reproduction throughout the year. Thus, *N. schmitti* could promote recruitment all year-round. In short, the migration process can occur during autumn and winter, as they present good conditions for the establishment of the species in the Fortaleza Bay.

As we found in this study, the spine-shrimp *E. oplophoroides* can be found in several sampling sites and seasons. However, the highest abundance of this shrimp occurred in the V transect, which has the most gravel, coarse, and medium sand, but does not have leaves or branches from continental vegetation. On the contrary, this species was also found (second highest abundance) in a location (II transect) with a great amount of biodetritic fragments. Braga et al. (2009) concluded that the water temperature, organic matter content of the sediment, and sediment type can act as determining factors for the distribution of this species. Furlan et al. (2013) cited that *E. oplophoroides* was positively correlated to temperature, inhabiting shallow areas that prevent temperature oscillations promoted by SACW action. However, this fact could be related to the features of the species that support environmental variations as suggested by Pantaleão et al. (2016).

The highest spatial abundances of caridean shrimps occurred in the II, III, and V transects. Thus, we verified the simultaneous occurrence of three shrimp species and a significant amount of biodetritic fragments in the II and III transects, but not in the V transect. However, we found sediment grains with larger diameters that can be used to build shallow galleries, as discussed by Fransozo et al. (2002). According to Vonk et al. (2008), some Alpheidae shrimps are ecosystem engineers, as they build galleries which alter the environment and recycle nutrients.

14390485, 2021, 42, Downloaded from https://onlinelibrary-wiley.cz87.periodicos.capes.gov.br By UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA- on [31/10/2021]. Re-use and distribution is strictly not permitted, except for Open Access articles

In the present investigation, there was higher shrimp richness (*A. intrinsecus*, *E. oplophoroides*, *L. paulensis*, *N. schmitti*, *P. paivai*, and *P. hemphilli*) compared with the study by Fransozo et al. (2002), who registered only 3 species (*E. oplophoroides*, *N. schmitti*, and *Palaemon pandaliformis* [Stimpson, 1871]). Considering that the shrimp *P. paivai* lives in commensal association with cnidarian medusa (Baeza et al., 2017) and *P. hemphilli* has only been recorded in deep waters (~150 m; Christoffersen, 1982), this finding of both species can be attributed to accidental fishery. In this sense, the increased number of species registered herein could be a sign of increased ecological relevance of the Fortaleza Bay for decapod crustacean species establishment. This is probably related to the low fishery activity after the bay was deemed an MPA to preserve and conserve marine species (São Paulo, 2008).

It can be supposed that the Fortaleza Bay provides positive conditions for caridean immigration. Herrera et al. (2017) mentioned that *N. schmitti* individuals can migrate to regions with more favorable establishment and development conditions. Gonçalves et al. (2016), studying the association of decapod crustaceans with Scyphozoa jellyfishes, verified the presence of the caridean shrimp *L. paulensis* inside such medusa. This association promotes transportation and favors the colonization of new environments for such species. When comparing our results on the abundance of *L. paulensis* with those found by Pantaleão et al. (2016; $N = 1$ individual), we observed high values ($N = 74$ individuals) in Fortaleza Bay. Such fact might associate with that this region is sheltered from the action of cold-water mass (SACW) and it has a low fishing effort. Another important aspect of this region is that it is as nursery ground for penaeidean shrimps (Sousa, Almeida, et al., 2020; Sousa, Bernardes, et al., 2019). The same authors verified that juveniles of *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) grow up in this bay, revealing its overall importance for Decapod Crustaceans. In this sense, the Fortaleza Bay can be considered an example of classic ecological theory about source-sink dynamics and can be maintained by migrations of species populations from neighboring areas (Pulliam, 1988).

The II and V transects naturally exclude fishery, that is, have large amounts of consolidated substrata (e.g., rocks). In addition, such sites are less competitive in relation to other shrimps (Penaeideans) as they present low abundances, according to Fransozo et al. (2016). In short, we hypothesize that predation through extractive fishery is not relevant in this area.

The present investigation indicates that the abundance and distribution of Caridea shrimps in the Fortaleza Bay are mainly modulated by the presence of biodetritic fragments and large granulometric fractions, during seasons with higher temperatures and lower salinities values. Additionally, the increased ecological importance of such bay due to the leaves and branches from Atlantic Forest vegetation and the low fishery intensity favor higher species richness in the area. We also support using caridean shrimps as a scientific model to evaluate the connectivity between marine and continental areas (Fransozo et al., 2009). This way, the importance of environmental management, including coastal forests, is evident for the sustainability of terrestrial environments and marine shrimp assemblages.

In short, more detailed investigations are needed to evaluate all the biotic interactions among different taxa.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are grateful to the "Group of Studies on Crustacean Biology, Ecology and Culture" (NEBECC) members for their assistance, during field and laboratory activities; the "Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade" (ICMBio) for sampling permission (#32642-2); the "Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq)" with respect the research scholarships to AF (#302528/2015-6); the "Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP)" for the doctoral fellowship to KANH (#08/53495-9) and to ML Negreiros-Fransozo (#94/4878- 8 and #98/031134-6) for the vehicles used for transportation of the staff to fieldwork, in this study. We are indebted to M. L. Negreiros-Fransozo (PhD) for her huge help with manuscript revision and the English language. Currently, AOM, ANS, and VPB are associated with the Doctoral Program in Zoology, and ATG and DMR are students from Master science Program in Zoology—"University of the State of São Paulo—UNESP". We thank anonymous reviewers for their suggestions that helped to improve the quality of this paper during the revision process.

CONFLICT OF INTEREST

No potential conflict of interest was reported by the authors.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

The data that support the findings of this study are available in the Supplementary Material of this article.

ORCID

Alexandre Oliveira Marques https://orcid.org/0000-0001-8982-2673
Aline Nonato de Sousa https://orcid.org/0000-0001-8563-3269
Veronica Pereira Bernardes https://orcid.org/0000-0002-4074-8609
Camila Hipolito Bernardo https://orcid.org/0000-0003-3979-2642
Danielle Monique Reis https://orcid.org/0000-0003-0743-6280
Amanda Thaís Godoy https://orcid.org/0000-0002-1380-7423
Adilson Fransozo https://orcid.org/0000-0002-2067-5406

REFERENCES

Almeida, A. C., Fransozo, A., Teixeira, G. M., Hiroki, K. A. N., Furlan, M., & Bertini, G. (2012). Ecological distribution of the shrimp *Nematopalaemon schmitti* (Crustacea: Decapoda: Caridea) in three bays on the south-eastern coast of Brazil. *African Journal of Marine Science*, *34*(1), 93–102. https://doi.org/10.2989/1814232X.2012.673292

Almeida, A. C., Fransozo, V., Teixeira, G. M., Furlan, M., Hiroki, K. A. N., & Fransozo, A. (2011). Population structure and reproductive period of whitebelly prawn *Nematopalaemon schmitti* (Holthuis 1950)

14390485, 2021, 42, Downloaded from https://onlinelibrary-wiley.cz87.periodicos.capes.gov.br By UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA- on [31/10/2021]. Re-use and distribution is strictly not permitted, except for Open Access articles

(Decapoda: Caridea: Palaemonidae) on the southeastern coast of Brazil. *Invertebrate Reproduction and Development*, *55*(1), 30–39. https://doi.org/10.1080/07924259.2010.548641

Anastasopoulou, A., Mytilineou, C., Lefkaditou, E., Dokos, J., Smith, C. J., Siapatis, A., Bekas, P., & Papadopoulou, K. N. (2013). Diet and feeding strategy of blackmouth catshark *Galeus melastomus*. *Journal of Fish Biology*, *83*(6), 1637–1655. https://doi.org/10.1111/jfb.12269

Baeza, J. A., Barros-Alves, S. P., Lucena, R. A., Lima, S. F. B., & Alves, D. F. R. (2017). Host-use pattern of the shrimp *Periclimenes paivai* on the scyphozoan jellyfish *Lychnorhiza lucerna*: Probing for territoriality and inferring its mating system. *Helgoland Marine Research*, *71*(1), 17. https://doi.org/10.1186/s10152-017-0497-8

Bauer, R. T. (1985). Diel and seasonal variation in species composition and abundance of Caridean Shrimps (Crustacea, Decapoda) from seagrass meadows on the north coast of Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science*, *36*(1), 150–162.

Bernardo, C. H., Sancinetti, G. S., Taddei, F. G., Hiroki, K. A. N., de Almeida, A. C., & Fransozo, A. (2018). Abundance and spatio-temporal distribution of two Southwest Atlantic endemic shrimps: Changes after 20 years. *Biologia*, *73*(6), 589–598. https://doi.org/10.2478/s11756-018-0066-x

Bornatowski, H., Wosnick, N., Carmo, W. P. D., Corrêa, M. F. M., & Abilhoa, V. (2014). Feeding comparisons of four batoids (Elasmobranchii) in coastal waters of southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, *94*(7), 1491–1499. https://doi.org/10.1017/S0025315414000472

Braga, A. A., Santos, D. C., Fransozo, A., & López-Greco, L. S. (2009). Morphological evidence for protandric simultaneous hermaphroditism in the Caridean *Exhippolysmata oplophoroides*. *Journal of Crustacean Biology*, *29*(1), 34–41. https://doi.org/10.1651/08.3015.1

Burone, L., & Pires-Vanin, A. M. S. (2006). Foraminiferal assemblages in the Ubatuba Bay, South-eastern Brazilian Coast. *Scientia Marina*, *70*(2), 203–217.

Christoffersen, M. L. (1979). Decapod Crustacea: Alpheoidea. Campagne de la Calypso au large des cotes Atlantiques de L'Amerique du Sud (1961–1962). *Resultats Scientifiques des Campagnes de la Calypso*, *Paris*, *11*, 297–337.

Christoffersen, M. L. (1982). Distribution of warm water Alpheoid shrimp (Crustacea, Caridea) on the continental shelf of eastern South America between 23 and 35° lat. S. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, São Paulo, *31*(1), 93–112. https://doi.org/10.1590/S0373-55241982000100007

Clark, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecology*, *18*(1), 117–143. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x

Dewhirst, O. P., Roskilly, K., Hubel, T. Y., Jordan, N. R., Golabek, K. A., McNutt, J. W., & Wilson, A. M. (2017). An exploratory clustering approach for extracting stride parameters from tracking collars on free-ranging wild animals. *Journal of Experimental Biology*, *220*(3), 341–346. https://doi.org/10.1242/jeb.146035

Fransozo, A., Costa, R. C., Mantelatto, F. L. M., Pinheiro, M. A. A., & Santos, S. (2002). Composition and abundance of shrimp species (Penaeidea and Caridea) in Fortaleza Bay, Ubatuba, São Paulo, Brazil. In E. Escobar-Briones, & S. Alvarez, (Eds.), *Modern approaches to the study of crustacea*: Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0761-1_19

Fransozo, A., Sousa, A. N., Rodrigues, G. F. B., Telles, J. N., Fransozo, V., & Negreiros-Fransozo, M. L. (2016). Crustáceos decápodes capturados na pesca do camarão-sete-barbas no sublittoral não consolidado do litoral norte do Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, *42*(2), 369–386, https://doi.org/10.20950/1678-2305.2016v42n2p369

Fransozo, V., Castilho, A. L., Freire, F. A. M., Furlan, M., Almeida, A. C., Teixeira, G. M., & Baeza, J. A. (2009). Spatial and temporal distribution of the shrimp *Nematopalaemon schmitti* (Decapoda: Caridea: Palaemonidae) at a subtropical enclosed bay in South America. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, *89*(8), 1581–1587. https://doi.org/10.1017/S0025315409990439

Fransozo, V., Costa, R. C., Bertini, G., & Cobo, V. J. (2005). Population biology of spine shrimp *Exhippolysmata oplophoroides* (Holthuis) (Caridea, Hippolytidae) in a subtropical region, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, *22*(4), 1078–1084. https://doi.org/10.1590/s0101-81752005000400037

Freire, F. A. M., Luchiari, A. C., & Fransozo, V. (2011). Environmental substrate selection and daily habitual activity in *Xiphopenaeus kroyeri* shrimp (Heller, 1862) (Crustacea: Penaeoidea). *Indian Journal of Marine Sciences*, *40*(3), 325–330.

Furlan, M., Castilho, A. L., Fernandes-Góes, L. C., Fransozo, V., Bertini, G., & Costa, R. C. (2013). Effect of environmental factors on the abundance of decapod crustaceans from soft bottoms off southeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciencias*, *85*(4), 1345–1356. https://doi.org/10.1590/0001-3765201394812

Gonçalves, G. R. L., Wolf, M. R., Costa, R. C., & Castilho, A. L. (2016). Decapod crustacean associations with scyphozoan jellyfish (Rhizostomeae: Pelagiidae) in the Southeastern Brazilian coast. *Symbiosis*, *69*(3), 193–198. https://doi.org/10.1007/s13199-016-0395-x

Graça-Lopes, R., Tomás, A. R. G., Tutui, S. L. S., Severino-Rodrigues, E., & Puzzi, A. (2002). Fauna acompanhante da pesca camaroneira no litoral do Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, *28*, 173–188.

Guanel, G., & Özkan-Haller, H. T. (2014). Formulation of the undertow using linear wave theory. *Physics of Fluids*, *26*, e056604. https://doi.org/10.1063/1.4872160.

Guisan, A., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (2017). *Habitat suitability and distribution models: With applications in R*: Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/9781139028271

Herrera, D. R., Pescinelli, R. A., & Costa, R. C. (2017). Ecological distribution of *Nematopalaemon schmitti* and *Exhippolysmata oplophoroides* (Crustacea: Caridea) near an upwelling area off southeastern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, *45*(1), 149–158. https://doi.org/10.3856/vol45-issue1-fulltext-14

Holthuis, L. B. (1952). A general revision of the Palaemonidae (Crustacea, Decapoda, Natantia) of the Americas. II. The subfamily Palaemoninae. *Occasional Paper of the Allan Hancock Foundation*, *12*, 1–396.

