

Biologia populacional de *Callichirus major* (Say, 1818)
(Crustacea: Axiidea: Callianassidae), nas praias de Santos e São
Vicente, litoral centro do Estado de São Paulo, Brasil: subsidios
para conservação e manejo

Michael José Hereman

SÃO VICENTE / SP

2016

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

“Júlio de Mesquita Filho”

CÂMPUS DO LITORAL PAULISTA-CLP

Biologia populacional de *Callichirus major* (Say, 1818)
(Crustacea: Axiidea: Callianassidae), nas praias de Santos e São
Vicente, litoral centro do Estado de São Paulo, Brasil: subsídios
para conservação e manejo

Michael José Hereman

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Antonio Amaro Pinheiro

Co-orientador: Dr. Patricio Alejandro Hernández Bové

Dissertação apresentada ao Câmpus do Litoral Paulista, UNESP, para obtenção do título de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Aquática.

SÃO VICENTE / SP

2016

595.384 Hereman, Michael José

H421 Biologia populacional de *Callichirus major* (Say, 1818)
(Crustacea: Axiidea: Callianassidae), nas praias de Santos e São
Vicente, litoral centro do Estado de São Paulo, Brasil /
Michael José Hereman. - São Vicente, 2016.

91 p.: il, figs., gráfs.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Campus do Litoral Paulista - Instituto de Biociências.

Orientador: Marcelo Antonio Amaro Pinheiro

Co-orientador: Patricio Alejandro Hernández Bové

1. Carcinologia. 2. Biologia marinha. 3. Ecologia marinha. 4. Praias
arenosas. 5. Crustaceo (Decapode) 6. *Callichirus major*. I. Título.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da UNESP

Campus do Litoral Paulista

Dedicatória

Para minhas tias **Maria Alice Hereman** e **Maria Cristina Hereman**,
à minha avó **Izolina Hereman**,
e ao meu avô **José Hereman**.

Agradecimentos

Agradecimento ao **prof. Dr. Marcelo Antônio A. Pinheiro** pela oportunidade, bem como orientação muito bem conduzida durante todo o curso de mestrado, bem como às aulas de extrema qualidade e relevância conduzidas aos discentes da Pós-graduação.

Ao **Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Aquática/PPGBA da UNESP IB/CLP** e aos colegas professores, bem como da equipe de gestão da **Etec Doutora Ruth Cardoso** (São Vicente-SP) representada pela **professora Kely Renata M. da Silva**, pelas facilidades concedidas, bem como apoio, que foram fundamentais durante todo processo de ocorrência deste curso de Mestrado.

Ao professor, **Patrício A.H. Bové** pela co-orientação e ensinamentos transmitidos durante todo processo, que foram fundamentais para meu enriquecimento profissional e pessoal, bem como a paciência e incentivo na etapa final deste curso. Obrigado por acreditar. E ao **Dr. Roberto Shimizu** pelo apoio de orientação nas definições da etapa inicial do projeto.

Aos membros do **CRUSTA (Patrício Bové, Ádria Freitas, Akemi Matsunaga, Camila Evelyn Pimenta, Caroline de Souza, Juliana P. Rio, Márcio João, Michel Angeloni e Nicholas Kriegler)**, amigos **Ana Lúcia Voidela, Fabio Pusceddu, Juliana Pacheco, Lauriney Gomes e Mariana Ferraz**. Aos meus discentes do **Curso de Ensino Médio da Etec Dra Ruth Cardoso** pelo inestimável auxílio durante as coletas em campo, como também a **Juliana P. Rio** e **Patrício Bové** pela ajuda no processamento biológico dos animais, bem como à amiga **Marilda Sant'Anna**, pelo apoio e freezer emprestado para armazenamento de material. Aos profs. **Dr. Rogério Caetano** e **Dr. Teodoro Vaske** pela participação na Banca de Defesa desta Dissertação.

À amiga **Cibele Schmitdke Silva** por todo auxílio, em especial na formatação da estrutura do trabalho. Aos meus familiares pelo intenso incentivo e apoio durante todo o processo de formação, em especial às tias **Maria Alice** e **Cristina Hereman** e à avó **Izolina Hereman** e avô **José Hereman** pela educação de valores e criação. Aos meus pais **José Roberto** e **Rosilei**, pela vida. **A Deus**.

Às **Secretarias Municipais do Meio Ambiente** de Santos e São Vicente e ao **SisBio** pela oportunidade cedida para desenvolvimento deste trabalho.

Sumário

Resumo geral	7
General abstract	9
Introdução geral	11
Hipóteses	14
Objetivos gerais	15
Artigo 1	16
Figura 1	22
Tabela 1	27
Figura 2	28
Figura 3	29
Figura 4	30
Artigo 2	40
Figura 1	45
Figura 2	46
Tabela 1	48
Figura 3	49
Tabela 2	50
Artigo 3	59
Figura 1	65
Figura 2	69
Figura 3	71
Figura 4	72
Figura 5	73
Conclusões gerais	85
Referências	88

Resumo geral

As praias de Santos (SP) apresentam legislação municipal de proibição de captura das espécies de Callianassidae, p ex. *Callichirus major* (Lei Municipal nº 1.293/93), fato este não verificado em municípios limítrofes, como São Vicente. Esta legislação foi decorrente de um amplo estudo de 10 anos (1983 a 1993), desde então não existindo outros mais aprofundados sobre a biologia populacional desta espécie. Portanto, a presente dissertação tem como objetivos realizar uma avaliação comparativa da biologia populacional de *Callichirus major* entre a praia do Gonzaga, localizada no Município de Santos (protegida) e a praia do Itararé, no Município de São Vicente (sem legislação pertinente à captura da espécie). O primeiro objetivo foi efetuar um teste de tamanho do quadrado ideal para as amostragens, através do método de Wigert (W), assim como o número de réplicas por subárea amostral, determinada pela estabilização das variâncias (V), indicando um mínimo ideal de 50 réplicas ($V=24,6$). O possível efeito da declividade e distância do mar sobre os parâmetros populacionais da espécie foi também testado em duas transecções de quadrados amostrais contíguos (vertical e paralela à linha de costa). Com base nos resultados obtidos, foi estabelecido o número de subáreas amostrais em cada praia, levando-se em conta sua extensão (Praia do Itararé: 2,3 km; e Praia de Santos: 4,7 km). A densidade foi maior nas transecções próximas aos canais ($5,0 \pm 1,6$ e $4,5 \pm 2,0$ ind./m²) do que aquela mais equidistante ($F = 13,20$; $p = 0,000$), indicando para evitar áreas de canal próximas para minimizar o viés amostral durante as análises espaciais. Nas duas praias foram contabilizadas as galerias da espécie por quadrado amostral, a fim de comparar as condições de distribuição destes organismos de maneira particular nestas praias, e seus dados inseridos em planilhas eletrônicas, perfazendo o segundo objetivo do estudo. Em outra subárea, em ambas as áreas de estudo (Gonzaga e Itararé), exemplares de *C. major* foram coletados a utilização com uma bomba sugadora em PVC, para cumprir o terceiro objetivo, o qual consistiu de registrar informações biométricas e reprodutivas, para caracterizar a população diante da pressão de pesca, ou diante de condições de proibição da captura. A densidade da espécie foi registrada pelo número de indivíduos/m² e comparadas entre as praias através de um teste de GLM (modelos lineares generalizados), usando como variáveis explicativas o local, mês e o estirâncio. Os resultados indicaram que a densidade anual no município de Santos ($STS = 6,8 \pm 3,3$ galerias/m²) foi 2,5 vezes superior àquela

registrada em São Vicente (SAV = $2,7 \pm 2,5$ galerias/m²). A estrutura populacional foi avaliada pela distribuição dos exemplares de cada sexo em classes de tamanho (CC) de 1 mm e a razão sexual pela proporção macho:fêmea. Para isto, comparou-se a média do CC de machos e fêmeas usando um t-test ou U de Mann-Whitney, dependendo se a distribuição dos dados foi normal ou não. Durante o referido período de amostragens, um total de 546 espécimes de *Callichirus major* (204 machos, 342 fêmeas) na praia do Gonzaga e 404 (217 machos, 187 fêmeas) em Itararé, respectivamente. Em relação ao tamanho de CC, as fêmeas foram significativamente maiores em ambas as praias, $17,1 \pm 1,92$ mm (Gonzaga) e $16,5 \pm 2,07$ mm (Itararé), em relação aos machos $15,0 \pm 2,83$ e $15,0 \pm 2,66$, respectivamente. Contudo, este estudo provou a eficiência da legislação de proteção de *C. major* no Município de Santos, para as praias de São Vicente e outros municípios do estado de São Paulo, e demais locais do Brasil, com fins de contribuir com o manejo e conservação desta espécie, e ainda, ressaltou a importância de outros estudos aliados à exploração sustentável deste recurso.

Palavras-chave: Camarões-fantasma; densidade; dimorfismo sexual; estrutura populacional; ciclo reprodutivo.

General Abstract

The *C. major* from Santos (SP) are protected by law (municipal law number 1.293/93) so, it's prohibited to capture this crustacean from the beaches, this fact isn't verified at boundaries counties, just like São Vicente, for example. This legislation was due a great study during 10 years (1983 to 1993), since then, doesn't exist other important studies about this specie. Therefore, this present dissertation aims to realize a comparative evaluation of the populational biology of *Callichirus major* between Gonzaga beach (Santos, SP), a protected area, and Itararé beach (São Vicente, SP). The first objective was realize a test to obtain a optimum quadrat size for the sampling, using the Wigert (W) method, as well as the number of replicates per sample areas, determinate by the stabilization of variances (V), indicating a minimum of 50 replicas ($V=24,6$). The possible effect of declivity and sea's distance were evaluated too, using for this, two transections of contiguous sample quadrat (vertical and parallel to the coast line), the one with less variance of sazonal and temporal analyzes was chosen. Based in the obtained results, a number of sample areas were established, taking into account the beaches's extension (Itararé's beach: 2,3km; Santos's beach: 4,7 km). The density was bigger at the transections near the channels ($5,0 \pm 1,6$ e $4,5 \pm 2,0$ ind./m²) then the equidistant one ($F = 13,20$; $p = 0,000$), indicating to avoid nearby channels areas to minimize the sampling bias during the spatial analyzes. In both beaches the species's galleries per sample quadrat were calculated, in order to compare the distribution conditions of this animal particularly at these beaches, and the respective data inserted in electronics spreadsheets, reaching the second objective os this study. In other subarea, at both beaches (Gonzaga e Itararé), specimens of *C. major* were collected, using for this a manual pump made by PVC, to fulfill the third objective, that consisted in register the biometrical and breeding cycle informations, to characterize the population in front of the fishing pressure, or in front of prohibition capture conditions. The species density were registered by the number of individuals/ m² and compared between the two beaches through a GLM test (Generalized Linear Model), using as explanatory variables the place, month and the foreshore. The results indicated that the annual density of Santos city ($STS = 6,8 \pm 3,3$ galleries/m²) was 2,5 times superior than the records from São Vicente ($SAV = 2,7 \pm 2,5$ galleries/m²). The population structure was evaluated by the specimens distribution of each sex in size classes of 1mm and the sex ratio by the

proportion male: female. For this, the cephalothoracic length (CL) between males and females were compared, using a t-test or U of Mann-Whitney, being the data distribution normal or not. During the sampling period, a total of 546 specimens of *Callichirus major* (204 males, 342 females) were collected in Gonzaga beach and 404 (217 males, 187 females) in Itararé. Related to the CL size, the females were significantly higher on both beaches, $17,1 \pm 1,92$ mm (Gonzaga) and $16,5 \pm 2,07$ mm (Itararé), in relation to males $15,0 \pm 2,83$ e $15,0 \pm 2,66$, respectively. However, this study proved the efficiency of the *C. major* protection legislation in the city of Santos, of population control to the beaches of São Vicente and other cities from São Paulo state, and to other places in Brazil, in order to contribute with the management and conservation of the specie, emphasizing the importance of other allied studies to the sustainable exploitation of this resource.