Hosoda, S., Nonaka, M., Tomita, T., Taguchi, B., Tomita, H., & Iwasaka, N. (2015). Impact of downward heat penetration below the shallow seasonal thermocline on the sea surface temperature. *Journal of Oceanography*, *71*(5), 541–556. https://doi.org/10.1007/s10872-015-0275-7

Hussain, S., Le Guezennec, X., Yi, W., Dong, H., Chia, J., Yiping, K., Khoon, L. K., & Bard, F. (2017). Digging deep into Golgi phenotypic diversity with unsupervised machine learning. *Molecular Biology of the Cell*, *28*(25), 3686–3698. https://doi.org/10.1091/mbc.e17-06-0379

Jensen, G. C. (2011). Feeding behavior of the horned shrimp, *Paracrangon echinata* (Caridea: Crangonidae). *Journal of Crustacean Biology*, *31*(2), 246–248. https://doi.org/10.1651/10-3390.1

Kassambara, A. (2017). *Practical guide to cluster analysis in R: Unsupervised machine learning*: CreateSpace Independent Publishing Platform.

Macías, E. B. (2012). Faunistic analysis of the caridean shrimps inhabiting seagrasses along the NW coast of the Gulf of Mexico and Caribbean Sea. *Revista de Biología Tropical*, *60*(3), 1161–1175. https://doi.org/10.15517/rbt.v60i3.1765

Maglioca, A., & Kutner, A. S. (1965). *Sedimentos de fundo da enseada do Flamengo-Ubatuba* (pp. 1–15): Contribuições Avulsas do Instituto Oceanográfico.

Mahiques, M. M., Siegle, E., Alcántara-Carrió, J., Silva, F. G., de Oliveira Sousa, P. H. G., & Martins, C. C. (2016). The beaches of the State of São Paulo. In: A. D. Short, & A. H. F. Klein, (Eds). *Brazilian beach systems* (pp. 397–418). https://doi.org/10.1007/978-3-319-30394-9_15

14390485, 2021, 42, Downloaded from https://onlinelibrary-wiley.cz87.periodicos.capes.gov.br By UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA- on [31/10/2021]. Re-use and distribution is strictly not permitted, except for Open Access articles

Mantelatto, F. L., Bernardo, C. H., Silva, T. E., Bernardes, V. P., Cobo, V. J., & Fransozo, A. (2016). Composição e distribuição de crustáceos decápodes associados à pesca do camarão-sete-barbas Xiphopenaeus kroyeri (Heller, 1862) no litoral norte do Estado de São Paulo. *Boletim do Instituto de Pesca*, *42*(3), 307–326. https://doi.org/10.20950/1678-2305.2016v42n2p307

Marioghae, I. E. (1989). Trophic relationships of white estuarine prawn *Nematopalaemon hastatus* (Aurivillius, 1898) (Decapoda, Palaemonidae). *Revue d'hydrobiolgie Tropicale*, *22*(4), 289–294.

Negreiros-Fransozo, M. L., Fransozo, A., Pinheiro, M. A. A., Mantelatto, F. L. M., & Santos, S. (1991). Caracterização física e química da Enseada da Fortaleza, Ubatuba, SP. *Revista Brasileira de Geociências*, *21*(3), 114–120. https://doi.org/10.25249/0375-7536.1991114120

O'Hara, C. C., Villaseñor-Derbez, J. C., Ralph, G. M., & Halpern, B. S. (2019). Mapping status and conservation of global at-risk marine biodiversity. *Conservation Letters*, *12*(4), 1–9. https://doi.org/10.1111/conl.12651

Ory, N. C., Dudgeon, D., Dumont, C. P., Miranda, L., & Thiel, M. (2012). Effects of predation and habitat structure on the abundance and population structure of the rock shrimp *Rhynchocinetes typus* (Caridea) on temperate rocky reefs. *Marine Biology*, *159*, 2075–2089. https://doi.org/10.1007/s00227-012-1994-6

Pantaleão, J. A. F., Carvalho-Batista, A., Fransozo, A., & Costa, R. C. (2016). The influence of upwelling on the diversity and distribution of marine shrimp (Penaeoidea and Caridea) in two tropical coastal areas of southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, *763*(1), 381–395. https://doi.org/10.1007/s10750-015-2429-4

Paulo, S. (2008). *Decree nº 53.525, of October 8, 2008*. Available at: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2008/decreto-53525-08.10.2008.html. Access on September 10, 2019.

Pereira, R. T., Almeida, A. C., Teixeira, G. M., Bueno, A. A. P., & Fransozo, A. (2017). Reproductive strategy of the shrimp *Nematopalaemon schmitti* (Decapoda, Caridea, Palaemonoidea) on the southeastern coast of Brazil. *Nauplius*, *25*, e2017003. https://doi.org/10.1590/2358-2936e2017003

Pires-Vanin, A. M. S., & Matsuura, Y. (1993). Estrutura e função do ecossistema de plataforma continental da região de Ubatuba, Estado de São Paulo: Uma Introdução. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico de São Paulo*, *10*(10), 1–8.

Pulliam, H. R. (1988). Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist*, *132*(5), 652–661. https://doi.org/10.1086/284880

R Core Team. (2019). *R: A language and environment for statistical computing*: R Foundation for Statistical Computing.

Ramos, E., Torres, R. B., Veiga, R. F. A., & Joly, C. A. (2011). Study of the arboreal component in two areas of the Submontane Rainforest in Ubatuba, São Paulo State. *Biota Neotropica*, *11*(2), 313–335. http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?inventory+bn02411022011

Ruxton, G. D., Rey, D., & Neuhäuser, M. (2010). Comparing samples with large numbers of zeros. *Animal Behaviour*, *80*(5), 937–940. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2010.08.002

Sakamoto, K. Q., Sato, K., Ishizuka, M., Watanuki, Y., Takahashi, A., Daunt, F., & Wanless, S. (2009). Can ethograms be automatically generated using body acceleration data from free-ranging birds? *PLoS One*, *4*(4), e5379. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005379

Simpson, A. W., & Watling, L. (2006). An investigation of the cumulative impacts of shrimp trawling on mud-bottom fishing grounds in the Gulf of Maine: Effects on habitat and macrofaunal community structure. *ICES Journal of Marine Science*, *63*(9), 1616–1630. https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2006.07.008

Sousa, A. N., Almeida, A. C., Hiroki, K. A., Bernardo, C. H., Bernardes, V. P., & Fransozo, A. (2020). Responses of pink shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) (Penaeoidea) to physic-chemical parameters in a marine protected area: Changes in abundance and distribution after 20 years. *Journal of Natural History*, *54*(7–8), 419–433. https://doi.org/10.1080/00222933.2020.1765036

Sousa, A. N., Bernardes, V. P., Hiroki, K. A. N., Almeida, A. C., Teixeira, G. M., & Fransozo, A. (2019). Nursery grounds of the commercially important shrimp comparison of the population structure between two periods. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, *14*(1), 24–33.

Suguio, K. (1973). *Introdução à sedimentologia*: São Paulo.

Unger, J., Mansour, M., Kopaczka, M., Gronloh, N., Spehr, M., & Merhof, D. (2017). An unsupervised learning approach for tracking mice in an enclosed area. *BMC Bioinformatics*, *18*(1), 272. https://doi.org/10.1186/s12859-017-1681-1

Valletta, J. J., Torney, C., Kings, M., Thornton, A., & Madden, J. (2017). Applications of machine learning in animal behaviour studies. *Animal Behaviour*, *124*, 203–220. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.12.005

Vonk, J. A., Kneer, D., Stapel, J., & Asmus, H. (2008). Shrimp burrow in tropical seagrass meadows: An important sink for litter. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *79*(1), 79–85. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.03.003

Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology*, *30*(5), 377–392. https://doi.org/10.1086/622910

Zimmermann, U., Carvalho, F. L., & Mantelatto, F. L. (2015). The reproductive performance of the Red-Algae shrimp *Leander paulensis* (Ortmann, 1897) (Decapoda, Palaemonidae) and the effect of post-spawning female weight gain on weight-dependent parameters. *Brazilian Journal of Oceanography*, *63*(3), 207–216. https://doi.org/10.1590/S1679-87592015085806303

Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, *1*(1), 3–14. https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2009.00001.x

SUPPORTING INFORMATION

Additional supporting information may be found online in the Supporting Information section.

How to cite this article: Marques, A. O., de Sousa, A. N., Bernardes, V. P., Bernardo, C. H., Reis, D. M., Godoy, A. T., & Fransozo, A. (2021). Evaluation of caridean ecological distribution in the Ubatuba region, southeastern Brazilian coast using unsupervised machine learning technique. *Marine Ecology*, 42, e12673. https://doi.org/10.1111/maec.12673

14390485, 2021, 42, Downloaded from https://onlinelibrary-wiley.cz87.periodicos.capes.gov.br By UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA- on [31/10/2021]. Re-use and distribution is strictly not permitted, except for Open Access articles

CAPÍTULO 2

Distribuição ecológica de camarões Penaeoidea Rafinesque, 1815, nas proximidades de duas ilhas no Litoral Norte do Estado de São Paulo, Brasil

Resumo

A variação temporal e espacial da abundância de camarões Penaeoidea no Litoral Norte do Estado de São Paulo (SP), Brasil, foi investigada aqui, indicando padrões possivelmente explicáveis por alguns fatores ambientais: temperatura e salinidade da água, matéria orgânica e textura do sedimento. As amostragens foram coletadas em áreas com substratos inconsolidados próximos às Ilhas Couves (CO) e Mar Virado (MV), litoral de Ubatuba, Estado de São Paulo, durante um período de dois anos (janeiro de 1998 a dezembro de 1999). As coletas mensais foram realizadas usando um barco de pesca de camarão, equipado com redes de arrasto duplo. A temperatura (BT) e a salinidade (BS) da água de fundo foram medidas mensalmente, enquanto a matéria orgânica (OM) e a textura do sedimento (Phi) foram medidas ao decorrer das estações do ano. As variáveis ambientais foram comparadas entre ilhas e anos usando *Two-way repeated measure Anova*. A abundância total de Penaeoidea foi comparada entre ilhas, estações, anos e sua relação com as variáveis ambientais (temperatura e salinidade da água, matéria orgânica e textura do sedimento) por meio de modelos aditivos generalizados para posição, escala e forma. Adicionalmente, a associação da abundância das espécies de camarões e as variáveis ambientais foi realizada por meio da criação de um mapa de calor com o agrupamento de grupos mais similares, como forma de aprendizagem de máquina não supervisionado. Em MV, verificou-se maiores valores de BT e um maior incremento no Phi, durante o segundo ano de avaliação. Em ambas as ilhas houve uma redução no percentual de sedimento grosso, sendo mais acentuado em MV, no decorrer do estudo. Um total de 1.859 camarões penaeoídeos foram obtidos durante este estudo. As espécies mais abundantes foram *Xiphopenaeus* spp. (n=588), *Penaeus brasiliensis* (n=562) e *Rimapenaeus constrictus* (n=295). A abundância de camarões penaeoídeos foi maior em MV (n=1.575) do que em CO (n=284). Por outro lado, a abundância foi maior durante o

primeiro ano de estudo (1988) (n=1.112) do que em 1999 (n=747). Tal redução na abundância pode ter sido atribuída ao aumento de silte+argila e OM em tais áreas, podendo afetar a abundância das espécies de camarões Penaeoidea em questão. A proteção da assembleia de camarões penaeóideos perpassa pela mitigação dos impactos antrópicos, que podem disponibilizar sedimento mais fino e compostos nitrogenados nas áreas costeiras, reduzindo a abundância deste táxon.

Palavras-chave: Área de Preservação Ambiental; pesca; sedimentação; impactos antropogênicos; conservação.

1. Introdução

A pesca de arrasto de camarões é reconhecida como influenciadora direta e indiretamente nas assembleias de organismos aquáticos, principalmente os que vivem associados aos ambientes bentônicos (Gillet, 2008; Pitcher *et al.*, 2017). Adicionalmente, tal atividade pode causar impactos físicos e químicos no ambiente, sendo necessário estudos para alcançar a sustentabilidade da prática de pesca (Winger *et al.*, 2018). Investigações sobre a compreensão da ecologia de organismos bênticos (*e.g.* camarões) permite diagnosticar possíveis impactos ambientais, como situações de sobrepesca, e, assim, direcioná-los para uma exploração racional dos recursos naturais renováveis (Fransozo *et al.*, 2016).

Na costa sudeste brasileira, a pesca de camarões possui algumas espécies-alvo, como o camarão sete-barbas *Xiphopenaeus* spp., o camarão branco *Penaeus schmitti* Burkenroad, 1936, e os camarões rosa *Penaeus brasiliensis* Latreille, 1817 e *Penaeus paulensis* Pérez Farfante, 1967 (Costa *et al.*, 2004; Castro *et al.*, 2005; Fransozo *et al.*, 2016). Desse modo, devido à redução da captura dos grupos de interesse, as espécies *Artemesia longinaris* Spence Bate, 1888 e *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888), também, foram direcionados ao esforço pesqueiro (Castilho *et al.*, 2008a). Adicionalmente, outras espécies da superfamília Penaeoidea Rafinesque, 1815 podem ser capturadas, mas não são consideradas recursos pesqueiros, devido ao tamanho reduzido, como *Rimapenaeus constrictus* (Stimpson, 1871) e os sicionídeos *Sicyonia dorsalis* Kingsley, 1878 e *Sicyonia typica* (Boeck, 1864) (Castilho *et al.*, 2008a).

Deve-se ressaltar que tais camarões penaeóideos também possuem importância ecológica, participando de relações tróficas essenciais na manutenção de ecossistemas (Pires, 1992; Souza *et al.*, 2014). Associado à isto, a distribuição das espécies de camarões marinhos podem depender de uma variedade de fatores ambientais (Boschi, 2000).

Alguns pesquisadores têm investigado ao longo dos anos, como a distribuição de camarões Penaeoidea pode ser modulada pela variação de parâmetros ecológicos, particularmente, o tipo de sedimento, temperatura, salinidade e matéria orgânica (Nakagaki *et al.*, 1995; Negreiros-Fransozo *et al.*, 1999; Fransozo *et al.*, 2002, 2012, 2016; Costa *et al.*, 2005; Castilho *et al.*, 2008a; Furlan *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2014; Pantaleão *et al.*, 2016).

Ainda que os Penaeoidea sejam amplamente estudados na região de Ubatuba, até então, não existem investigações que foquem exclusivamente em áreas próximas às ilhas. O Litoral Norte do Estado de São Paulo apresenta uma geomorfologia bem recortada, devido a presença da Serra do Mar, com a formação de enseadas, praias e ilhas com diferentes características (Ab'Sáber, 1955; Migotto *et al.*, 2011). Tais ecossistemas permitem a formação de microhabitats, que são favoráveis para o estabelecimento e desenvolvimento de assembleias marinhas (Negreiros-Fransozo *et al.*, 1991; Mahiques, 1995; Mahiques *et al.*, 2016).

Entretanto, há decadas, as ilhas são objetos de estudos sobre teorias biogeográficas, como estratégias de colonização e suas relações de diversidade (MacArthur & Wilson, 1967). As áreas próximas às ilhas, estudadas neste artigo, podem participar de processos de dispersão de algumas populações, que compõem a assembleia de camarões penaeóideos. Desta forma, conhecer quais características ambientais destas ilhas são cruciais para o estabelecimento, desenvolvimento e manutenção dessa assembleia são necessários para posteriores determinações de medidas de manejo para este táxon.

Em 2008, a região costeira de Ubatuba foi inserida em uma Área de Proteção Ambiental Marinha, cuja finalidade é priorizar a preservação e conservação mediante a utilização sustentável dos recursos marinhos da região (Decreto nº 53.525 pelo Ministério

de Meio Ambiente do Brasil) (São Paulo, 2008). Considerando o crescente desenvolvimento local, um aumento no risco de impactos ambientais ocasionados por ações antrópicas (Poletto & Batista, 2008) é esperado. Além disso, este estudo pode servir como referência para avaliações futuras dos impactos causados pela implantação desta medida de proteção ambiental.

Associado à isso, nas últimas décadas ocorreu uma enorme expansão de ferramentas estatísticas para os mais diversos usos em estudos ecológicos (Zuur *et al.*, 2010). Podemos destacar o método de aprendizado de máquina não supervisionado (termo comumente encontrado em inglês como "Unsupervised Machine Learning"), que pode ser aplicado em avaliações diversas (Valetta *et al.*, 2017; Humpries *et al.*, 2018). Tal análise objetiva detectar a estrututura dos dados multivariados, e assim, criar uma representação compacta dos dados, facilitando o reconhecimento de padrões (Tripathy *et al.*, 2022). A técnica de agrupamento (do termo em inglês "clustering") é uma das ferramentas que podem ser empregadas para a visualização de grupos similares (Zuur *et al.*, 2007; Kassambara, 2017).

Em sua pesquisa, Marques *et al.* (2021), utilizou esta técnica, de forma pioneira, para avaliar a distribuição de camarões Caridea Dana, 1852 em relação às variáveis ambientais e espaço-temporalmente, alcançando sucesso. Entretanto, os pesquisadores comentados anteriormente, atribuiram a utilização desta técnica por conta de problemas estatísticos relacionados à baixa abundância deste grupo taxonômico. Diante disso, testaremos a hipótese de que a ferramenta estatística do aprendizado de máquina não supervisionado, por meio de agrupamentos, é capaz de classificar em grupos espaço-temporais a abundância dos camarões Penaeoidea, e ainda assim, evidenciar quais fatores ambientais podem ser atribuídos pela modulação da ocorrência ou ausência das espécies

camarões avaliadas nas áreas próximas às Ilhas das Couves e do Mar Virado, Litoral Norte do Estado de São Paulo, Brasil.

2. Objetivos

2.1 Objetivo Geral

Este estudo avaliou os padrões de abundância espaço-temporal de camarões Penaeoidea entre as estações do ano, entre anos e em cada uma das ilhas. Adicionalmente, a associação da abundância de camarões com os fatores ambientais (temperatura da água, salinidade da água, conteúdo de matéria orgânica e textura do sedimento) a partir de amostragens no substrato não-consolidado próximas à Ilha das Couves e do Mar Virado (região de Ubatuba, São Paulo, Brasil), no decorrer de dois anos (Janeiro de 1998 à Dezembro de 1999).

2.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar as variáveis ambientais (temperatura da água, salinidade da água, conteúdo de matéria orgânica e textura do sedimento) espaço-temporalmente (anos e ilhas), além de avaliar a composição do sedimento das áreas de substrato não consolidade próximas à Ilha das Couves e do Mar Virado, Ubatuba, Brasil.
- Caracterizar a abundância dos camarões Penaeoidea espaço-temporalmente (estações do ano, anos e ilhas) e suas relações com as variáveis ambientais (temperatura da água, salinidade da água, conteúdo de matéria orgânica e textura do sedimento) em áreas de substrato não consolidado próximas à Ilha das Couves e do Mar Virado, Ubatuba, Brasil.
- Caracterizar a abundância individualmente das espécies de camarões Penaeoidea em relação às variáveis ambientais (temperatura da água, salinidade da água, conteúdo de matéria orgânica e textura do sedimento) em áreas de substrato não consolidado próximas à Ilha das Couves e do Mar Virado, Ubatuba, Brasil.

3. Material e Métodos

3.1. Área de Estudo

O Litoral Norte de São Paulo e, especialmente, a região de Ubatuba, abrangem uma variedade de ambientes, como ilhas, enseadas, praias arenosas e rochosas, manguezais, estuários e rios costeiros. Esta região é influenciada pelo hidrodinamismo proveniente de três massas de água com características distintas: Água Costeira (AC, temperatura ≥ 20º e salinidade ≤ 36), Água Tropical (AT, temperatura ≥ 20º e salinidade ≥ 36) e Água Central do Atlântico Sul (ACAS, temperatura ≤ 18°C e salinidade ≤ 36). Esta última massa de água, penetra na camada inferior (fundo) da costa durante o final da primavera e início do verão e, assim, forma uma termoclina na plataforma interna e em profundidades de 10-15 metros (Castro-Filho *et al.*, 1987; Odebrecht & Castello, 2001; De Léo & Pires-Vanin, 2006). No inverno, a ACAS recua para a plataforma e é substituída pela AC, resultando na ausência de estratificação de temperatura na plataforma interna (Pires, 1992; Pires-Vanin *et al.*, 1993). Além disso, tais massas de água são provenientes do Sul e entram no canal entre a grande Ilha de São Sebastião e o continente, cujas correntes rápidas ali presentes carregam sedimentos finos para a costa e enseadas próximas (Furtado & Mahiques, 1990).

3.2 Coleta de Dados

Os camarões Penaeoidea foram coletados, mensalmente, em dois períodos de um ano cada (janeiro a dezembro de 1998; janeiro a dezembo de 1999), utilizando-se um barco de pesca camaroeiro, equipado com redes de arrasto do tipo "*double-rig*". Estas redes possuem uma abertura de, aproximadamente, 4,5 m, cujo comprimento entrenós na panagem e no saco da rede são de 20 e 15 mm, respectivamente. Cada área foi amostrada

durante 30 min, por uma distância de, aproximadamente, 2 Km, abrangendo uma área amostral total de 18.000 m²/local de coleta. Todas as coletas foram realizadas no lado interno das ilhas, os quais são voltados para o continente (Figura 1).

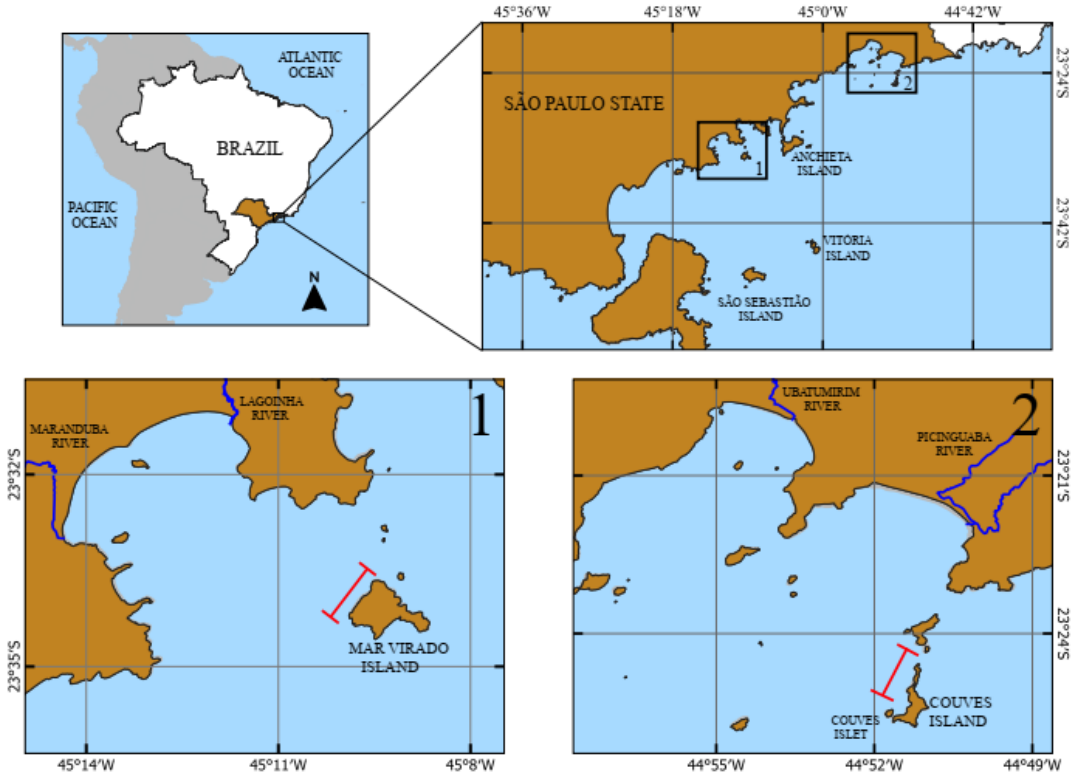

Figura 1. Mapa da região de Ubatuba, localizada no Litoral Norte do Estado de São Paulo, Brasil, destacando os locais de amostragem (vermelho) próximos à Ilha do Mar Virado (1) e Ilha das Couves (2).

Após cada arrasto, os camarões foram separados, colocados em sacos plásticos, rotulados e armazenados em gelo picado. No laboratório, os espécimes foram contados e identificados de acordo com D'Incao (1995). Os organismos foram coletados dentro das diretrizes do ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - Ministério do Meio Ambiente (Permissão nº. 44329715).

Amostras de água de fundo foram coletadas, mensalmente, com uma garrafa de Nansen e os valores de salinidade (BS; ppt) e temperatura (BT; °C) foram mensurados por meio de refratômetro óptico e termômetro de mercúrio, respectivamente. As amostras de sedimento foram obtidas, durante todas as estações do ano para cada período, com um pegador de Van Veen (0,06 m²), com o objetivo de determinar a composição granulométrica, tamanho médio do grão (Phi) e calcular a porcentagem de matéria orgânica (OM). Cada amostra foi colocada em um saco plástico etiquetado e, em seguida, congelada, a fim de minimizar a decomposição da matéria orgânica até o momento da análise, em laboratório. A profundidade foi mensurada por meio de um ecobatímetro acoplado a um Sistema de Posicionamento Global (GPS).

Os procedimentos para análise do sedimento seguiram Hakanson & Jansson (1983) e Tucker (1988). No laboratório, as amostras de sedimento foram secas em estufa a 70ºC por, aproximadamente, 72 horas. Duas amostras de 50g (cada) foram separadas e, em seguida, 250 ml de uma solução de NaOH (0,2 N) foi adicionada em cada uma delas, para suspender o silte + argila. Logo após, as subamostras foram lavadas em uma peneira (tamanho da malha = 0,063 mm), passando somente a fração de silte + argila. O restante do sedimento foi seco a 60º durante 24 horas e submetido a um peneiramento diferencial. As categorias de tamanho de grão seguiram o padrão americano de Wentworth (1922), para o qual os sedimentos foram peneirados a 2 mm (para retenção de cascalho); 2,0-1,0 (areia muito grossa); 1,0-0,5 (areia grossa); 0,5-0,25 (areia média); 0,25-0,125 (areia fina) e 0,125-0,063 mm (areia muito fina). As partículas menores foram classificadas como silte e argila. As três frações mais quantitativas do tamanho dos grãos de sedimentos foram definidas de acordo com Magliocca & Kutner (1965): Classe A - cascalho, areia muito grossa, areia grossa e areia média; Classe B - areia fina e areia muito fina; e Classe C - silte e argila.

Os valores de Phi (φ) foram calculados baseados na equação $\varphi = -\log_2 d$, onde d = diâmetro do grão (mm), obtendo, assim, as seguintes classes: cascalho (-2 ⎸— -1), areia muito grossa (-1 ⎸—0), areia grossa (0 ⎸—1), areia média (1 ⎸—2), areia fina (2 ⎸—3), areia muito fina (3 ⎸—4) e silte + argila (> 4). A partir dos valores obtidos, as medidas de tendência central foram calculadas, a fim de determinar as frações granulométricas mais frequentes no sedimento. Esses valores foram calculados com base em dados extraídos graficamente de curvas acumulativas de distribuição de frequência das amostras do sedimento. Os valores correspondentes aos 16°, 50° e 84° percentis foram utilizados para determinar o diâmetro médio (DM), mediante a fórmula $DM=(\varphi 16+ \varphi 50+ \varphi 84)/3$ (Suguio, 1973).