Key-words: Ghost-shrimp; density; sexual dimorphism; population structure; breeding cycle.

Introdução geral

Protocolo amostral para a análise populacional de Crustáceos Callianassídeos

O camarão fantasma, *Callichirus major* (SAY, 1818) (Decapoda, Callianassidae), é um dos macroinvertebrados de praias de areia mais conspícuos do Atlântico sul ocidental. Sua distribuição geográfica abrange um amplo intervalo de latitudes ao longo da costa Americana (~34°N - 27°S), ocorrendo desde a Carolina do Norte, no hemisfério norte (Hay & Shore, 1918), até a costa do Estado de Santa Catarina, no Brasil (Rodrigues, 1983; Melo, 1999). Esta espécie constrói galerias simples, compostas por uma única abertura superficial plana ou em forma de vulcão, as quais são habitadas individualmente por um macho ou por uma fêmea (Pohl, 1946; Rodrigues & Shimizu, 1997). A abundância relativa de *C. major* pode alcançar valores expressivos, chegando a monopolizar o substrato naqueles ambientes onde ocorre (Rodrigues, 1983; Rodrigues & Shimizu, 1997).

Os ambientes costeiros estão entre os mais produtivos do planeta (Bastos et al., 2011), com destaque aos seus habitats bentônicos. Entre eles destacam-se as praias arenosas, que devido ao controle promovido pela dinâmica das marés (Magini et al., 2007) sofrem influência de fatores abióticos e bióticos (Stelling-Wood et al., 2016), repercutindo numa fauna peculiar e extremamente adaptada a tais condições (Souza, 2012). Ali figuram desde seres microscópicos (meiofauna), até macroinvertebrados pertencentes a infauna (p. ex., poliquetos, moluscos e crustáceos), que predominam na zona intertidal, bem como no médio e infralitoral (Silva & Martinelli-Lemos, 2012; Felix et al., 2016).

As espécies da Infraordem Axiidea Saint Laurent, 1979 e Gebiidea Saint Laurent, 1979, por serem escavadoras e viverem em galerias (Rodrigues & Shimizu, 1997), promovendo alterações na dinâmica e estruturação das comunidades bentônicas (McLachlan & Brown, 2006; Botter-Carvalho, 2007). No caso específico das praias arenosas, particularmente naquelas com predomínio de areia fina e muito fina, merecem destaque os crustáceos calianassídeos da Infraordem Axiidea, conhecidos popularmente como camarões-fantasma ou camarões-corrupto. Nas praias do sudeste brasileiro este grupo taxonômico é constituído por *Callichirus major* (Say 1818), *Sergio mirim*

Rodrigues, 1966 e *Sergio guassutinga* (Rodrigues 1971), possuindo distribuição espacial diferencial em relação ao nível das marés baixa (0m) e alta (40m). Segundo Rodrigues (1985), *C. major* é a espécie mais abundante e de maior distribuição espacial nas praias do Estado de São Paulo. A importância ecológica destes crustáceos está relacionada à bioturbação (Botter-Carvalho et al., 2007) e ciclagem de carbono (Webb & Eyre, 2004) do sedimento, embora ainda pouco se conheça a respeito de sua biologia populacional, como também ocorre com outros callianassídeos (Hernández, 2014). Assim, evidencia-se a relevância de uma padronização dos protocolos relacionados ao monitoramento das espécies destes camarões, com vistas à sua conservação, bem como para estudos comparativos.

A caracterização populacional de espécies da fauna emprega protocolos que visam minimizar o erro amostral e a variância, permitindo que dados de qualidade possam ser gerados e comparados, particularmente sobre sua estruturação (Barros et al., 2015). No caso de Callianassídeos, a contagem de aberturas de suas galerias, resulta ser um método confiável de avaliação da densidade dado à morfologia das galerias desta espécie com uma só saída e habitada solitariamente por um camarão (Pohl, 1946; Rodrigues & Shimizu, 1997). Sabe-se que a redução do erro amostral depende do tipo de distribuição espacial da espécie, assim como do tamanho da unidade amostral que diminua a variância dessa estimativa (Krebs, 1999). Assim, o estabelecimento de um protocolo amostral padrão para callianassídeos, que permita com comparações temporais, sazonais e espaciais confiáveis, é prioritário para estudos sobre a biologia populacional e reprodutiva destes organismos.

Densidade populacional de C. major em uma área protegida e outra não protegida

A abundância relativa de *Callichirus major* pode alcançar valores expressivos, chegando a monopolizar o substrato naqueles ambientes onde ocorre (Rodrigues, 1983; Rodrigues & Shimizu, 1997). Em praias com uma maior disponibilidade de matéria orgânica, como aquelas que recebem de forma direta o despejo de esgoto das cidades, esta espécie pode ainda dominar com mais intensidade que em locais com menor carga orgânica (Rodrigues, 1983).

Callichirus major não é atualmente considerado um recurso pesqueiro ao longo de sua distribuição latitudinal. No entanto, como outras espécies do gênero *Callichirus*

(vide Hernez & Granda-Rodríguez, 2015), *C. major* possui grande importância como recurso local em várias comunidades costeiras do Brasil onde  frequentemente capturado como isca para a pesca artesanal (Souza & Borzone, 2003). Segundo Rodrigues (1991), a pressão de extrao de *C. major* na Baía de Santos causou uma reduo do tamanho médio populacional, devido  captura seletiva dos camarões de maior tamanho. Como resultado do impacto da extrao excessiva de *C. major*, criou-se em 1992 a Lei n 1.293/93 que proibiu a captura desta espécie em qualquer praia ou ilha do município de Santos. Esta lei, que atualmente segue em vigor, foi baseada principalmente nos estudos realizados por Rodrigues (1966, 1983). Já em outros municípios adjacentes do Estado de São Paulo e do Brasil, existe ainda permissividade da captura de *C. major* por ausência de uma legislao similar ou pela falta de fiscalizao no caso de existir uma lei de proteo (p.ex., no Município de Praia Grande, São Paulo).

O protocolo para contagem de aberturas de galerias tem sido um dos métodos mais amplamente utilizados para avaliar a densidade populacional de camarões corruptos (p.ex., Hailstone & Stephenson, 1961; Branch & Day, 1984; Dumbauld et al., 1996; Hernez & Wehrtmann, 2007; Hernez, 2014), dado a proibio. Porém este método tem sido energicamente discutido em relao às suas limitaoes quando se avalia espécies com galerias complexas, i.e., com mais de uma abertura supeficial, e habitadas por mais de um camarão por cada toca (p.ex., McPhee & Skilleter, 2002; Butler & Bird, 2007). Nada tem sido reportado sobre a biologia populacional de *C. major* nas praias do município de Santos desde que foi promulgada a lei n 1.293/93 há mais de 20 anos. Dado que atualmente se mantem a proibio absoluta de captura desta espécie, espera-se que a densidade populacional na praia do Gonzaga (Santos) alcance valores maiores que em Itararé (São Vicente), este último um local onde se captura frequentemente *C. major* como isca para a pesca artesanal.

Estrutura populacional e ciclo reprodutivo de C. major em duas praias adjacentes

Vários são os eventos de expressiva importância para a estruturao e manuteno da vida de uma determinada espécie, dentre estes, a reproduo  considerada um dos mais importantes (Begon et al., 2006). Em crustáceos, os padrões

gerais reprodutivos têm sido revisados em detalhe por diferentes autores (Orton, 1920; Thorson, 1950; Giese & Pierse, 1974; Sastry, 1983; Bauer, 1989; Hernáez et al., 2012), concordando no valor adaptativo deste aspecto em relação à variabilidade ambiental onde se desenvolvem cada população natural.

Em crustáceos decápodes o crescimento de um organismo ocorre de maneira que partes do seu corpo desenvolvam de maneiras diferentes, caracterizando assim, alterações em suas formas (Hartnoll, 1978). Devido à importância da observação do crescimento relativo nestes organismos, vários trabalhos foram realizados, analisando as diferentes relações de medidas corporais, que nos permite identificar a estrutura das populações dos mesmos (Negreiros & Fransozo, 2004; Alves et al., 2005; Araújo et al., 2012; Alves-Júnior et al., 2014 e outros), bem como dimorfismo sexual e ciclo reprodutivo (Hernáez, 2014).

A exploração predatória é alvo de alterações populacionais dos camarões fantasma. No Brasil, *C. major* frequentemente são capturados por pescadores locais com bombas sugadoras, para fins de utilização como isca para pescas esportivas (Souza & Borzone, 2003). Na década de 1980, tal atividade acentuou-se devido à comercialização de instrumentos de captura, nos municípios do litoral paulista (Rodrigues & Shimizu, 1997). Em Santos (SP), a Lei Municipal nº 1.293/93, proíbe a captura dos camarões corruptos nas praias desse município, embora na praia imediatamente adjacente (Itararé, no Município de São Vicente), exista ainda permissividade da captura por ausência de uma legislação similar. Neste estudo, ainda, o interesse é também comparar a estrutura populacional (distribuição; tamanho do comprimento da carapaça, CC; tamanho máximo de CC por sexo), proporção sexual e o ciclo reprodutivo do camarão em uma área protegida (Santos) e outra área não protegida (São Vicente), ambas no litoral centro de São Paulo, Costa do Brasil.