Subamostras de 10g de sedimento foram utilizadas para verificar o conteúdo de matéria orgânica. Estas foram incineradas a 500ºC durante 3 horas e, em seguida, pesadas. A diferença entre o peso inicial e final indicou o conteúdo de matéria orgânica de cada amostragem, sendo, em seguida, convertido em porcentagem (Negreiros-Fransozo *et al.*, 1991).

3.3 Análise de Dados

Análises exploratórias foram realizadas para verificação valores discrepantes "*outliers*", homogeneidade da variância, normalidade, linearidade e colinearidade entre variáveis, conforme o protocolo proposto por Zuur *et al.* (2010). Entre as variáveis ambientais, as classes granulométricas foram utilizadas para indicar as diferenças de composição sedimentológica entre as ilhas. O Phi foi utilizado somente na criação dos modelos estatísticos relacionados com a abundância dos camarões, devido à problemas de multicolinearidade, entre as classes de sedimento.

As estações do ano foram classificadas da seguinte forma: Janeiro à Março = verão; Abril à Junho = outono; Julho à Setembro = inverno; e Outubro à Dezembro = primavera.

Individualmente, as variáveis ambientais (BT, BS, OM e Phi) foram comparadas por ilhas e anos de estudos por meio de uma "*Two-Way Repeated Measure ANOVA*", utilizando-se a função "lmer" do pacote "lme4" (Bates *et al.*, 2015). Os meses de coletas foram utilizados como uma variável de efeito aleatório, por conta da repetição mensal da coleta de dados. Posteriormente, as variáveis significativas foram comparadas par-a-par por meio de análise de contraste, utilizando-se o pacote "emmeans" (Lenth, 2022). Na avaliação das alterações do sedimento durante o estudo, a composição das classes granulométricas foi plotada por estação do ano, em cada ilha e ano de estudo.

Antes das análises biológicas, verificou-se a distribuição da variável resposta por meio da função "fitDist" do pacote "gamlss", utilizando-se o menor valor do "*Generalized Akaike Information Criterion*" (GAIC; Rigby & Stasinopoulos, 2005). Segundo Stasinopoulos e Rigby (2007), "gamlss" é um pacote de R para o desenvolvimento de modelos semiparamétricos, no qual a distribuição da variável resposta (contínua ou discreta) pode apresentar características assimétricas. A parte sistemática é estendida para permitir modelar os parâmetros de uma dada distribuição por funções paramétricas e/ou não paramétricas de variáveis explicativas e/ou termos de efeitos aleatórios. Para investigar a abundância da superfamília Penaeoidea espaço-temporalmente e sua relação com as variáveis ambientais (BT, BS, Phi e MO) utilizou-se a técnica de modelos generalizados aditivos para localização, escala e forma (do inglês "*Generalized additive models for locations, scale and shape*" – GAMLSS) por função de ligação binomial negativo do tipo "II". Posteriormente, a função "stepGAICAll.A" foi utilizada para realizar a seleção do modelo passo a passo, testando cada variável fixa e

aleatória e, por fim, o modelo com o menor GAIC, selecionado. O efeito aleatório (mês), também, foi incluído devido às medidas repetidas realizadas na coleta dos dados.

Para analisarmos a associação da matriz biótica, ambiental e espaço-temporal utilizaremos o agrupamento de dados acoplada à um mapa de calor, como uma das técnicas de Aprendizado de Máquina Não Supervisionado. Ambas as matrizes de dados foram padronizadas, individualmente, por meio da função "decostand", sob o método "standardize" (Legendre & Legendre, 2012), para que tenham uma mesma amplitude dos dados. Todas as análises foram realizadas utilizando o "*software*" R (R Core Team, 2021).

4. Resultados

Para as análises ambientais, os maiores valores da temperatura de fundo (BT) foram obtidos em MV (Figura 2a; Two-Way RM Anova, p=0,0053). Entretanto, entre os anos, em cada ilha, não se verificou diferença significativa quanto aos valores de BT (Figura 2a; Anova, p>0,05). Os valores de salinidade de fundo (BS) foram similares entre as ilhas, anos e sua interação (Figura 2b; Two-Way RM Anova, p=0,0715, p=0,3825, p=0,5901, respectivamente). Os valores de matéria orgânica (OM) foram similares entre as ilhas (Figura 2c; Two-Way RM Anova, p=0,1482), mas na comparação entre os anos, o maior teor de OM foi no segundo ano de avaliação (Two-Way RM Anova, p=0,0328). Os valores de Phi foram similares em ambas as ilhas no primeiro ano de avaliação, porém, observou-se um incremento do Phi no ano seguinte, sendo maior em MV (Figura 2d; Two-Way RM Anova, p=0,0216, p<0,0001, p<0,0001, respectivamente). Em relação à composição das classes de sedimento nos anos avaliados, foi observada uma redução da ocorrência de sedimento classe A em ambas as ilhas. Contudo, em MV essa redução foi mais acentuada, chegando a apresentar, aproximadamente, 90% de sedimento classe B + C no segundo ano de estudo (Figura 3).

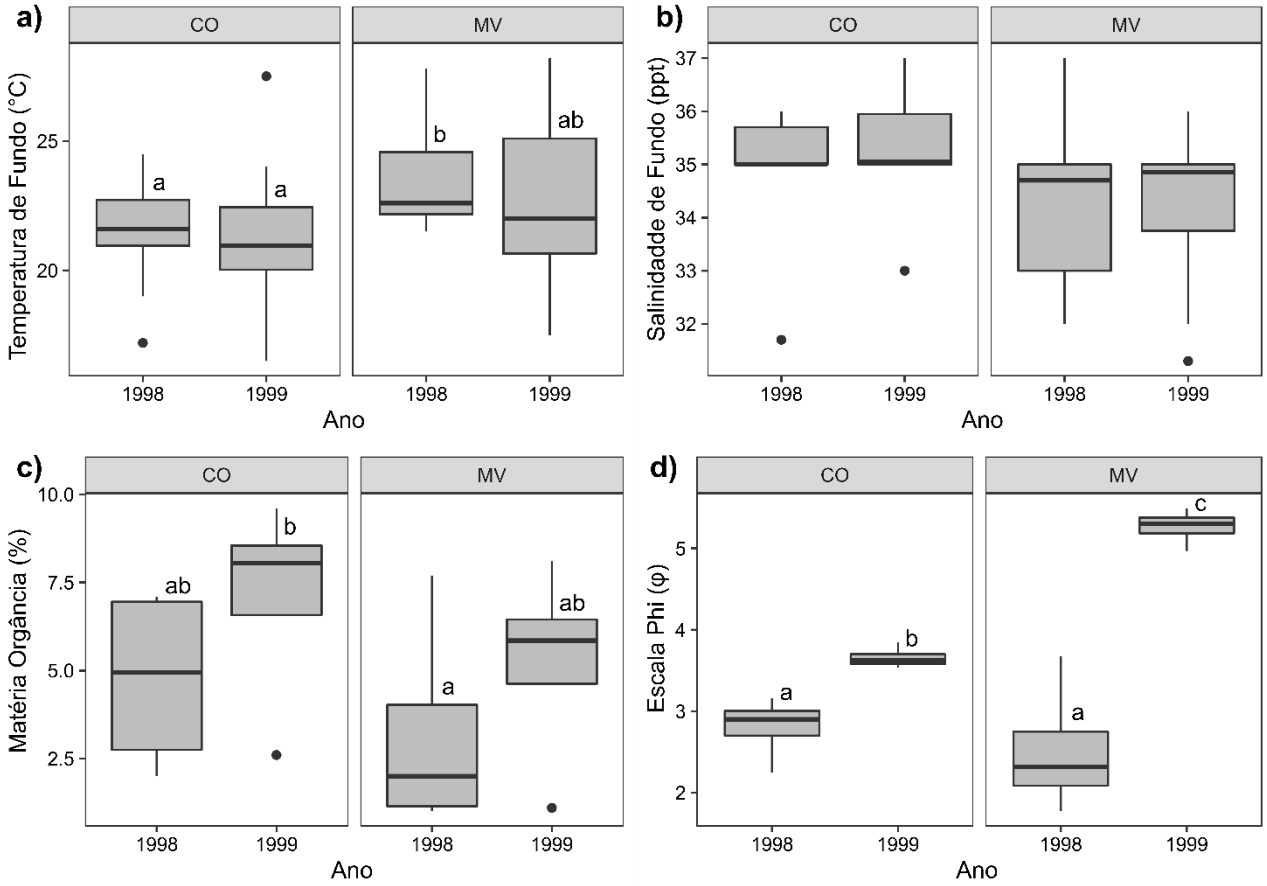

Figura 2. Comparações de temperatura de fundo (a), salinidade de fundo (b), matéria orgânica (c) e textura do sedimento (d) amostradas nas Ilhas Couves (CO) e Mar Virado (MV), entre 1998 e 1999, em Litoral Norte do Estado de São Paulo, Brasil. Boxplots com letras semelhantes não apresentam diferenças estatísticas ($\alpha < 0,05$).

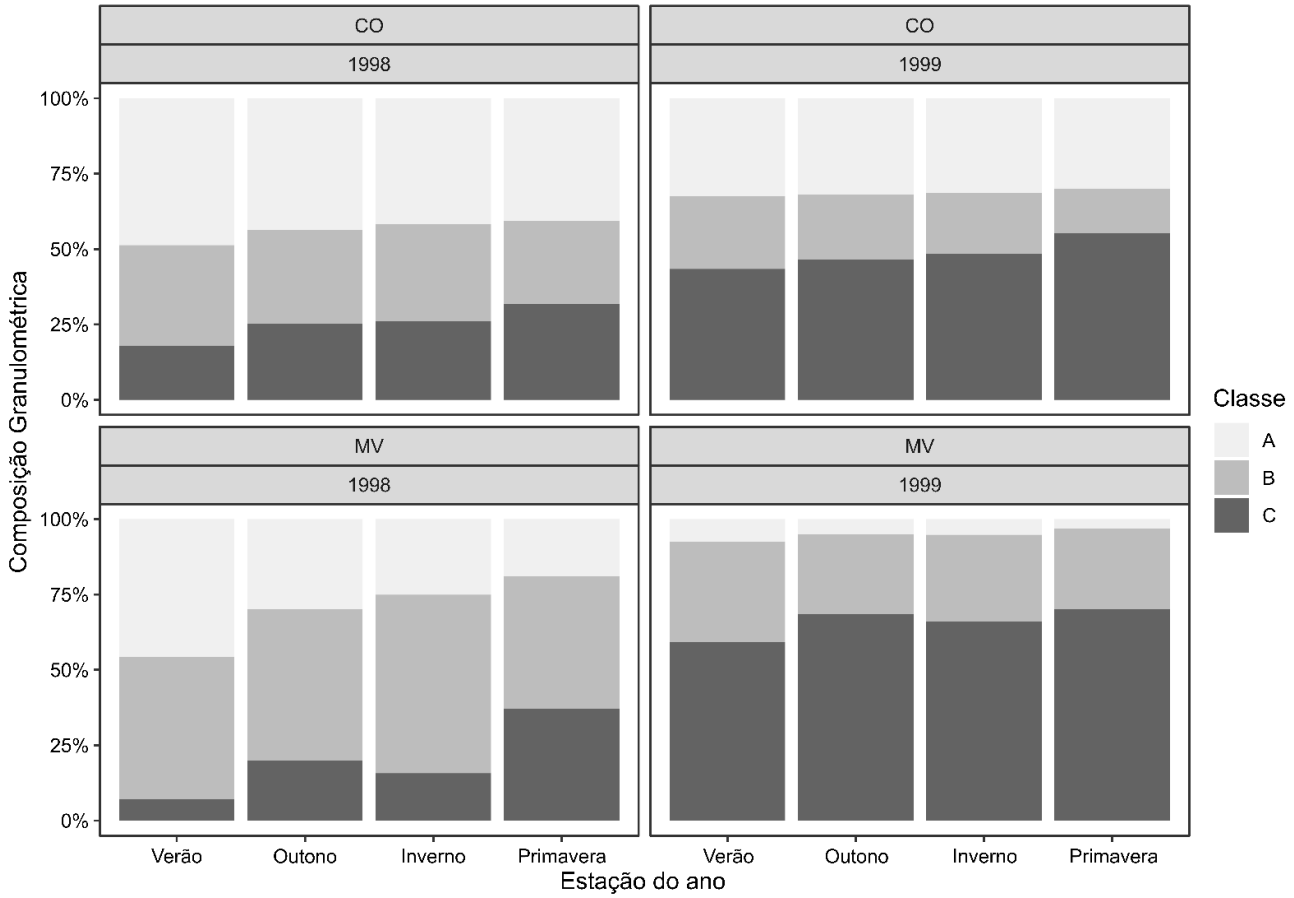

Figura 3. Composição das classes granulométricas do sedimento da Ilha das Couves (CO) e do Mar Virado (MV) avaliadas, sazonalmente, durante os anos de 1998 e 1998, no Litoral Norte do Estado de São Paulo, Brasil. Legenda: Classe A - cascalho, areia muito grossa, areia grossa e areia média; Classe B - areia fina e areia muito fina; e Classe C - silte e argila.

Ao todo obteve-se 1.859 exemplares de camarões Penaeoidea, pertencentes a nove espécies (Tabela 1; Figura 4). A maior abundância foi verificada em MV com 1.575 camarões, sendo observados, principalmente, *Xiphopenaeus* spp. (n=542), *Penaeus. brasiliensis* (n=444) e *Rimapenaeus constrictus* (n=229). Em CO foram amostrados 284 exemplares, representado, principalmente por *P. brasiliensis* (n=118), *R. constrictus* (n=66) e *Xiphopenaeus* spp. (n=46; Tabela 1-2; Figura 5a; GAMLSS, p<0,0001). Entre as estações do ano não se verificou diferença significativa da abundância de Penaeoidea (nVER=512; nOUT=587; nINV=325; nPRI=435; Tabela 1-2; Figura 5b; GAMLSS, p>0,05). Durante o primeiro ano de estudo foi observado maior abundância de camarões (n=1.112), quando comparado com o segundo período (n= 747; Tabela 1-2; Figura 5c; GAMLSS, p=0,0005). Em cada ilha, não foi verificada diferença significativa da abundância dos Penaeoidea entre as estações do ano e períodos avaliados (Tabela 1-2; Figura 5d-e; GAMLSS, p>0,05).

Houve um aumento na abundância de camarões com o incremento de BT (Tabela 2; Figura 5f; GAMLSS, p=0,0002). Não foi observada relação significativa da abundância dos Penaeoidea com BS e Phi, sendo removidos do modelo estatístico final (Tabela 2; Figura 5g-i; GAMLSS, p>0,05). Houve, também, uma redução na abundância de camarões com o aumento do teor de OM (Tabela 2; Figura 5h; GAMLSS, p=0,0095).

Tabela 1. Abundância de espécies de Penaeoidea por estações coletadas durante dois anos (1998 e 1999), nas ilhas de Couves e Mar Virado, litoral norte do Estado de São Paulo, Brasil. Legenda: Ver – verão; Out – outono; Inv – inverno; e Pri – primavera.

Ilha	**Ilha das Couves**									**Ilha do Mar Virado**									
Período	**1998**				**1999**				**Subtotal**	**1998**				**1999**				**Subtotal**	**Total**
Estação	**Ver**	**Out**	**Inv**	**Pri**	**Ver**	**Out**	**Inv**	**Pri**		**Ver**	**Out**	**Inv**	**Pri**	**Ver**	**Out**	**Inv**	**Pri**		
Artemesia longinaris Spence Bate, 1888	9	2	0	0	0	0	0	0	**11**	0	2	0	0	0	2	0	0	**4**	**15**
Penaeus brasiliensis Latreille, 1817	16	2	0	13	0	7	9	71	**118**	196	9	39	19	36	112	13	20	**444**	**562**
Penaeus paulensis Pérez Farfante, 1967	8	1	0	2	0	0	2	5	**18**	122	2	5	2	3	11	3	1	**149**	**167**
Penaeus schmitti Burkenroad, 1936	0	12	0	0	0	0	0	0	**12**	0	61	22	4	0	9	2	0	**98**	**110**
Pleoticus muelleri (Spence Bate, 1888)	2	0	0	0	0	0	0	1	**3**	0	0	0	0	0	0	1	41	**42**	**45**
Rimapenaeus constrictus (Stimpson, 1871)	5	1	0	27	0	0	32	1	**66**	9	10	34	58	11	65	24	18	**229**	**295**
Sicyonia dorsalis Kingsley, 1878	0	0	1	0	0	0	0	1	**2**	2	2	2	29	4	1	1	2	**43**	**45**
Sicyonia typica (Boeck, 1864)	4	1	1	0	1	0	1	0	**8**	3	1	6	0	1	0	5	8	**24**	**32**
Xiphopenaeus spp.	0	46	0	0	0	0	0	0	**46**	72	140	70	38	8	88	52	74	**542**	**588**
Total	**44**	**65**	**2**	**42**	**1**	**7**	**44**	**79**	**284**	**404**	**227**	**178**	**150**	**63**	**288**	**101**	**164**	**1.575**	**1.859**

Figura 4. Espécies de camarões Penaeoidea Rafinesque, 1815 capturados em áreas próximas à Ilha das Couves e do Mar Virado, Litoral Norte do Estado de São Paulo, Brasil. (a) *Artemesia longinaris*; b) *Penaeus brasiliensis*; c) *Penaeus paulensis*; d) *Penaeus schmitti*; e) *Pleoticus muelleri*; f) *Rimapenaeus constrictus*; g) *Sicyonia dorsalis*; h) *Sicyonia typica*; e i) *Xiphopenaeus* spp.). Fonte das imagens: Adilson Fransozo.

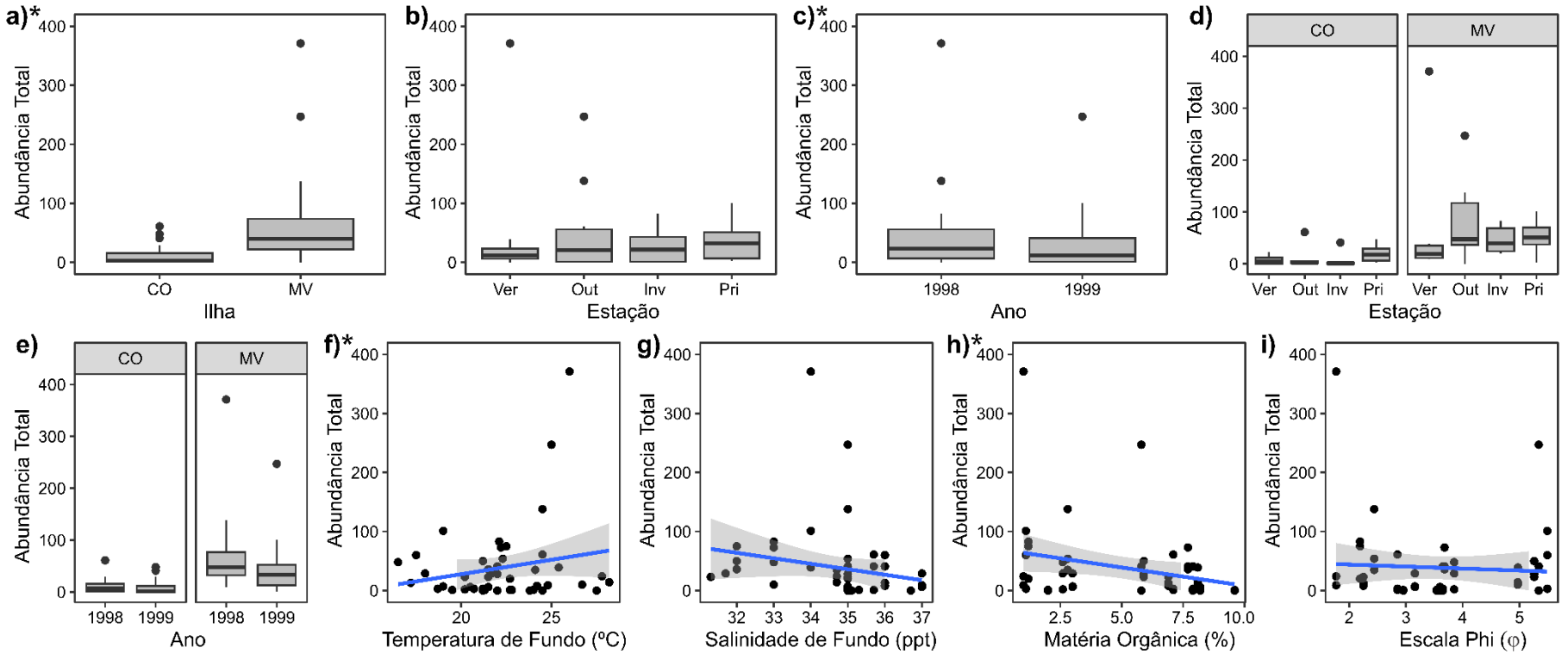

Figura 5. Relação da abundância dos camarões Penaeoidea entre as ilhas (a), estações do ano (b), anos (c), estações do ano (d) e anos (e) em cada ilha, temperatura de fundo (f), salinidade de fundo (g), matéria orgânica (h) e textura do sedimento (i), no Litoral Norte de São Paulo, Brasil. * indica diferença estatística ($\alpha<0,05$). Legenda: CO – Couves; MV – Mar Virado; Ver – verão; Out – outono; Inv – inverno; e Pri – primavera.

Tabela 2. Resultado do modelo generalizado aditivo para localização, forma e escala (GAMLSS) com o melhor ajuste, relacionando a abundância de camarões Penaeoidea às variáveis ambientais e espaço-temporais, obtidos no litoral norte de São Paulo, Brasil. Legenda: BT – Temperatura de fundo; OM – Matéria orgânica; MV – Mar Virado; AIC – Critério de Informação de Akaike; R^2 - Coeficiente de determinação; Pr (>|t|) – nível de significância.

Modelo: Abundância ~ Ilha, sigma.fórmula = ~ BT + Ano + OM + Ilha, família = Binomial negativo tipo II (AIC = 401.41, R^2=55.65%)				
Mu Coef.	***Estimativa***	***Erro Padrão***	***t valor***	***Pr (< |t|)***
Intercepto	2,5519	0,2398	10,642	**2,29e-13**
Ilha (MV)	1,4321	0,2726	5,254	**4,94e-06**
Sigma Coef.				
Intercepto	-4,9221	2,1065	-2,337	**0,0244**
BT	0,4125	0,1017	4,054	**0,0002**
Ano (1999)	1,9458	0,5187	3,751	**0,0005**
OM	-0,2591	0,0953	-2,717	**0,0095**
Ilha (MV)	-0,8620	0,6460	-1,334	0,1894

Ao analisarmos a associação da matriz biótica e ambiental verificamos a formação de dois grupos (à esquerda), de acordo com sua similaridade (Figura 6). O primeiro destes é formado pela representação das menores abundâncias de camarões Penaeoidea, com exceção da *A. longinaris*, relacionado com valor reduzido de BT e Phi intermediário, sendo encontrado durante os anos de estudo em CO (Figura 6). O segundo grupo é formado, em geral, pela associação das maiores abundâncias dos camarões Penaeoidea, com maiores valores de BT e aumento expressivo em OM e Phi, no decorrer dos anos da avaliação em MV (Figura 6).

A maior abundância do gênero *Xiphopenaeus* e das espécies *P. brasiliensis*, *S. dorsalis*, *P. schmitti* e *P. paulensis* foi verificado durante o ano de 1998 em MV, com maior valor de BT e reduzido Phi e OM (Figura 6). Nessa ilha, em 1999, somente as espécies *S. typica* e *P. muelleri* foram encontrados em maior abundância, com elevados valores de BT, OM e Phi (Figura 6). O camarão *R. constrictus* apresentou maior abundância em MV, em ambos os anos, sendo observado maiores valores de BT (Figura 6). Enquanto em CO, somente a espécie *A. longinaris* apresentou elevada abundância no primeiro ano de estudo, com menor valor de BT, OM e Phi (Figura 6).

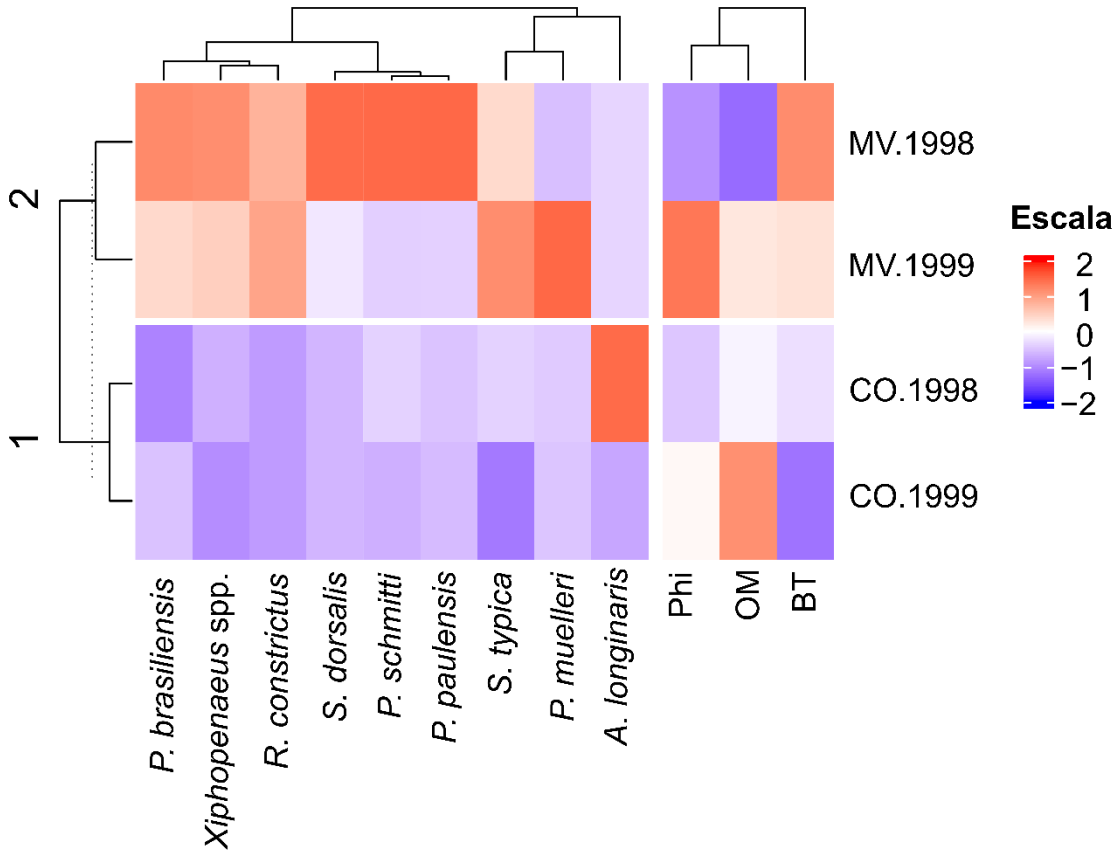

Figura 6. Mapa de calor (heatmap) unido a agrupamentos similares (clustering; à esquerda), associando a abundância das espécies de camarões Penaeoidea com as variáveis ambientais e espaço-temporalmente, coletados em áreas próximas à Ilha das

Couves (CO) e do Mar Virado (MV), mensalmente durante os anos de 1998 a 1999, no Litoral Norte do Estado de São Paulo. Legenda: BT – Temperatura de fundo; OM – Matéria orgânica; e Phi – Textura do sedimento

5. Discussão

De acordo com os resultados do presente estudo, observa-se a maior abundância de camarões nas proximidades da Ilha de Mar Virado (MV) em comparação às da Ilha das Couves (CO), Litoral Norte do Estado de São Paulo. Adicionalmente, constata-se que a maior abundância de camarões penaeóideos ocorreu no primeiro ano de estudo em comparação ao segundo período de avaliação. Além disso, a maior abundância das espécies de camarões foi relacionada à maiores valores de temperatura de fundo (BT) e menores de matéria orgânica (OM) e a textura do sedimento (Phi). A hipótese inicialmente estabelecida foi confirmada, de que a técnica de aprendizado de máquina não supervisionado foi eficaz na avaliação da distribuição dos camarões Penaeoidea.