HIPÓTESES

1.- (H₀) Dado que Rodrigues, tenha utilizado o quadrado de 1m², e que atualmente se mantém a proibição absoluta de captura desta espécie, espera-se que o amostrador seja ideal e a densidade populacional na praia do Gonzaga (Santos) alcance

valores maiores que em Itararé (São Vicente), este último um local onde se captura frequentemente *C. major* como isca para a pesca artesanal (veja artigo 1 e 2).

2.- (H₀) Em particular espera-se que a frequência de tamanho, classes de idade, proporção de distribuição de machos e fêmeas, reprodução (fêmeas ovígeras) de *C. major* seja menor, devido à pressão pesqueira, refletindo na diminuição da frequência de distribuição, bem como menor ocorrência de fêmeas ovígeras na área não protegida em São Vicente (veja artigo 3).

OBJETIVOS GERAIS

- Estabelecer o tamanho do quadrado ideal de amostragem, o número mínimo de réplicas, a melhor posição da disposição do transecto (paralela vs. perpendicular à linha d'água), bem como a possível influência dos canais de drenagem sobre a densidade de animais Callianassídeos em praias arenosas (veja artigo 1).

- Avaliar a densidade populacional, considerando o efeito da legislação que impede a extração de *Callichirus major*, em duas praias adjacentes (~4 km) do litoral de São Paulo: Gonzaga na cidade de Santos, com proibição absoluta de extração, e Itararé na cidade de São Vicente, onde não existe nenhuma lei que proíba a captura desta espécie (veja artigo 2).

- Comparar a estrutura populacional (distribuição; tamanho do comprimento da carapaça, CC; tamanho médio de CC por sexo), proporção sexual, maturidade e o ciclo reprodutivo do camarão em uma área protegida (Santos) e outra área não protegida (São Vicente), ambas no litoral centro de São Paulo, Costa do Brasil (veja artigo 3).

**PROTOCOLO AMOSTRAL PARA O MONITORAMENTO DA DENSIDADE
POPULACIONAL DE CAMARÕES-FANTASMA (CRUSTACEA: AXIIDEA)**

Michael J. Hereman*, Patricio Hernáez & Marcelo A. A. Pinheiro

UNESP – Univ Estadual Paulista, Instituto de Biociências (IB), Câmpus do Litoral
Paulista (CLP) - Grupo de Pesquisa em Biologia de Crustáceos (CRUSTA), Programa
de Pós-graduação em Biodiversidade Aquática - Praça Infante Dom Henrique s/n,
Parque Bitaru, 11330-900 São Vicente, SP, Brazil.

* Corresponding author. E-mail: *mhereman@gmail.com*

*Este artigo foi redigido nas normas do periódico científico ZOOLOGIA (Curitiba),
a ser submetido como Artigo Original de Pesquisa.*

ABSTRACT

Density is one of the more important parameters in population studies of sessile crustaceans, mainly those with economic relevance. In ghost shrimps the density can be estimated indirectly by counting of the number of their burrows in sampling quadrats. However, monitoring procedures can be influenced by the size of the sampling unit, number of replicates, position in function of water level and proximity of drainage channels (natural or artificial). This study aims to evaluate these parameters to *Callichirus major* (Say, 1818) (Axiidea Saint Laurent, 1979), and establish an adequate sampling protocol in space-temporal analyses and reducing amostral bias. Data were obtained at Gonzaga beach, Santos Municipality (SP), Brazil, in March and April/2015. The ideal quadrat size was determined by Weigert's method (W), where six quadrat sizes (0.25, 0.50, 0.75, 1.0, 1.25 and 1.5m) were tested, considering a transection of quadrats placed in inferior zone of the intertidal foreshore. The ideal size quadrat (1x1 m) presents the smaller W value (15.02). The known the better position of the transection (perpendicular or parallel to water level) was considered the smallest variance, a fact confirmed in parallel transection at inferior zone of intertidal foreshore (270-300 m from geodesic point), where a higher abundance of ghost shrimps was obtained. The minimum number of total replicates by transection was also determined by variance (V) stabilization related to the increase of the amostral area, indicating 50 amostral unities (V=24.6). The influence of drainage channels on the density of ghost shrimps was tested by three parallel transects in the inferior zone of the intertidal

foreshore (two transects near to drainage channels and one central and equidistant of them). Density was higher in transections near to channels (5.0 ± 1.6 and 4.5 ± 2.0 ind./m²) than that more equidistant (2.6 ± 1.7 ind./m²) ($F=13.20$; $p=0.000$), indicating to avoid nearby channel areas to minimize amostral bias during spacial analyses.

KEY WORDS: Density; ghost-shrimp; replicates; sample unit; transect direction.

Os ambientes costeiros estão entre os mais produtivos do planeta (BASTOS et al. 2011), com destaque aos seus habitats bentônicos. Entre eles destacam-se as praias arenosas, que devido ao controle promovido pela dinâmica das marés (MAGINI et al. 2007) sofrem influência de fatores abióticos e bióticos (STELLING-WOOD et al. 2016), repercutindo numa fauna peculiar e extremamente adaptada a tais condições (SOUZA 2012). Ali figuram desde seres microscópicos (meiofauna), até macroinvertebrados pertencentes a infauna (p. ex., poliquetos, moluscos e crustáceos), que predominam na zona intertidal, bem como no médio e infralitoral (SILVA & MARTINELLI-LEMOES 2012, FELIX et al. 2016).

As espécies da Infraordem Axiidea Saint Laurent, 1979 e Gebiidea Saint Laurent, 1979, por serem escavadoras e viverem em galerias (RODRIGUES & SHIMIZU 1997), promovendo alterações na dinâmica e estruturação das comunidades bentônicas (MCLACHLAN & BROWN 2006, BOTTER-CARVALHO 2007). No caso específico das praias arenosas, particularmente naquelas com predomínio de areia fina e muito fina, merecem destaque os crustáceos calianassídeos da Infraordem Axiidea, conhecidos popularmente como camarões-fantasma ou camarões-corrupto. Nas praias do sudeste

brasileiro este grupo taxonômico é constituído por *Callichirus major* (Say 1818), *Sergio mirim* Rodrigues, 1966 e *Sergio guassutinga* (Rodrigues 1971), possuindo distribuição espacial diferencial em relação ao nível das marés baixa (0m) e alta (40m). Segundo RODRIGUES (1985), *C. major* é a espécie mais abundante e de maior distribuição espacial nas praias do Estado de São Paulo, o que repercutiu no maior número de estudos sobre sua biologia (p. ex., RODRIGUES 1966, 1967, 1976, 1983, 1984 e 1985 (RODRIGUES & SHIMIZU 1997, PEDRUCCI & BORGES 2009, entre outros). A importância ecológica destes crustáceos está relacionada à bioturbação (BOTTER-CARVALHO et al. 2007) e ciclagem de carbono (WEBB & EYRE 2004) do sedimento, embora ainda pouco se conheça a respeito de sua biologia populacional, como também ocorre com outros callianassídeos (HERNÁEZ 2014). Assim, evidencia-se a relevância de uma padronização dos protocolos relacionados ao monitoramento das espécies destes camarões, com vistas à sua conservação, bem como para estudos comparativos.

A caracterização populacional de espécies da fauna emprega protocolos que visam minimizar o erro amostral e a variância, permitindo que dados de qualidade possam ser gerados e comparados, particularmente sobre sua estruturação (BARROS et al. 2015), pois diferentes métodos de coleta podem revelar aspectos distintos (TUF 2015). Assim, uma amostragem eficiente é reflexo direto do monitoramento adequado dessas populações, principalmente no caso das espécies de Axiidea e Gebiidea, que por viver todo o tempo no interior de suas galerias, têm estilo de vida tão enigmático (WILLIAMS et al. 2002). Neste sentido, a densidade de macrocrustáceos escavadores é um parâmetro de destaque em monitoramentos populacionais, pois sua estimativa trás eficiência aos estudos de estrutura, dinâmica populacional e etológica em ambientes

praias (MORRISEN et al. 1998, SKOV 2002, MCPHEE & SKILLETER 2002). Neste sentido, este parâmetro pode ser estimado direta ou indiretamente, sendo no primeiro caso determinado pela contagem dos animais removidos de suas galerias por unidade amostral (CONTESSA et al. 2004), enquanto, no segundo caso, a estimativa é feita pela contabilização do número de galerias por unidade amostral (RODRIGUES & SHIMIZU 1997, SKOV 2002, BUTLER & BIRD 2007, HERNÁEZ 2014). No caso de Callianassídeos, a contagem de aberturas resulta ser um método confiável de avaliação da densidade dado à morfologia das galerias desta espécie com uma só saída e habitada solitariamente por um camarão (POHL 1946, RODRIGUES & SHIMIZU 1997). Estudos realizados no início da década de 1980 foram conduzidos sobre *C. major*, nas praias do Município de Santos (SP), não existindo outros mais aprofundados sobre a biologia populacional desta espécie. Concomitantemente, houve exploração predatória dessa população, principalmente por pescadores, que a comercializam ou usam como isca atrativa na pesca esportiva (RODRIGUES & SHIMIZU 1997). Até o momento, o único estudo realizado sobre a densidade desta espécie, resultando em legislação de proibição de captura dessa espécie são os de Rodrigues, atualizados por PEDRUCCI & BORGES (2009), embora sem considerar um protocolo padrão para a amostragem populacional. Sabe-se que a redução do erro amostral depende do tipo de distribuição espacial da espécie, assim como do tamanho da unidade amostral que diminua a variância dessa estimativa (KREBS 1999). Assim, o estabelecimento de um protocolo amostral padrão para callianassídeos, que permita com comparações temporais, sazonais e espaciais confiáveis, é prioritário para estudos sobre a biologia populacional e reprodutiva destes organismos. Neste sentido, será estabelecido o tamanho do quadrado ideal de amostragem, o número mínimo de réplicas, a melhor posição (paralela vs. perpendicular

à linha d'água), bem como a possível influência dos canais de drenagem sobre a densidade destes animais em praias arenosas.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo ocorreu no Município de Santos, litoral centro do Estado de São Paulo, Brasil, numa praia com cerca de 7 km de extensão, onde se destacam seis canais de drenagem artificiais (Fig. 1-A), que a dividem em cinco trechos com diferentes nomes (José Menino, Gonzaga, Boqueirão, Itararé e Ponta da Praia). Esta praia é constituída por sedimento arenoso de granulometria muito fina (Φ , tamanho médio do grão = $3,3\pm 0,01$), declividade média de $<10^\circ$ (MAGINI et al. 2007, ELIFF et al. 2013), com morfodinâmica pertencente ao tipo intermediário (MCLACHLAN & BROWN 2006). A área de estudo (Praia do Gonzaga) está compreendida entre os canais 2 e 3 (Fig. 1-B), estando localizada na região central de toda extensão praias de Santos. É caracterizada por expressiva faixa arenosa (>300 m), distando a 800m do emissário submarino (Canal 1) e 4,5km da saída do Porto de Santos (próximo ao Canal 6) (Fig. 1-B).