De início, o maior registro de camarões penaeóideos ocorreu na área próxima à ilha com maior predominância de sedimento fino, observado em MV, durante o primeiro ano de pesquisa. Naquela área e período ocorreu predominância do sedimento nas classes B, bem como elevados valores de BT. Tal fato associou-se à captura de camarões, principalmente, para as espécies do gênero *Xiphopenaeus* (n=542) e a *P. brasiliensis* (n=444), abrangendo mais de 60% do total de camarões coletados nas proximidades desta ilha. A maior abundância desses táxons pode ser possivelmente explicada de formas diferentes. Desse modo, os camarões do gênero *Xiphopenaeus* ocorrem em ambientes com sedimento fino e elevado BT (Castro *et al.*, 2005; Costa *et al.*, 2007; Freire *et al.*, 2011; Heckler *et al.*, 2014a; Grabowski *et al.*, 2016). Por outro lado, o camarão *P. brasiliensis* apresenta ciclo de vida do tipo "II", com adultos vivendo "*offshore*"; enquanto isso, após a desova das fêmeas, as larvas migram para o estuário (Dall *et al.*, 1990), e os juvenis vivem em regiões costeiras (Castilho *et al.*, 2008a; Costa *et al.*, 2008). Assim, o estabelecimento desta última espécie em MV pode ser explicado devido à

presença de uma região abrigada, com condições adequadas para o seu estabelecimento (valores de BT e Classe B altos).

Além da importância para a pesca artesanal, a maior abundância de camarões em MV pode participar de processos ecológicos, e ter o seu tamanho populacional controlado por meio de mecanismos descendentes "top-down". Esta teoria ecológica proposta por Paine (1966) avaliou a relação predador-presa e o papel crucial no controle da população de presas exercido. Desta forma, os camarões podem estar servindo como recurso alimentar para indivíduos de nível trófico mais elevado (*e.g.* Soares & Vazzoler, 2001; Worm & Mayers, 2003). Associado a isso, Godoy *et al.* (2022), avaliando os Brachyura Latreille, 1802, nas mesmas áreas do presente estudo, observaram respostas similares, com predominância de *Callinectes ornatus* Ordway, 1863. Tal siri é considerado uma espécie onívora oportunista, alimentando-se de uma variedade de itens, com preferência para crustáceos e moluscos, regulando assim a abundância e distribuição de suas presas (Mantelatto & Christofoletti, 2001). Desta forma, a situação coincidente de maior abundância de crustáceos penaeóideos e braquiúros, pode ser explicado por conta da maior oferta alimentar aos caranguejos nas áreas próximas à esta ilha.

Significativamente ocorreu uma redução na abundância dos camarões Penaeoidea nas áreas próximas às ilhas entre os anos de estudo. Tal diminuição, provavelmente, pode ser explicada pelo aumento substancial na quantidade de sedimento classe C e de OM, em ambas as ilhas, ocorrendo um decréscimo na abundância de espécies como o *Xiphopenaeus* spp. (n=366→222), *P. paulensis* (n=142→25), *P. schmitti* (n=99→11) e *S. dorsalis* (n=36→9). A textura de sedimento possui influência direta sobre o comportamento de enterramento dos camarões. Além disso, a presença de sedimento classe B pode facilitar tal atividade, possuindo função ecológica de proteção contra predadores e facilitando o acesso ao alimento (Dall *et al.*, 1990; Freire *et al.*, 2011;

Fransozo *et al.*, 2012; Furlan *et al.*, 2013). Entretanto, o incremento de silte e argila (classe C) reduz o espaço intersticial entre os grãos, disponibilizando uma menor quantidade de oxigênio dissolvido na água para obtenção pelos camarões (Freire *et al.*, 2011) e, também, pode provocar o entupimento das brânquias (Costa *et al.*, 2007). Segundo esses mesmos autores, esta condição, também, pode desencadear processos de nitrificação da amônia, a qual é oriunda da matéria orgânica acumulada no assoalho costeiro. Assim, tais compostos nitrogenados, por apresentarem toxidez, podem ser responsáveis pela redução na abundância das espécies em elevadas concentrações de OM (>10%), conforme observado nesta pesquisa.

De acordo com Godoy *et al.* (2022), estas alterações ambientais que ocorreram nas proximidades dessas ilhas podem estar relacionadas aos eventos oceanográficos de ações de massas de água associado às condições geomorfológicas locais. Segundo tais autores, a região do Litoral Norte do Estado de São Paulo está sob o efeito temporário da Água Central do Atlântico Sul (ACAS), que podem transportar partículas de menor diâmetro, os quais podem se depositar, em maior quantidade, em locais com menor hidrodinamismo, como ocorrido em MV. Tal fato pode estar relacionado à maior proteção de formações geográficas (Ilhas de São Sebastião, Búzios, Vitória e Anchieta, ver figura 1). Ainda assim, no continente, o desenvolvimento das cidades costeiras muitas vezes incorre pela implantação de infraestruturas para a população humana, bem como a redução de matas ciliares. Essas alterações continentais associadas às oceanográficas podem ser responsáveis pelas mudanças ocorridas no ambiente oceânico, consequentemente, reduzindo a abundância de camarões.

Além das alterações sedimentológicas, a ACAS pode, também, produzir modificações na dinâmica da temperatura da água da região, formando uma estratificação térmica vertical durante a penetração desta massa de água fria (<21°C) em camadas

próximas ao substrato oceânico. Tal situação pode ser responsável pela relação positiva da abundância dos Penaeoidea com a temperatura, principalmente, por conta da dominância das espécies do gênero *Xiphopenaeus*. Conforme observado no presente estudo tal comportamento, e corroborado por diversos autores (Nakagaki *et al.*, 1995; Nakagaki & Negreiros-Fransozo, 1998; Costa *et al.*, 2007; Castilho *et al.*, 2008a; Almeida *et al.*, 2012; Fransozo *et al.*, 2012; Heckler *et al.*, 2014a, b; Silva *et al.*, 2014, 2015; Grabowski *et al.*, 2016; Pantaleão *et al.*, 2016; Davanso *et al.*, 2017).

A partir da análise de cluster observamos que as espécies *Xiphopenaeus* spp. apresentaram associação com valores reduzidos de Phi, que podem ser traduzidos na escala desta medida entre 2 e 3 (predominância de areia fina), observado em MV no decorrer de 1998. Tal relação, também foi verificada por diversos autores (Castro *et al.*, 2005; Freire *et al.*, 2011; Almeida *et al.*, 2012; Castilho *et al.*, 2015; Grabowski *et al.*, 2016; Mantelatto *et al.*, 2016; Miazaki *et al.*, 2016). Contrariamente, Costa *et al.* (2007) justificam que a maior abundância de *Xiphopenaeus* spp. na região da Enseada do Mar Virado deveu-se à predominância do sedimento lamoso (classe C). Entretanto, conforme comentado anteriormente, por conta da proteção geomorfológica desta região, a mesma apresenta uma regularidade em temperaturas elevadas. Segundo Silva *et al.* (2015), em uma região de ressurgência, a composição do sedimento não é um fator regulador da distribuição desta espécie, sendo a temperatura a principal variável ambiental moduladora para este táxon.

De forma similar, em MV, a espécie *R. constrictus* foi mais abundante, provavelmente devido à presença de elevadas temperaturas, quando comparado à CO, apesar da predominância do sedimento lamoso. Diversos estudos relatam que esta espécie fica retida em áreas rasas, quando há diminuição na temperatura de fundo na região, promovidas pela ação da ACAS (Costa & Fransozo, 2004a; Hiroki *et al.*, 2011; Bernardes

et al., 2020). Além disso, temperaturas elevadas podem ser benéficas ao desenvolvimento das gônadas, sendo um importante fator regulador da periodicidade da desova (Bauer & Lin, 1994; Costa & Fransozo, 2004b). De modo geral, tais indivíduos podem representar um importante grupo demográfico (fêmeas reprodutivas), que buscam a proteção nas proximidades desta ilha para desenvolver o trato reprodutivo. Entretanto, estudos mais aprofundados sobre o tema reprodutivo são necessários para avaliar tais condições.

A espécie *P. brasiliensis* foi a segunda mais abundante no presente estudo (n=562), além de apresentar relação negativa com o Phi. Tal fato pode ser explicado por ter sido encontrada maior abundância da espécie em MV, podendo ser juvenis ou subadultos, vivendo próximos às ilhas. Dall *et al.* (1990) já haviam comentado sobre este comportamento de tais grupos demográficos, habitando em regiões costeiras. Desse modo, avaliações sobre a ocupação de habitat diferencial nesta população são fundamentais para conhecer com maior profundidade a importância ecológica para a espécie das áreas próximas às ilhas.

De forma similar, a espécie *P. paulensis* apresentou relação negativa com Phi e positiva com BT, provavelmente, devido à sua maior ocorrência durante o verão do primeiro período em MV (n=122; aprox. 73%). Nesta estação, ano e ilha, as condições podem ter favorecido ao estabelecimento de indivíduos desta espécie. Costa & Fransozo (1999) comentaram que, na Enseada de Ubatuba, *P. paulensis* realiza o recrutamento durante o verão e início de outono, sendo resultado da ocorrência de intensa atividade reprodutiva durante a primavera. É possível que os jovens desta espécie, que inicialmente habitam estuários, migrem para enseadas rasas, por um curto período, aproveitando o alimento abundante presente nestas áreas (Costa *et al.*, 2016). Tal fato, reforça a ideia da importância destas áreas para a sustentabilidade do estoque pesqueiro dos camarões rosa.

A abundância do camarão branco *P. schmitti* apresentou relação positiva e negativa com BT e Phi, respectivamente, bem como a maior abundância desta espécie foram registradas no primeiro período, em ambas as ilhas. Além disso, sua maior abundância foi registrada em MV (n=98; aprox. 89%) e, provavelmente, devido a isso ocorreram tais relações com estas variáveis ambientais (Phi e BT). Apesar da espécie *P. schmitti* apresentar ciclo de vida do tipo "II", com adultos vivendo "offshore" e seus juvenis inicialmente habitarem os estuários (Dall *et al.*, 1990; Capparelli *et al.*, 2012). Em seguida, estes, migram para áreas costeiras, por apresentarem uma redução na tolerância fisiológica, principalmente à salinidade (Barioto *et al.*, 2017). Assim, esses camarões capturados em nosso estudo, provavelmente, são compostos por jovens que buscam áreas protegidas para o seu desenvolvimento até alcançarem a fase adulta.

Desta forma, a presença de juvenis de *P. schmitti*, compõem-se de recrutas da população, fortalecendo a importância das áreas para a ecologia e pesca local. Sabendo que esta espécie apresenta tal comportamento migratório, MV pode ser uma área importante na dinâmica fonte-coletor deste recurso pesqueiro, conforme proposto por Pulliam (1988). Com a espécie utilizando, inicialmente, os estuários de maior porte da região, como Santos e Cananéia, responsáveis por abastecer os adultos desta população, quem vivem em altas profundidades (SP; Santos *et al.*, 2008; Barioto *et al.*, 2017), podendo ter o seu estabelecimento em MV, na fase intermediária.

As maiores abundâncias dos camarões *A. longinaris* e *P. muellerii* foram registradas sazonalmente em períodos de ocorrência da ACAS (verão 1998 e primavera 1999, respectivamente). Coincidentemente, esta massa de água foi verificada nestes períodos (Godoy *et al.*, 2022). Entretanto, o estabelecimento de cada espécie foi individualizado em cada ilha, com *P. muellerii* ocorrendo em MV, enquanto *A. longinaris* registrada em CO. Alguns pesquisadores relatam que estas espécies apresentam

deslocamento de regiões frias para temperadas, associadas à ação da ACAS (Fransozo *et al.*, 2004; Costa *et al.*, 2004, 2005; Castilho *et al.*, 2007, 2008b; Carvalho-Batista *et al.*, 2011, 2014, 2019; Sancinetti *et al.*, 2015; Bernardo *et al.*, 2018); e até mesmo, de populações estabelecidas em regiões que a geomorfologia do substrato oceânico favorece ocorrência de ressurgência, como Cabo Frio (Sancinetti *et al.*, 2014). Assim, estes táxons podem utilizar tais áreas próximas às ilhas estudadas para o seu desenvolvimento ontogenético, e, posteriormente, atuar nos processos ecológicos e na atividade pesqueira.

As espécies simpátricas *S. dorsalis* e *S. typica* ocorreram em maior quantidade em MV, além de apresentar relação positiva de suas abundâncias com BT. Este fato pode estar relacionado, também, à proteção geomorfológica desta ilha à ação da ACAS. Entretanto, estudos observaram que a *S. dorsalis* prefere ambientes com temperatura abaixo de 21°C (Costa *et al.*, 2005; Piantkoski *et al.*, 2021). Adicionalmente, para a *S. typica* poucas informações estão disponíveis na bibliografia, ainda assim, estas podem ser consideradas espécies crípticas, podendo apresentar hábitos similares, além das características morfológicas. Desta forma, a espécie com maior capacidade de competição pode promover tamanho populacional maior.