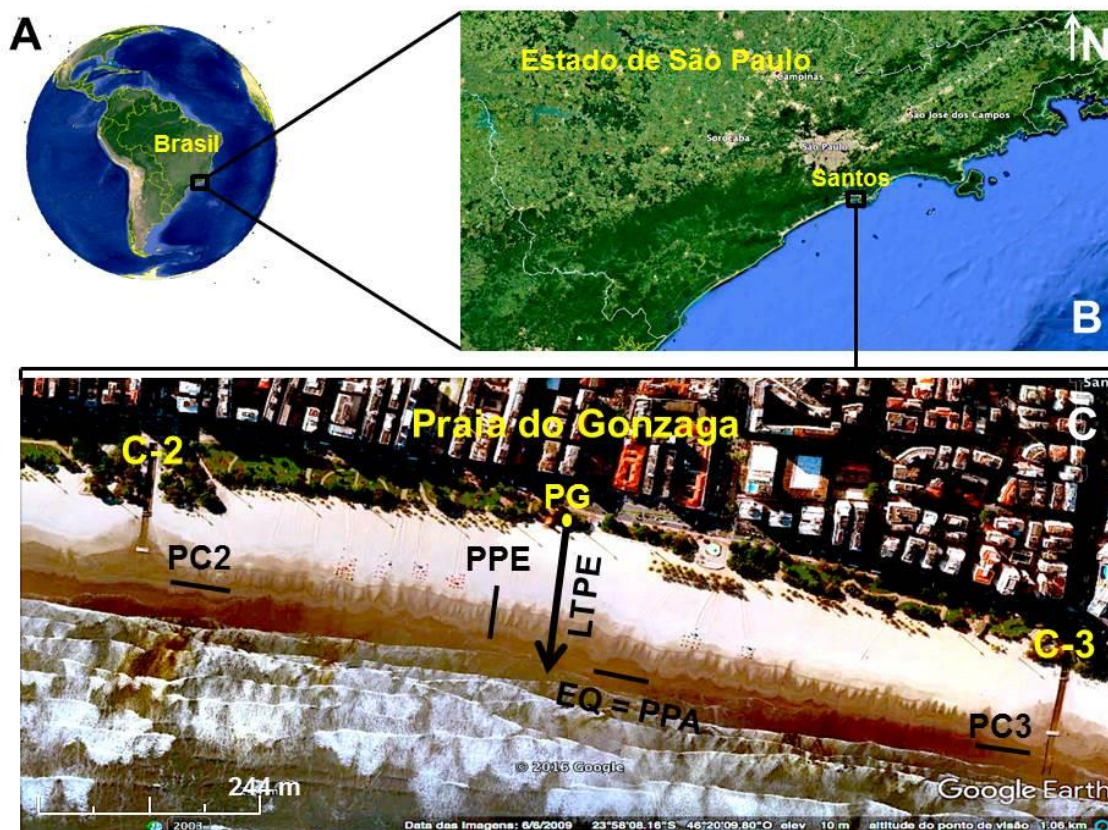


Figura 1. Áreas de amostragens no litoral Centro do Estado de São Paulo, Brasil (A), onde se situa o Município de Santos (23°58'10,4"S - 46°20'04,5"W) (B). As transecções para a padronização da melhor posição do perfil de amostragem para Calianassídeos ocorreram na Praia do Gonzaga (C). Onde: C-2, Canal 2; C-3, Canal 3; PG, ponto geodésico no calçadão; LTPE, linha de transecção perpendicular (entre PG e a linha de maré); PPE, perfil de transecção perpendicular; PPA, perfil de transecção paralelo; PC2, perfil próximo ao Canal 2; PC3, perfil próximo ao Canal 3; e EQ, perfil equidistante aos canais 2 e 3. Fonte: Imagem modificada do Google Earth © Google 2016.

Tamanho do quadrado amostral

O tamanho do quadrado ideal para amostragem dos callianassídeos foi estabelecido por teste utilizando quadrados confeccionados com canos de PVC de $\frac{1}{2}$ Ø, em seis tamanhos distintos (laterais medindo 0,25; 0,50; 0,75; 1,0; 1,25; e 1,5m). Para análise dos dados foi utilizado o

Método de Wiegert (W), segundo KREBS (1999), que considera como ideal o tamanho do quadrado amostral que minimiza o produto da variância relativa (VR_i) pelo custo relativo (CR_i), este último expresso pelo tempo de contagem das galerias (em segundos). Visando a padronização e possibilidade de comparação dos dados, cada quadrado foi testado para uma mesma área amostral ($6,75m^2$), resultando no seguinte total de réplicas para cada um dos quadrados: 108 ($0,25 \times 0,25$ m), 27 ($0,50 \times 0,50$ m), 12 ($0,75 \times 0,75$ m), 7 ($1,0 \times 1,0$ m), 5 ($1,25 \times 1,25$ m) e 3 ($1,5 \times 1,5$ m). Cada uma das réplicas desses quadrados amostrais teve as galerias dos camarões-fantasma quantificadas, assim como o tempo (em segundos) necessário para tal atividade, compreendendo desde a disposição da unidade amostral sobre a areia até a finalização da contagem. Os dados obtidos foram digitados em planilhas eletrônicas, sendo os valores de densidade utilizados para o cálculo da média (\bar{x}), desvio padrão (s) e variância relativa (VR_i). O tempo amostral médio (em segundos) foi empregado no cálculo do custo relativo (CR_i) para cada quadrado amostral, assim como do valor de Wiegert ($W=VR_i.CR_i$).

Posição do perfil de transecção - Para averiguar a melhor posição da transecção para as amostragens populacionais de *C. major*, foram utilizados dois perfis em relação à linha d'água, sendo um perpendicular e outro paralelo, com 25m cada. O perfil de transecção perpendicular (PPE) foi estabelecido na zona inferior do estirâncio, a partir da linha d'água (0,2m) em direção ao ponto geodésico (PG: $23^{\circ}58'10,4''S$ - $46^{\circ}20'04,5''W$), enquanto o perfil de transecção paralelo ao mar (PPA) também foi demarcado na zona inferior do estirâncio, na região central da praia (Fig. 1-C). Em cada perfil de transecção foram dispostos 25 quadrados amostrais, em cada um dos quais foram quantificadas as galerias e da densidade populacional de *C. major*. Os dados obtidos em cada transecção foram digitados em planilhas eletrônicas e as variâncias confrontadas entre si, conforme apresentado no subitem *Análises estatísticas*.

Outro perfil de transeção perpendicular (LTPE), com 300m de extensão, foi estabelecido a partir do ponto geodésico (PG: 23°58'10,4"S - 46°20'04,5"W), demarcado no calçadão da orla da Praia do Gonzaga, até a linha d'água na maré 0,20 m. Neste caso foi registrada a primeira ocorrência de galerias distante da linha d'água, assim como todas as galerias presentes nos quadrados amostrais de 1x1m, desde o ponto geodésico (0 metros) até o nível de água, com a marcação da respectiva distância do marco padrão ao mar. Em sequência, a abundância de galerias e a densidade de *C. major* foram agrupadas em classes de distância da água, e os dados dispostos em um histograma. As faixas de abundância dos camarões-fantasma foram confrontadas às feições praias, para verificação de sua distribuição espacial e em qual delas ocorreu a maior abundância.

Número total de réplicas por transeção – Para a determinação do número total de réplicas ideal para o monitoramento mensal da densidade populacional dos camarões-fantasma, foi considerada a posição paralela da linha de transeção dos quadrados em relação à linha d'água. Foram posicionadas 100 réplicas contíguas do quadrado ideal de amostragem, as quais foram agrupadas cumulativamente para o cálculo da variância (V) para cada um desses grupos. Assim, o número total de réplicas da unidade amostral ideal foi determinado com a estabilização da variância do número de galerias em função do aumento dessa área amostral (KREBS 1999).

Influência dos canais de drenagem – Para avaliar o possível efeito dos canais de drenagem artificial que ocorrem na praia contínua do Município de Santos (SP), foram estabelecidas três linhas de transeção, cada uma com 25 quadrados amostrais, entre os

canais 2 (C2) e 3 (C3). Duas transecções foram estabelecidas a partir de 10 m destes canais, sendo uma delas próxima ao C2 e outra próxima ao C3, bem como uma transeção equidistante (EQ) a estes canais (vide Fig. 1-C). Os dados obtidos em cada transeção foram digitados em planilhas eletrônicas e confrontados entre si (vide o item *Análises estatísticas*).

Análises Estatísticas – Após os dados terem sido digitados em planilhas eletrônicas, foram inicialmente submetidos a rotinas estatísticas para análise da normalidade (SW, Shapiro-Wilk) e homogeneidade das variâncias (L, Levene), em ambiente “R” Versão 3.3.1 (R CORE TEAM 2012). Dados com distribuição normal significativa e homocedasticidade indicaram o uso de testes paramétricos para o confronto de médias (teste t-“student” ou ANOVA seguida do teste de Tukey “a posteriori”) e, caso contrário, um teste não paramétrico para confronto das medianas (KS, Kruskal-Wallis), conforme SOKAL & ROHLF (2011). Todos os procedimentos estatísticos foram empregados sob um nível de significância de 5%.

RESULTADOS

O menor tempo de contagem das galerias ocorreu com o menor quadrado amostral (0,25x0,25 m; $CR_i=1$ seg.), embora o mesmo tenha mostrado, também, a maior variância (18,7 galerias/m²) (Tabela 1). O quadrado de 1x1 m foi o que minimizou o valor do teste de Wiegert ($W=15,02$), ocorrido pela multiplicação de $VR_i=1$ e $CR_i=15,02$ seg., sendo, portanto, considerado ideal para este tipo de amostragem.