Outro aspecto interessante é em relação à associação negativa e positiva da abundância dos camarões *S. dorsalis* e *S. typica*, respectivamente, com os valores de Phi. Isto pode ser explicado por conta da inicial predominância do sedimento classe B, presente em MV e, posteriormente, houve um incremento maior de grãos de classe C. Tal fato, pode tornar o espaço intersticial reduzido no sedimento, limitando a disponibilidade de oxigênio dissolvido na água; além da possibilidade da decomposição da matéria orgânica em compostos nitrogenados tóxicos (Freire *et al.*, 2011), conforme comentado anteriormente. Diante disso, pode ser que a espécie *S. dorsalis* seja capaz de suportar uma quantidade de sedimento B+C de até 75%, quando alcançou maior abundância (n=29),

durante a primavera do primeiro ano de estudo. Enquanto, a *S. typica* foi observada durante o segundo período em MV, ainda que em baixas quantidades, podendo ser resposta de ausência da sua espécie simpátrica. Desta forma, a avaliação de tais comportamentos entre estas espécies se tornam necessárias.

Os diferentes padrões de distribuição observados neste estudo estão relacionados aos nichos ecológicos realizados de cada espécie, conforme proposto por Hutchinson (1957). Segundo o autor, o nicho ecológico realizado descreve a porção específica das condições abióticas associadas às interações bióticas e as limitações impostas pelo ambiente. Por exemplo, ciclo de vida do *P. schmitti*, *P. brasiliensis* e *P. paulensis* é considerado do tipo "II" (Dall *et al.*, 1990). Assim, todos os indivíduos presentes neste estudo podem ser juvenis ou subadultos, que podem estar utilizando as regiões próximas às ilhas para o desenvolvimento corporal ou gonadal, para em seguida, realizarem seu processo migratório para áreas mais profundas. Evidencia-se com isto que estas áreas, aqui estudadas, devem ter um tratamento especial para a preservação do estoque pesqueiro das espécies em questão. Tais medidas de gerenciamento pesqueiro, como a exclusão da pesca temporária ou integral nas áreas internas das ilhas são essenciais, tendo em vista que a maioria destas medidas são destinadas principalmente à proteção destes recursos pesqueiros.

A proteção dessas áreas, pode ser otimizada por meio da redução de atividades continentais, que possam disponibilizar nestes ambientes uma grande quantidade de sedimentos finos e matéria orgânica. Tais esforços podem ser direcionados à proteção de matas ciliares de rios e, até mesmo, o controle de dragagens de portos de áreas próximas, que podem ser responsáveis pela acumulação de matéria orgânica. Caso isto ocorra, a decomposição da matéria orgânica pode afugentar os camarões Penaeoidea das proximidades das ilhas. Outros grupos demográficos possuem importância ecológica,

como exemplo o caso de *R. constrictus* que, possivelmente, são populações compostas por fêmeas em períodos reprodutivos; ou de *Xiphopenaeus* spp., que por apresentar elevada abundância, tem papel fundamental na cadeia trófica.

6. Referências

Ab'Sáber, A.N. 1955. Contribuição à geomorfologia do litoral paulista. *Revista Brasileira de Geografia*, 17, 3–37.

Almeida, A.C.; Baeza, J. A.; Fransozo, V.; Castilho, A.L. & Fransozo, A. 2012. Reproductive biology and recruitment of *Xiphopenaeus kroyeri* in a marine protected area in the Western Atlantic: implications for resource management. *Aquatic Biology*, 17, 57-69.

Barioto, J.G.; Stanski, G.; Grabowski, R.C.; Costa, R.C. & Castilho, A.L. 2017. Ecological distribution of *Penaeus schmitti* (Dendrobranchiata: Penaeidae) juveniles and adults on the southeastern coast of São Paulo state, Brazil. *Marine Biology Research*, 13 **(6)**, 693-703.

Bates, D.; Maechler, M.; Bolker, B. & Walker, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67 **(1)**, 1-48.

Bauer, R.T.& Lin, J. 1994. Temporal patterns of reproduction and recruitment in populations of the penaeid shrimps *Trachypenaeus similis* (Smith) and *T. constrictus* (Stimpson) (Crustacea: Decapoda) from the north-central Gulf of México. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 182, 205–222.

Bernardes, V.P.; Sousa, A.N.; Bernardo, C.H.; Teixeira, G.M.; Costa, R.C.; Mantelatto, F.L.M. & Fransozo, A. 2020. Comparison of the spatio-temporal distribution of the roughneck shrimp *Rimapenaeus constrictus* (Stimpson, 1874) (Crustacea, Penaeoidea) from monthly samples collected 20 years apart: Effects of a marine protected area in southeastern Brazil. *Marine Ecology*, e12605.

Bernardo, C.H.; Sancinetti, G.S.; Taddei, F.G.; Hiroki, K.A.N.; Almeida, A.C. & Fransozo, A. 2018. Abundance and spatio-temporal distribution of two Southwest Atlantic endemic shrimps: changes after 20 years. *Biologia*, 73, 589-598.

Boschi, E.E. 2000. Species of decapod crustaceans and their distribution in the marine zoogeographic provinces. *Revista de Investigacion y Desarrollo Pesquero*, 13, 7-136.

Capparelli, M.V; Kasten, P.; Castilho, A.L. & Costa, R.C. 2012. Ecological distribution of the shrimp *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Decapoda, Penaeoidea) in Ubatuba Bay, São Paulo, Brazil. *Invertebrate Reproduction & Development*, 56 **(3)**, 173-179.

Carvalho-Batista, A.; 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 **(2)**, 135-143.

Carvalho-Batista, A.; Negri, M.; Pileggi, L.G.; Castilho, A.L.; Costa, R.C. & Mantelatto, F.L. 2014. Inferring population connectivity across the range of distribution of the stiletto shrimp *Artemesia longinaris* Spence Bate, 1888 (Decapoda, Penaeidae) from DNA barcoding: implications for fishery management. *Zookeys*, 457, 271-288.

Carvalho-Batista, A.; Pantaleão, J.A.F.; Castilho, A.L. & Costa, R.C. 2019. The Cabo Frio upwelling overrides geographical patterns in the population dynamics of the shrimp *Artemesia longinaris* Spence Bate, 1888 (Decapoda: Penaeidae). *Marine Ecology*, e12534.

Castilho, A.L.; Costa, R.C.; Fransozo, A. & Boschi, E.E. 2007. Reproductive pattern of the South American endemic shrimp *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeoidea), off São Paulo State, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 55 **(1)**, 39-48.

Castilho, A. L.; Pie, M. R.; Fransozo, A.; Pinheiro, A. P. & Costa, R.C. 2008a. The relationship between environmental variation and species abundance in shrimp community (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea) in south-eastern Brazil. *Journal of Marine Biological Association of United Kingdom*, 88 **(1)**: 119-123.

Castilho, A.L.; Costa, R.C.; Fransozo, A. & Negreiros-Fransozo, M.L. 2008b. Reproduction and recruitment of the South American red shrimp, *Pleoticus muelleri* (Crustacea: Solenoceridae), from the southeastern coast of Brazil. *Marine Biology Research*, 4, 361-368.

Castilho, A.L.; Bauer, R.T.; Freire, F.A.M.; Fransozo, V.; Costa, R.C.; Grabowski, R.C. & Fransozo, A. 2015. Lifespan and reproductive dynamics of the commercially important sea bob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Penaeoidea): Synthesis of a 5-year study. *Journal of Crustacean Biology*, 35 (**1**), 30-40.

Castro, R.H.; Costa, R.C.; Fransozo, A. and Mantelatto, F.L.M. 2005. Population structure of seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea: Penaeoidea) in the littoral of São Paulo, Brazil. *Scientia Marina*, 69, 105–112.

Castro-Filho, B.M.; Miranda, L.B. and Miya, S.Y. 1987. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 35 **(2),** 135-151.

Costa, R.C. & Fransozo, A. 1999. A nursery ground for two tropical pink-shrimp *Farfantepenaeus* species: Ubatuba Bay, Northern Coast of São Paulo, Brazil. *Nauplius*, 7, 73-81.

Costa, R.C. & Fransozo, A. 2004a. Abundance and ecologic distribution of the shrimp *Rimapenaeus constrictus* (Crustacea: Penaeidae) on the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Journal of Natural History*, 38, 901-912.

Costa, R.C. & Fransozo, A. 2004b. Reproductive biology of the shrimp *Rimapenaeus constrictus* (Decapoda, Penaeidae) in the Ubatuba Region of Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 24 **(2)**, 274-281.

Costa, R.C.; Fransozo, A. & Pinheiro, A.P. 2004. Ecological distribution of the shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Decapoda: Penaeoidea) in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 529, 195–203.

Costa, R.C.; Fransozo, A.; Castilho, A.L. & Freire, F.A.M. 2005. Annual, seasonal and spatial variation of abundance of the shrimp *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeoidea) in south-eastern Brazil. *Journal of Marine Biology Association of the United Kingdom*, 85, 107-112.

Costa, R.C.; Fransozo, A.; Freire, F.A.M. & Castilho, A.L. 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.

Costa, R.C.; Lopes, M.; Castilho, A.L.; Fransozo, A. & Simões, S.M. 2008. Abundance and distribution of juvenile pink shrimps *Farfantepenaeus* spp. in a mangrove

estuary and adjacent bay on the northern shore of São Paulo State, southeastern Brazil. *Invertebrate Reproduction and Development*, 52 **(1-2)**, 51-58.

Costa, R.C.; Bochini, G.L.; Simões, S.M.; Lopes, M.; Sancinetti, G.S.; Castilho, A.L. & Fransozo, A. 2016. Distribution pattern of juveniles of pink shrimps *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) and *F. paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) on the southeastern Brazilian coast. *Nauplius*, 24, e2016024.

Dall, W.; Hill, B.J.; Rothlisberg, P.C. & Sharples, D.J. 1990. The biology of the Penaeidae. *In*: Blaxter, J.H.S. & Southward, A.J. (eds). *Advances in Marine Biology*. San Diego: Academic Press. pp 1–489.

Davanso, T.M.; Hirose, G.L.; Herrera, D.R.; Fransozo, A. & Costa, R.C. 2017. Does the upwelling phenomenon influence the population dynamics and management of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Penaeidae)? *Hydrobiologia*, 795, 295-311.

De Léo, F.C. & Pires-Vanin, A.M.S. 2006. Benthic megafauna communities under the influence of the South Atlantic Central Water intrusion onto the Brazilian SE shelf: a comparison between an upwelling and a non-upwelling ecosystem. *Journal of Marine Systems*, 60 **(3-4)**, 268-284.

D'Incao, F. 1995. Taxonomia e padrões distribucionais e ecológicos dos Dendrobranchiata (Crustacea: Decapoda) do litoral brasileiro. PhD thesis, Universidade Federal do Paraná, Brasil.

Fransozo, A.; Costa, R.C.; Mantelatto, F.L.M.; Pinheiro, M.A.A. & Santos, S. 2002. Composition and abundance shrimp species (Penaeidea and Caridea) in Fortaleza Bay, Ubatuba, São Paulo, Brazil. *In*: Briones, E.E. and Alvarez, F. (eds). *Modern*

approaches to the study of Crustacea. México: Kluwer Academic Press, pp. 117–125.

Fransozo, A.; Costa, R.C.; Castilho, A.L. & Mantelatto, F.L.M 2004. Ecological distribution of the shrimp "camarão serrinha" *Artemesia longinaris* (Decapoda, Penaeidae) in Fortaleza Bay, Ubatuba, Brazil, in relation to abiotic factors. *Revista de Investigacion y Desarrollo Pesquero*, 16, 43-50.

Fransozo, A.; Furlan, M.; Fransozo, V.; Bertini, G.; Costa, R.C. & Fernandes-Góes, L.C. 2012. Diversity of decapod crustacean at the interface of unconsolidated seabed areas and rocky shores in tropical/subtropical Brazil. *African Journal of Marine Science*, 34 **(3)**, 361-371.

Fransozo, A.; Sousa, A.N.; Rodrigues, G.F.B.; Telles, J.N.; Fransozo, V. & Negreiros-Fransozo, M.L. 2016. Decapod crustacean captured along with the sea-bob shrimp fisheries on non-consolidated sublittoral From Northern Coast of São Paulo, Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 42 **(2)**, 369-386.

Freire, F.A.M.; Luchiari, 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 **(3)**, 325-330.

Furlan, M.; Castilho, A.L.; Fernandes-Góes. L.C.; Fransozo, V.; Bertini, G. & Costa, R.C. 2013. Effect of environmental factors on the abundance of decapod crustaceans from soft bottoms off southeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 85, 1345-1356.

Furtado, V.V. & Mahiques, M.M.D. 1990. Distribuição de sedimentos em regiões costeiras e plataforma continental norte do Estado de São Paulo. *Publicação da Academia de Ciências do Estado de São Paulo*, 1, 20–29.

Gillet, R. 2008. *Global study of shrimp fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper no. 475. Rome.

Godoy, A.T.; Marques, A.O.; Teixeira, G.M.; Freire, F.A.M.; Costa, R.C. & Fransozo, A. 2022. Modulating factors influencing abundances and distribution of brachyuran communities (Crustacea, Decapoda, Brachyura) close to the islands in Ubatuba, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 56, 102615.

Grabowski, R.C.; Negreiros-Fransozo, M.L. & Castilho, A.L. 2016. Reproductive ecology of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) in a coastal area of Southern Brazil. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 34 **(1)**, 125-135.

Hakanson, L. & Jansson, M. 1983. *Principles of lake sedimentology*. Germany: Springer-Verlag.