A posição dos perfis em relação à linha d’água (PPE, perpendicular; ou PPA, paralela) gerou dados bem distintos, com uma densidade para PPE ($3,8\pm 2,6$ ind./m²)

cerca de 1,5 vezes superior a de PPA ($2,6 \pm 1,7$ ind./m²) ($F=2,432$; $p=0,034$). Além disso, a variância de PPE ($V=6,89$) foi cerca de 2,5 vezes superior a de PPA ($V=2,83$).

Na linha de transecção perpendicular (LTPE) a primeira ocorrência de galerias (OPG) foi registrada a 220m de PG (80m da linha d'água = MB). A partir daí, a densidade de galerias foi quantificada nos quadrados amostrais de 1x1m, com a captura de 119 animais com uso de bombas sugadoras de PVC, em esforço amostral padronizado (máximo de três bombadas/galeria), o que ocorreu até o último quadrado, finalizado em MB. Com base nestes resultados foi confeccionado um histograma agrupando os animais por faixa de distância entre OPG e MB, com registro das maiores densidades populacionais a partir de 270m de PG (30 m da linha d'água = MB). Estes 30 metros finais até MB, que corresponderam ao estirâncio, pôde ser dividido em três transecções amostrais (E_{Sup} , estirâncio superior; E_{Int} , estirâncio intermediário; e E_{Inf} , estirâncio inferior, cada um em sua respectiva faixa de 10 metros de largura (Fig. 2).

Tabela 1. Determinação do quadrado ideal de amostragem para avaliação da densidade de callianassídeos na Praia do Gonzaga, em Santos (SP), com base em seis tamanhos de referência. Onde: CR_i, tempo de contagem das galerias em segundos; N, número de quadrados amostrais em 6,75 m²; s, desvio padrão; t, tempo de amostragem; VR_i, variância relativa; x, média W, valor de Wiegert. O melhor quadrado amostral está destacado em negrito.

Quadrado amostral (m x m)	Área do quadrado (m ²)	N	Galerias/m ² (x ± s)	VR _i	T (seg.)	CR _i	W
0,25 x 0,25	0,063	108	12,59 ± 11,98	18,07	1,24	1,00	18,07
0,50 x 0,50	0,250	27	17,78 ± 6,96	6,09	4,54	3,66	22,29
0,75 x 0,75	0,563	12	16,59 ± 5,84	4,29	11,06	8,92	38,26
1,00 x 1,00	1,000	7	16,43 ± 2,82	1,00	18,63	15,02	15,02
1,25 x 1,25	1,563	5	11,01 ± 3,96	1,97	17,04	13,74	27,06
1,50 x 1,50	2,250	3	18,07 ± 3,78	1,80	41,69	33,62	60,45

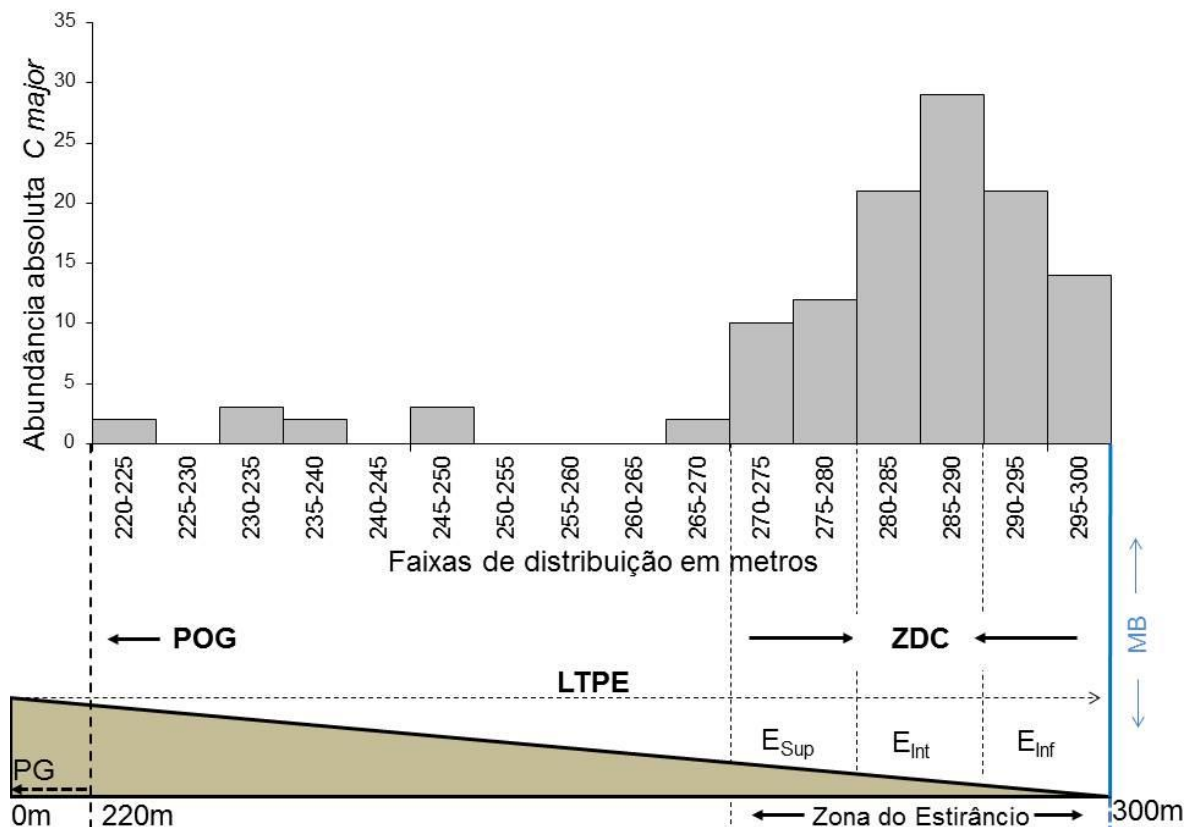


Figura 2. Representação da abundância absoluta e coleta de *C. major* no perfil de transeção perpendicular (LTPE), desde o ponto geodésico (PG) até o a linha d'água (MB). Onde: POG, ponto de ocorrência de galerias; ZDC, zona de distribuição de callianassídeos; E_{Sup}, estrâncio superior; E_{Int}, estrâncio intermediário; e E_{Inf}, estrâncio inferior.

O número ideal de réplicas com o quadrado amostral de 1x1m para análises espaço-temporais (tempo de contagem) de *C. major* foi de 50 unidades (Fig. 3), que correspondeu ao momento em que ocorreu a estabilização da variância dos dados obtidos ($V=24,6$).

Foi testada, também, a influência dos canais de drenagem (Fig. 4), sendo verificada uma maior densidade junto ao Canal 2 (PC2: $5,0 \pm 1,6$ ind./m²) e Canal 3

(PC3: $4,5 \pm 2,0$ ind./m²), que não diferiram estatisticamente entre si, mas contrastaram com a densidade registrada para o perfil de transecção equidistante aos canais (EQ: $2,6 \pm 1,7$ ind./m²) ($F=13,20$; $p=1,3 \cdot 10^{-5}$).

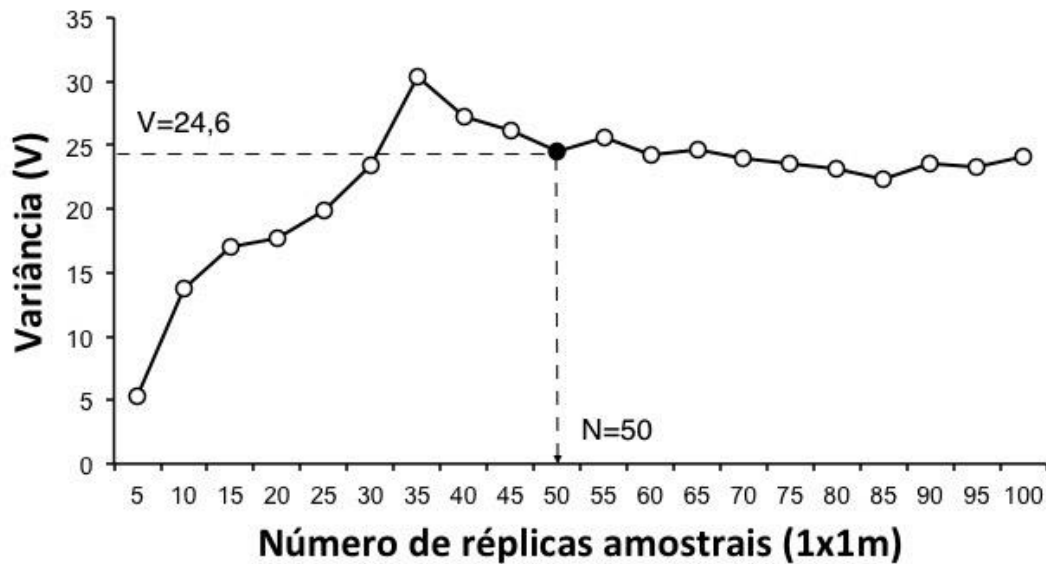


Figura 3. Número de réplicas ideal (N) para a amostragem da densidade populacional de *C. major* em um perfil de transecção paralelo, relacionando a variância acumulada (V) nas réplicas amostrais.

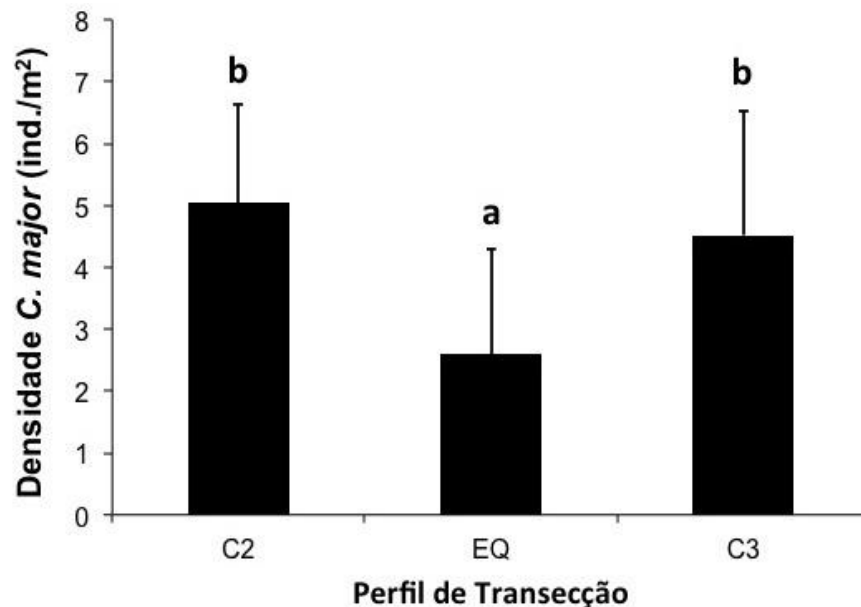


Figura 4. Densidade de galerias de calianassídeos por perfil de transecção amostral (PC2 e PC3, canais de drenagem artificiais; e EQ, perfil central, equidistante aos canais 2 e 3). Onde: barras, médias aritméticas; linha vertical, desvio padrão. Médias acompanhadas de uma mesma letra não apresentaram diferença estatística ($p > 0,05$).