Heckler, G.S.; Lopes, M.; Simões, S.; Shimizu, R.M. & Costa, R.C. 2014a. Annual, seasonal and spatial abundance of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Decapoda, Penaeidae) off the Southeastern coast of Brazil. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 86 **(3)**, 215-224.

Heckler, G.S.; Costa, R.C.; Fransozo, A.; Rosso, S. & Shimizu, R.M. 2014b. Long-term patterns of spatial and temporal distribution in the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Decapoda: Penaeidae) population in southeastern Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 34 **(3)**, 326-333.

Hiroki, K.A.N.; Fransozo, A.; Costa, R.C.; Castilho, A.L.; Shimizu, R.M.; Almeida, A.C. & Furlan, M. 2011. Bathymetric distribution of the shrimp *Rimapenaeus constrictus* (Stimpson, 1874) (Decapoda, Penaeidae) in two locations off the southeastern Brazilian coast. *Marine Biology Research*, 7, 176-185.

Humpries, G.R.W.; Magness, D.R. & Huettmann, F. 2018.*Machine learning for ecology and sustainable natural resource management*. Springer Nature Switzerland, p. 441.

Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Symposia on Quantitative Biology*, 22:415–27.

Kassambara, A. 2017. *Practical guide to cluster analysis in R: unsupervised machine learning*. CreateSpace Independent Publishing Platform.

Legendre, P. & Lengendre, L. 2012. *Numerical Ecology*. Elsevier, 3rd edition, 990p.

Lenth, R.V. 2022. *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*. R package version 1.7.2.

MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.

Mahiques, M.M. 1995. Dinâmica sedimentar atual nas enseadas da região de Ubatuba, Estado de São Paulo. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 43 **(2)**, 111–122.

Mahiques, M.M.; Siegle, E.; Alcántara-Carrió, J.; Silva, F.G.; Sousa, P.H.G.O. & Martins, C.C. 2016. The beaches of State of São Paulo. In: Short, A.D. & Klein, A.H.F. (Ed.). *Brazilian beach systems*. Coastal Research Library volume 17, Springer.

Maglioca, A. & Kutner, A.S. 1965. Sedimentos de fundo da enseada do Flamengo-Ubatuba. *In: Contribuições Avulsas do Instituto Oceanográfico* (pp. 1–15).

Mantelatto, F.L.; Bernardo, C.H.; Silva, T.E.; Bernardes, V.P.; Cobo, V.J. & Fransozo, A. 2016. Composição e distribuição de crustáceos decápodes associados à pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) no litoral norte do estado de São Paulo. *Boletim do Instituto de Pesca*, 42 **(2)**, 307-326

Mantelatto, F.L.M. & Christofoletti, R.A. 2001. Natural feeding activity of the crab *Callinectes ornatus* (Portunidae) in Ubatuba Bay (São Paulo, Brazil): influence of season, sex, size and molt stage. *Marine Biology*, 138, 585–594.

Marques, A.O.; Sousa, A.N.; Bernardes, V.P.; Bernardo, C.H.; Reis, D.M.; Godoy, A.T. & Fransozo, A. 2021. Evaluation of caridean ecological distribution in the Ubatuba region, southeastern Brazilian coast using unsupervised machine learning technique. *Marine Ecology*, 42, e12673.

Miazaki, L.F.; Santos, A.P.F.; Salvati, D.S.; Alves-Costa, F.A. & Costa, R.C. 2016. Temporal variations in biomass and size of seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeoidea) on the southern coast of São Paulo state, Brazil. *Nauplius*, 24, e2016025.

Migotto, A.E.; Amaral, A.C.Z. & Rocha, C.E.F. 2011. Litoral Norte de São Paulo. *In*: Amaral, A.C.Z & Nallin, S.A.H. (Org.). *Biodiversidade e ecossistemas bentônicos marinhos do Litoral Norte de São Paulo, Sudeste do Brasil*. Campinas, SP: UNICAMP.

Nakagaki, J.M.; Negreiros-Fransozo, M.L. & Fransozo A. 1995. Composicão e abundância de camarões marinhos (Crustacea; Decapoda: Penaeidae) na Enseada de Ubatuba, Ubatuba, Brasil. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, 38, 583–591.

Nakagaki, J.M. & Negreiros-Fransozo, M.L. 1998. Population biology of *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeidae) from Ubatuba Bay, São Paulo Brazil. *Journal of Shellfish Research*, 17 **(4)**, 931-935.

Negreiros-Fransozo, M.L.; Fransozo, A.; Pinheiro, M.A.A.; Mantelatto, F.L.M. & Santos, S. 1991. Caracterização Física E Química Da Enseada De Fortaleza, Ubatuba, Sp. *Revista Brasileira de Geociências*, 21 **(3)**, 114–120.

Negreiros-Fransozo, M.L.; Nakagaki, J.M. & Reigada, A.L.D. 1999. Seasonal occurrence of decapods in shallow waters of a subtropical area. *In*: Schram, F.R. (Org.). *Crustaceans and the biodiversity crisis*, 1ed. Leiden: Brill, v. 2, p. 351-361.

Odebrecht, C. & Castello, J.P. 2001. The convergence ecosystem in the Southwest Atlantic. *In*: Seeliger, U. & Kjerfve, B. (eds). *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Springer, Berlin.

Paine, R.T. 1966. Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist*, 100 (**910**), 65-75.

Pantaleão, J.A.F.; Batista, A. C.; Fransozo, A. & Costa, R.C. 2016. The influence of upwelling on the diversity and distribution of marine shrimp (Penaeoidea and Caridea) in two tropical coastal areas of southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 763, 381-395.

Piantkoski, E.L.; Costa, R.C.; Davanso, T.M.; Herrera, D.R. & Simões, S.M. 2021. Which environmental factors are most relevant to the distribution of *Sicyonia dorsalis* (Penaeoidea: Sicyoniidae) in an upwelling region? *Biologia*, 76, 1753-1762.

Pires, A.M.S. 1992. Structure and dynamics of benthic megafauna on the continental shelf offshore of Ubatuba, southeastern, Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, 86, 63-76.

Pires-Vanin, A.M.S.; Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B.; Aida, E.; Mesquita, H.S.L.; Soares, L.S.H.; Katsuragawa, M. & Matsuura, Y. 1993. Estrutura e função do ecossistema de Plataforma continental do Atlântico Sul brasileiro: síntese dos resultados. *Publicação especial do Instituto Oceanográfico*. 10, 217-231.

Pitcher, C.R.; Ellis, N.; Jennings, S.; Hiddink, J.G.; Mazor, T.; Kaiser, M.J.; Kangas, M.I.; McConnaughey, R.A.; Parma, A.M.; Rijnsdorp, A.D.; Suuronen, P.; Collie, J.S.; Amoroso, R., Hughes, K.M. & Hilborn, R. 2017. Estimating the sustainability of towed fishing-gear impacts on seabed habitats: a simple quantitative risk assessment method applicable to data-limited fisheries. *Methods in Ecology and Evolution*, 8, 472-480.

Poletto, C.R.B. & Batista, G.T. 2008. Sensibilidade ambiental das ilhas costeiras de Ubatuba, SP, Brasil. *Revista Ambi-Água*, 3 **(2)**, 106-121.

Pulliam, H.R. 1988. Sources, Sinks, and Population Regulation. *The American Naturalist*, 132 (5), 652–661.

R Core Team. 2021. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rigby, R.A. & Stasinopoulos D.M. 2005. Generalized additive models for location, scale and shape (with discussion). *Applied Statistics*, 54 **(3)**, 507-554.

Sancinetti, G.S.; Azevedo, A.; Castilho, A.L.; Fransozo, A. & Costa, R.C. 2014. How marine upwelling influences the distribution of *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeiodea)? *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42 **(2)**, 322-331.

Sancinetti, G.S.; Azevedo, A.; Castilho, A.L.; Fransozo, A. & Costa, R.C. 2015. Population biology of the commercially exploited shrimp *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeidae) in an upwelling region in the Western Atlantic: comparisons at different latitudes. *Brazilian Journal of Biology*, 75 **(2)**, 305-313.

Santos, J.L.; Severino-Rodrigues, E. & Vaz-dos-Santos, A.M. 2008. Estrutura populacional do camarão branco *Litopenaeus schmitti* nas regiões estuarina e marinha da Baixada Santista, São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 34 **(3)**, 375-389.

São Paulo. 2008. Decree nº 53.525, of October 8, 2008. Available at: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2008/decreto-53525-08.10.2008.html. Access on September 10, 2019

Silva, E.R.; Sancinetti, G.S.; Fransozo, A.; Azevedo, A. & Costa, R.C. 2014. Biodiversity, distribution and abundance of shrimps Penaeoidea and Caridea communities in a region the vicinity of upwelling in the Southeastern of Brazil. *Nauplius*, 22 **(1)**, 1-11.

Silva, E.R.; Sancinetti, G.S.; Fransozo, A.; Azevedo, A. & Costa, R.C. 2015. Reproduction and recruitment of the seabob shrimp: a threatened exploitation species in southeastern of Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 41 **(1)**, 157-172.

Soares, L.S.H. & Vazzoler, A.E.A.M. 2001. Diel changes in food and feeding activity of Sciaenid fishes from the South-Western Atlantic, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61 **(2)**, 197-216.

Souza, U.P.; Costa, R.C.; Martins, I.A. & Fransozo, A. 2014. Associações entre as biomassas de peixes Sciaenidae (Teleostei: Perciformes) e de camarões Penaeoidea (Decapoda: Dendrobranchiata) no litoral norte do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 8 **(1)**, 83-92.

Stasinopoulos, D.M. & Rigby, R.A. 2007. Generalized additive models for location scale and shape (GAMLSS) in R. *Journal of Statistical Software*, 23, 1–46.

Suguio, K. 1973. *Introdução à Sedimentologia*. Editora Edgard Blucher: EDUSP, p. 317

Tripathy, B.K.; Sundareswaran, A. & Ghela, S. 2022. *Unsupervised learning approaches for dimensionality reduction and data visualization*. CRC Press, p. 160.

Tucker, M. 1988. *Techniques in Sedimentology*. Melbourne: Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, p. 819.

Valletta, J. J.; Torney, C.; Kings, M.; Thornton, A. & Madden, J. 2017. Applications of machine learning in animal behaviour studies. *Animal Behaviour*, 124, 203–220.

Wentworth, C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30, 377–392.

Winger, P.D.; Munden, J.G.; Nguyen, T.X.; Grant, S.M. & Legge, G. 2018. Comparative fishing to evaluate the viability of an aligned footgear designed to reduce seabed contact in northern shrimp bottom trawl fisheries. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science*, 75, 201-210.

Worm, B. & Myers, R.A. 2003. Meta-analysis of cod-shrimp interactions reveals top-down control in oceanic food webs. *Ecology*, 84 **(1)**, 162-173.

Zuur, A.F.; Ieno, E.N. & Smith, G.M. 2007. *Analysing ecological data*. Springer Science + Business Media, 672p.

Zuur, A.F.; Ieno, E.N. & Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1 **(1)**, 3–14.

Considerações Finais

Diante do proposto inicialmente, as técnicas estatísticas do aprendizado de máquina não supervisionado e modelo aditivo generalizado para localização, escala e forma (termos em inglês "*Unsupervised Machine Learning*" e "*Generalized Additive Model for Location, Scale and Shape*", respectivamente), foram aplicados e seus resultados foram ajustados com as relações da distribuição dos camarões Caridea e Penaeoidea com as variáveis ambientais e espaço-temporalmente, no Litoral Norte do Estado de São Paulo.

Em ambos os capítulos foram comentados sobre a importância da conservação do ambiente continental, para que possamos ter sucesso na manutenção da assembleia destes camarões. Ressaltando a importância dos galhos e folhas utilizados pelos Caridea, oriundos da floresta presente na Serra Mar, e estas são destacadas das árvores, e por meio da ação das chuvas e o escoamento superficial, alcançam as áreas costeiras. Assim, é indispensável a proteção da vegetação costeira para a manutenção das populações destes camarões. Tendo em vista, que a Enseada da Fortaleza, também, pode atuar como um local que abastece as populações que vivem próximas à Enseada da Fortaleza.

De forma similar, a proteção das áreas continentais costeiras pode prevenir a entrada de sedimentos finos nas áreas próximas às ilhas, como observado no segundo capítulo, e assim reduzir a abundância dos camarões Penaoidea nesta região. Tendo em vista, que este táxon é abundante e possui elevada importância ecológica e econômica para a região. Ainda assim, a maioria das espécies avaliadas neste capítulo foi constituído principalmente de indivíduos juvenis, sub-adultos ou em períodos reprodutivos. Reforçando a ideia de que as áreas próximas à Ilha do Mar Virado e Ilha das Couves são muito importantes para a manutenção dos Penaeoidea no Litoral Norte do Estado de São Paulo.

Além disso, a atividade pesqueira próximas às ilhas deveriam ser evitadas, por modificar o ambiente, homogeneizando o substrato oceânico e realizando a suspensão de sedimento. Tais transtornos podem afetar o estabelecimento de indivíduos de outras espécies, aqui não avaliadas, como organismos filtradores (*e.g.* esponjas), presentes no costão rochoso das ilhas. Das mais diversas possibilidades, a mudança na transparência da água pode afetar a dinâmica presa-predador, dificultando o controle populacional de presas, por meio dos processos ecológicos de cima para baixo (termo em inglês "*top-down*").

Desta forma, a proteção dos organismos aquáticos presentes nas áreas costeiras, muitas vezes, passa, inicialmente, pela conservação do ambiente continental, e tais condições devem ser consideradas durante o processo de planejamento do gerenciamento costeiro. Assim, uma medida de conservação deve incluir ações, principalmente, voltadas à preservação de áreas que possuam conectividade com o ambiente costeiro, bem como mitigar os impactos causados pelas ações antrópicas.