A partir dos resultados obtidos verifica-se que a melhor transecção para a estimativa da densidade populacional de *C. major* deve ocorrer paralelamente à linha d'água, evitando a proximidade de canais de drenagem (naturais ou artificiais), podendo ocorrer nas três faixas de estirâncio, compreendendo, em cada uma delas um perfil amostral composto por 50 réplicas contíguas do quadrado ideal de amostragem.

DISCUSSÃO

KREBS (1999) ressalta a existência de variação do tamanho e da forma ideal do amostrador em função do local e da espécie estudada. Entre os parâmetros que

influenciam o tamanho do quadrado ideal de amostragem está a distribuição espacial (RODRIGUES 1985) apresentada pela espécie (agregada, uniforme e casual), sendo resultante de seu porte na fase adulta e das interações comportamentais intra e interespecíficas (HERNÁEZ 2014), que podem alterar a estrutura, composição e densidade da população avaliada (MCPHEE & SKILLETER 2002). O hábito gregário dos camarões calianassídeos, no caso em questão apresentada por *C. major*, deve favorecer de alguma forma o pareamento sexual desta espécie escavadora, embora pouco se conheça a respeito de como ela ocorre naturalmente (RODRIGUES & SHIMIZU 1997, HERNÁEZ 2014). A vida em clausura desta espécie favorece maiores adensamentos, sem que ocorra competição por espaço, mas por recursos alimentares em suspensão na água (BOTTER-CARVALHO 2007). O quadrado de amostragem indicado como ideal no presente estudo (1x1m) foi idêntico ao utilizado por RODRIGUES (1983), embora este autor não mencione informações preliminares para determiná-lo como de tamanho mais adequado, mas apenas indica baixas densidades com 2x2m (4m²). Trata-se de uma grata coincidência, pois favorece a comparação dos resultados populacionais obtidos por este autor após 32 anos (1983-2015).

Os dados obtidos também sugerem o uso de transecções paralelas à linha d'água (PPA) como ideais, haja vista a expressiva redução da variância (2,5 vezes) quando relacionado à transecção perpendicular (PPE). Tal fato ocorre pela distribuição diferencial de *C. major*, com maior abundância na região intertidal (estirâncio), onde se concentra com maior variação, decrescendo em níveis mais superiores (supralitoral), onde a abundância é bem mais reduzida. A maior abundância absoluta da espécie em proximidade à água tem relação ao seu uso para evitar a dessecação e por ser através dela que obtém seu alimento que está em suspensão (BOTTER-CARVALHO 2007). A figura 3 indica que houve estabilização da variância do número de galerias de *C. major*

com 50 réplicas do quadrado ideal de amostragem (1x1m). Segundo Shimizu & RODRIGUES (2000) na Praia de Barequeçaba, em São Sebastião (SP), litoral norte paulista, foram utilizadas nas análises 60 réplicas amostrais, valor este muito próximo ao mínimo de amostragem adotado no presente estudo. Por sua vez SOUZA & BORZONE (2003), em seus estudos de amostragem na Baía de Paranaguá, no Paraná, utilizaram 30 réplicas amostrais em uma transecção perpendicular à linha d'água, que o presente estudo indica ser a mais variável e, portanto, menos recomendada para uso, por inviabilizar comparações espaço-temporais desta espécie.

PINHEIRO et al. (1996) destacam em seu estudo que os fatores ambientais influenciam a distribuição dos organismos, atuando de forma isolada ou conjunta, promovendo a ampliação ou restrição da área ocupada por determinada espécie. Tal fato evidencia a ocorrência destas espécies em áreas diferenciadas na natureza, onde a variação desses fatores pode impossibilitar o registro populacional em áreas limitantes à sua sobrevivência, em função de seu ótimo preferencial. Neste sentido, RODRIGUES (1983) verificou que além da distribuição, a alimentação, crescimento, sobrevivência e aspectos relacionados à reprodução de *C. major* podem ser influenciados de forma marcante por parâmetros hídricos, tais como sua temperatura, teor de oxigênio e salinidade. O mesmo ocorre com a composição granulométrica e teor de matéria orgânica dos sedimentos, destacando a relevância destas variáveis em estudos ecológicos desta natureza. Estes fatores ambientais podem diferir de acordo com a praia analisada, sendo sua caracterização primordial para destacar se os parâmetros populacionais são delas dependentes, assim como se existe maior relevância destes sobre variáveis antrópicas. Desta forma, a construção de canais de drenagem artificiais (como os existentes em

Santos), quebra-mares, emissários submarinos, entre outras alterações antrópicas, podem ganhar destaque perante os fatores ambientais por alterar os parâmetros populacionais de uma espécie ou a comunidade de um ecossistema. Estudos desenvolvidos por MELO (2004) na Baía de Paranaguá, Paraná, sul do Brasil, com *Upogebia paraffinis*, evidenciou preferência por materiais arenoso-lodosos resultantes de decomposição, julgando-se então o fator matéria orgânica sendo condição favorável para presença de *C. Major* em praias arenosas (SILVA & MARTINELLI-LEMONS 2012). A ocorrência das maiores densidades de *C. major* na proximidade destes canais de drenagem, onde é comum a liberação de esgotos clandestinos sem tratamento, seria a explicação que pode ser dada a este maior adensamento pela ocorrência desta matéria orgânica, certamente utilizada como alimento por estes animais suspensívoros. Considerado este fato, a carga desta matéria orgânica é variável em função do local, assim como da época do ano (mais chuvosa ou não), o que já denota variação na ocorrência da densidade dos callianassídeos, devendo ser, portanto, evitados em análises comparativas. Garantindo as transecções afastadas destes canais drenagem, a distribuição da espécie pode se manifestar em relação aos fatores abióticos como salinidade, oxigênio, temperatura e condições da água, onde os últimos têm se destacado como mais influentes, como sugere BOTTER-CARVALHO (2007).

Finalmente, é importante destacar que praias de algumas localidades detêm legislações específicas para o defeso dos camarões-fantasma, como é o caso da Lei nº 1.293/1993 para *C. major*, no Município de Santos, que foi proposta pelo Prof. Dr. Sérgio de Almeida Rodrigues (IB/USP), o mesmo não ocorrendo em municípios limítrofes, como São Vicente (SP), onde certamente existe impacto pela captura sem sustentabilidade por pescadores locais. De tal forma, o estabelecimento de um protocolo

ideal padrão para a amostragem de *C. major* garante a fidelidade dos dados e diminuição do erro amostral, podendo ser empregado para outras espécies de callianassídeos, contribuindo, assim, para a conservação de suas populações.

CONCLUSÕES

O quadrado de 1x1m (1m²) minimizou o produto da variância relativa pelo custo relativo, sendo o mais adequado para a estimativa da densidade de *C. major*. Ficou estabelecida, também, a necessidade de um mínimo de 50 réplicas deste quadrado amostral estabelecidas contiguamente em um perfil de transecção, visando avaliações mais fidedignas deste parâmetro ambiental da espécie. Além disso, foi comprovado que a melhor posição para o perfil da transecção para análises de densidade deve ser em paralelo à linha da água no terço inferior do estirâncio, por redução da variância e, portanto, possibilitando coletas mensais mais fidedignas e comparáveis. Nos últimos 30 metros de praia, próximo à linha de maré baixa, ocorreram as maiores abundâncias absolutas da espécie, coincidindo com as três faixas do estirâncio. Deve-se, também, evitar áreas com influência de canais de drenagem, que podem promover aumento do adensamento populacional e variação temporal promovida pela carga diferencial de material orgânico que pode estar a eles associado.

AGRADECIMENTOS

Agradecimento ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Aquática da UNESP IB/CLP. Aos membros do CRUSTA (Grupo de Pesquisa em Biologia de Crustáceos), pelo inestimável auxílio durante as coletas em campo. O presente estudo foi desenvolvido com autorização de coleta científica expedida pelo SISBIO/ICMBio

(nº 47387-1), o mesmo pela Secretaria de Meio Ambiente da Prefeitura Municipal de Santos (Ofício SEMAM/STS nº 017/2015-CLP), neste último caso por conta de restrições pela Portaria Municipal de Defesa nº 1.293/1993.

REFERÊNCIAS

BARROS CS, PÜTTKER T, PINOTTI BT, PARDINI R (2015) Determinants of capture-recapture success: an evaluation of trapping methods to estimate population and community parameters for Atlantic forest small mammals. **Zoologia** **32(5)**: 334-344.

BASTOS RB, FEITOSA FAN, KOENING ML, MACHADO RCA, MUNIZ A (2011) Caracterização de uma zona costeira tropical (Ipojuca-Pernambuco-Brasil): produtividade fitoplanctônica e outras variáveis ambientais. **Brazilian Journal of Aquatic science and Technology** **15(1)**: 1-10.

BOTTER-CARVALHO ML, SANTOS PJP, CARVALHO PVVC (2007) Population dynamics of *Callichirus major* (Say, 1818) (Crustacea, Thalassinidea) on a beach in northeastern Brazil. **Estuarine Coastal and Shelf Science** (71): 508-516.

BUTLER S, BIRD FL (2007) Estimating density of intertidal ghost shrimps using counts of burrow openings. Is the method reliable? **Hydrobiologia** **589**: 303-314.

CETESB (2010) **Relatório de qualidade das praias 2009**. São Paulo-SP. 165.

CONTESSA L., BIRD FL (2004) The impact of bait-pumping on populations of the ghost shrimp *Trypaea australiensis* Dana (Decapoda: Callinassidae) and the sediment environment. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** **304**: 75-97.

D'ANDREA AF, ALLER RC, LOPEZ GR (2002) South Carolina sandflat: The impacts of porewater. **Limnology and Oceanography**, **47(4)**: 1056-1070.

ELLIFF C, MOTTA NC, SCRICCO IM, BARROS MO (2013) Classificação morfodinâmica da Praia do Gonzaga, Santos, São Paulo, Brasil. **Caderno de Geociências** **10(2)**: 133-138.

FELIX G, MARENZI RC, POLETTE M, NETTO SA (2016) **Environmental Management**. doi: 10.1007/s00267-016-0735-x.

HERNÁEZ, PAB (2014) **Estado taxonômico e história de vida de *Callichirus seilacheri* (Bott, 1955) (Decapoda, Axiidea, Callinassidae) na Costa do Pacífico Leste: ecologia reprodutiva em ambientes tropicais e relação entre abundância e variabilidade latitudinal dos atributos populacionais na Costa de Chile**. Tese de Doutorado Programa de Pós Graduação em Biologia Comparada- USP, Ribeirão Preto. 156p.

KREBS CJ (1999) Estimating abundance: quadrat counts, p. 105-157. In: KREBS CJ (Ed.) **Ecological Methodology**. New York, Addison-Welsey Longman, 620.

MAGINI C, HARARI J, ABESSA DMS (2007) Circulação recente de sedimentos costeiros nas praias de Santos durante eventos de tempestades: dados para gestão de impactos físicos costeiros. São Paulo. **Caderno de Geociências** **26(4)**: 349-355.

MCLACHLAN A, BROWN AC (2006) **Ecology of Sandy Shores**. New York, Elsevier Inc., 387.

MCPHEE DP, SKILLETER GA (2002) Aspects of the biology of the yabby *Trypaea australiensis* (Dana) (Decapoda: Thalassinidea) and the potential of burrow counts as an indirect measure of population density. **Hydrobiologia** **485**: 133-141.

MELO SG, LOYOLA-E-SILVA D, BROSSI-GARCIA AL (2004) *Upogebiaparaffinis* Williams (Decapoda, Upogebiidae): biologia e nova ocorrência para o litoral do estado do Paraná (Brasil). **Acta Biológica Paranaense** **33**: 13-20.

MORRISEY DJ, TURNER SJ, MACDIARMID AB (1998) Subtidal assemblages of soft substrata, p. 194-226. In: Kingsford M, Battershill C (Eds.) **Studying temperate marine environments: A handbook for ecologists**. New Zealand, Canterbury University Press, 335p.

PEDRUCCI ACC, BORGES RP (2009) Determinação de densidade populacional de *Callinectes major* na praia de José Menino – Santos e Itararé – São Vicente. **Revista Ceciliana**, **1(2)**: 121-125.

PINHEIRO MAA, FRANZOZO A, NEGREIROS-FRANZOZO ML (1996) Distribution patterns of the swimming crab *Arenaeus cribrarius* (Lamarck, 1818) (Crustacea, Brachyura,

Portunidae), in Fortaleza Bay, Ubatuba, SP, Brazil. **Revista Brasileira Biologia** **56(4)**: 705-716.

POHL ME (1946) Ecological Observations on *Callinassa major* Say at Beaufort, North Carolina. **Ecology** **27**: 71-80. doi:10.2307/1931020.

R CORE TEAM (2012) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. **ISBN 3-900051-07-0**, disponível em URL <http://www.R-project.org/>

RACHID, BRF (2002) **Avaliação ecotoxicológica dos efluentes domésticos lançados pelos sistemas de disposição oceânica da Baixada Santista, SP**. Universidade de São Paulo (USP). São Paulo, SP. 286p. (*Tese de Doutorado*)

RODRIGUES SA, SHIMIZU RM (1997) Autoecologia de *Callichirus major* (Say,1818) (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea). **Oecologia Brasiliensis**, **3**: 155-170.

RODRIGUES, AS (1983) **Aspectos da Biologia de Thalassinidea do Atlântico Tropical Americano**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (USP), 145p. (*Tese de Livre Docência*)

SHIMIZU RM, RODRIGUES SA (2000) Population ecology of *Callichirus major* (Say 1818) (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea) on a sandy beach in the southeastern Brazil. In: von Vaupel Klein JC, Schram F. (Eds): *The biodiversity crisis and crustacean – Proceedings of the Fourth Internacional Crustacean Congress, Amsterdam, Netherlands, 20-24 July 1998*, **Rotterdam, A. A. Balkema Publishers** **2**:311-322.

SILVA DC, MARTINELLI-LEMOES JM (2012) Species composition and abundance of the benthic community of Axiidea and Gibiidea (Crustacea: Decapoda) in the Maraparinbay, Amozonestuary, northernBrazil. **Zoologia 29(2)**: 144-158.

SKOV MW, VANINI M, SHUNULA JP, HARTNOLL RG (2002) Quantifying the density of mangrove crabs: Ocypodidae e Grapsidae. **Marine Biology 141**: 725-732.

SOKAL RR, ROHLF FJ (2011). **Biometry: The principles and practice of statistics in biological research**. 4th edition, New York, W.H. Freeman and Company: 937.

SOUZA JRB, BORZONE CA (2013) A extração de corrupto, *Callichirus major* (Say 1818) (Crustacea, Thalassinidea), para uso como isca em Praias do litoral do Paraná: as populações exploradas. **Revista Brasileira de Zoologia 20(4)**: 625-630.

STELLING-WOOD TP, CLARK GF, POORE AGB (2016) Responses of ghost crabs to habitat modification of urban sandy beaches. **Marine Environmental Research 116**: 32-40.

TUF IH (2015) Different collecting methods reveal different ecological groups of centipedes (Chilopoda). **Zoologia 32(5)**: 345-350.

WEBB AP, EYRE BD (2004) Effects of natural populations of burrowing thalassinidean shrimps on sediments irrigation, benthic metabolism, nutrient fluxes and denitrification. **Marine Ecology Progress Series 268**: 20-220.

WILLIAMS BK, NICHOLS JD, CONTROY MJ (2002) **Analysis and management of animal populations: modeling, estimation and decision making**. London, Academic Press, 817.

A proibição da exploração de *Callichirus major* (Say, 1818) (Decapoda, Callianassidae) na praia de Santos (SP, Brasil) tem sido uma medida eficiente para proteger esta população?

Michael J. Hereman^{1,2}, Marcelo A. A. Pinheiro² & Patricio Hernández^{2,3}

¹Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Aquática da UNESP IB/CLP, E-mail: mhereman@gmail.com

²UNESP – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências (IB), Campus do Litoral Paulista (CLP), Grupo de Pesquisa em Biologia de Crustáceos (CRUSTA), E-mail: crusta@clp.unesp.br

³Centro de Estudios Marinos y Limnológicos, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad de Tarapacá (UTA), Arica, Chile. Email: phernaез@lycos.com.

Este artigo foi redigido nas normas do periódico científico IHERINGIA (RIO GRANDE DO SUL), a ser submetido como Artigo Original de Pesquisa.

Resumo

Estudos feitos na década de 80 resultaram numa legislação de defeso do camarão intermareal, *Callichirus major* (Decapoda, Callinassidae) no Município de Santos (São Paulo), proibindo sua exploração predatória e promovendo sua preservação local (Lei nº 850/92). O presente estudo avalia o efeito desta legislação, comparando a densidade populacional (galerias/m²) entre duas praias da Baía de Santos, Gonzaga e Itararé, que possuem, respectivamente, proibição e permissão total de extração de *C. major*. Para isto, a densidade populacional de *C. major* foi examinada mensalmente (maio/2015 a abril/2016) em cada praia, através de três transectos amostrais (superior, intermediário e inferior), paralelos à linha de maré. A densidade foi comparada entre as praias através de um teste de GLM (modelos lineares generalizados), usando como variáveis explicativas o local, mês e o estirâncio. A densidade total de *C. major* alcançou em Gonzaga um valor de 2,5 vezes ($6,7 \pm 2,4$ aberturas/m²) ao registrado em Itararé ($2,7 \pm 2,0$ aberturas/m²). O modelo gerado explicou de forma significativa um 58.5% da variabilidade da densidade, indicando a existência de diferenças altamente significativas entre a densidade observada em Gonzaga e Itararé, tanto a nível espacial (i.e., local e estirâncio) como temporal (mensal). A densidade alcançada por *C. major* em Gonzaga e Itararé, confirma em primeiro lugar a eficácia da legislação sobre a proteção desta espécie em Santos e em segundo lugar sugere a existência de uma alta mortalidade provocada pela permissão das capturas em outros locais.

Palavras-chave: camarão-corrupto; densidade populacional; galerias; praias arenosas.

O camarão fantasma, *Callichirus major* (SAY, 1818) (Decapoda, Callinassidae), é um dos macroinvertebrados de praias de areia mais conspícuos do Atlântico sul ocidental. Sua distribuição geográfica abrange um amplo intervalo de latitudes ao longo da costa Americana (~34°N - 27°S), ocorrendo desde a Carolina do Norte, no hemisfério norte (HAY & SHORE, 1918), até a costa do Estado de Santa Catarina, no Brasil (RODRIGUES, 1983; MELO, 1999). Esta espécie constrói galerias simples, compostas por uma única abertura superficial plana ou em forma de vulcão, as quais são habitadas individualmente por um macho ou por uma fêmea (POHL, 1946; RODRIGUES & SHIMIZU, 1997). A abundância relativa de *C. major* pode alcançar valores expressivos, chegando a monopolizar o substrato naqueles ambientes onde ocorre (RODRIGUES, 1983; RODRIGUES & SHIMIZU, 1997). Em praias com uma maior disponibilidade de matéria orgânica, como aquelas que recebem de forma direta o despejo de esgoto das cidades, esta espécie pode ainda dominar com mais intensidade que em locais com maior carga orgânica (RODRIGUES, 1983).

Callichirus major não é atualmente considerado um recurso pesqueiro ao longo de sua distribuição latitudinal. No entanto, como outras espécies do gênero *Callichirus* (vide HERNÁEZ & GRANDA-RODRIGUEZ, 2015), *C. major* possui grande importância como recurso local em várias comunidades costeiras do Brasil onde é frequentemente capturado como isca para a pesca artesanal (SOUZA & BORZONE, 2003). Segundo RODRIGUES (1991), a pressão de extração de *C. major* na Baía de Santos causou uma redução do tamanho médio populacional, devido à captura seletiva dos camarões de maior tamanho. Como resultado do impacto da extração excessiva de *C. major*, criou-se em 1992 a Lei nº 1.293/93 que proibiu a captura desta espécie em qualquer praia ou ilha do município de Santos. Esta lei, que atualmente segue em vigor,

foi baseada principalmente nos estudos realizados por RODRIGUES (1966, 1983). Já em outros municípios adjacentes do Estado de São Paulo e do Brasil, existe ainda permissividade da captura de *C. major* por ausência de uma legislação similar ou pela falta de fiscalização no caso de existir uma lei de proteção (p.ex., no Município de Praia Grande, São Paulo).

Este estudo está particularmente interessado em avaliar o efeito da legislação que impede a extração de *C. major*, comparando a densidade populacional desta espécie em duas praias adjacentes (~4 km) do litoral de São Paulo: Gonzaga na cidade de Santos, com proibição absoluta de extração, e Itararé na cidade de São Vicente, onde não existe nenhuma lei que proíba a captura desta espécie. A contagem de aberturas de galerias tem sido um dos métodos mais amplamente utilizados para avaliar a densidade populacional de camarões corruptos (p.ex., HAILSTONE & STEPHENSON, 1961; BRANCH & DAY, 1984; DUMBAULD et al., 1996; HERNÁEZ & WEHRTMANN, 2007; HERNÁEZ, 2014). Porém este método tem sido energicamente discutido em relação às suas limitações quando se avalia espécies com galerias complexas, i.e., com mais de uma abertura superficial, e habitadas por mais de um camarão por cada toca (p.ex., MCPHEE & SKILLETER, 2002; BUTLER & BIRD, 2007). No caso de *C. major*, a contagem de aberturas resulta ser um método confiável de avaliação da densidade dado à morfologia das galerias desta espécie com uma só saída e habitada solitariamente por um camarão (POHL, 1946; RODRIGUES & SHIMIZU, 1997).

Nada tem sido reportado sobre a biologia populacional de *C. major* nas praias do município de Santos desde que foi promulgada a lei nº 1.293/93 há mais de 20 anos. Dado que atualmente se mantem a proibição absoluta de captura desta espécie, espera-se que a densidade populacional na praia do Gonzaga (Santos) alcance valores maiores

que em Itararé (São Vicente), este último um local onde se captura frequentemente *C. major* como isca para a pesca artesanal. Os resultados deste estudo melhorarão nossa compreensão sobre a resposta biológica de populações de camarões fantasma submetida à pressão de extração, podendo servir como base para modelos de avaliação pesqueira deste importante camarão escavador ao longo da costa do Brasil.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e estimativa da densidade em Callichirus major

O estudo foi desenvolvido na praia de Gonzaga, em Santos, e Itararé em São Vicente, localizadas no litoral centro do Estado de São Paulo e separadas por aproximadamente 4 km de distância (Fig. 1A-C). Ambas as praias se encontram na Baía de Santos e se classificam como dissipativas de baixa energia, caracterizadas por uma inclinação de entre 5 e 6°, uma granulometria que varia de areia fina a muito fina (0,06 e 0,25 mm, respectivamente), e o permanente aporte de matéria orgânica canalizadas pelo emissários submarinos que levam o esgoto procedente das cidades de Santos, canais de drenagem artificiais e São Vicente, com canais naturais (SOUZA, 2012).

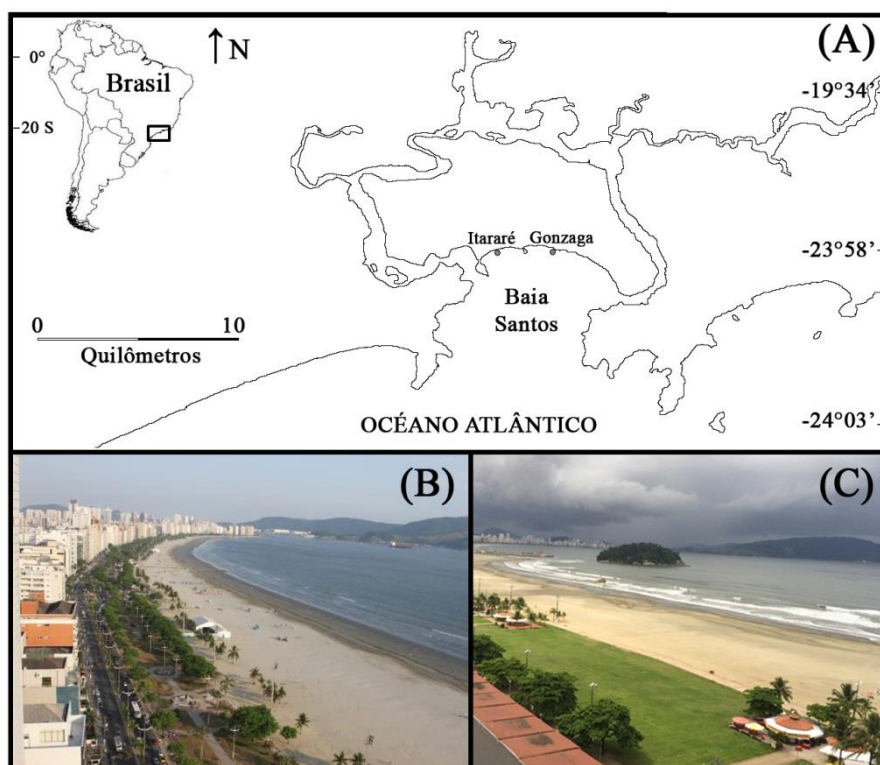


Figura 1. Representação das áreas de amostragens na baía de Santos, litoral Centro do Estado de São Paulo, Brasil (A), sendo praia do Gonzaga no município de Santos ($23^{\circ}58'18''\text{S}$ $46^{\circ}20'16''\text{W}$) (B) e praia do Itararé em São Vicente ($23^{\circ}58'19''\text{S}$ $46^{\circ}21'46''\text{W}$) (C).

A densidade de *Callichirus major* foi estimada mensalmente (maio/2015 a abril/2016), através da contagem do número de aberturas de galerias contidas dentro de cada metro quadrado (aberturas/m²), ou unidade de amostragem (Fig. 2A-B). A forma plana ou como vulcão e o diâmetro (5-25 mm) da abertura das galerias construídas por *C. major*, facilitou notoriamente sua identificação em terreno (Fig. 2B). Em cada local, a estimativa da densidade foi estabelecida, através da implantação de três transecções horizontais à linha de maré baixa (~0,20 m), dentro da área de distribuição de *C. major* na zona intermareal. As transecções denominadas como superior (T₁), intermediário (T₂) e inferior (T₃), com o T₃ mais perto da linha de maré, ficaram separados cada um

deles por 10 metros de distância (Fig. 2B). Para cada uma das três transecções foram estabelecidas 50 unidades amostrais de 1m², a partir do qual foi estimada a densidade de galerias (aberturas/m²) de cada nível.

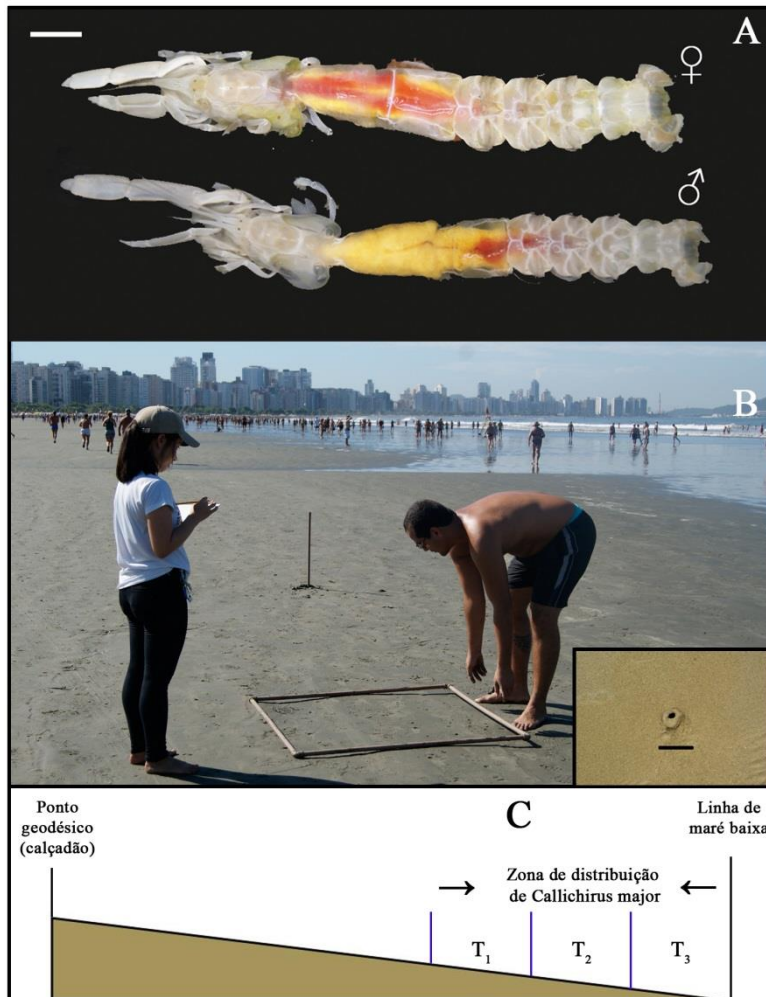


Figura 2. Métodos de amostragens das densidades de *C. major* (A) utilizando quadrados de PVC “½ ø” com lados de 1 m² (B), onde foram contadas as galerias - abertura/m² (B, abaixo), em três transecções paralelas ao nível do mar (T₁, T₂ e T₃), com 50 réplicas amostrais cada (C) (Hernàez, 2016).

Análise estatística

Segundo BARANOV (1926), a mortalidade total ($Z = F + M$) em uma população natural está definida pela fração dos indivíduos que são mortos por pesca (F) e por causas naturais (M). Quando não existe pressão de extração, a perda de indivíduos de uma população natural estará limitada unicamente por fatores naturais (GAYANILO et al., 1996). Já que em Santos existe uma proibição total das capturas de *C. major*, assume-se que as diferenças nas densidades de galerias entre a praia de Gonzaga e a praia de Itararé (São Vicente), poderão ser explicadas principalmente pela ausência de mortalidade por pesca na primeira delas (vide BEVERTON & HOLT, 1956; MARTIN, 1978; JONES & VAN ZALINGE, 1981; CADIMA, 2003). Para provar isto, a densidade de *C. major* em ambas as praias foi comparada através de um teste de GLM (modelos lineares generalizados: MCCULLAGH & NELDER, 1982), usando como variáveis explicativas o local, mês e as transecções. Devido à falta de normalidade (teste de Shapiro-Wilk, $W = 0.943$, $P < 0,0001$) e a existência de uma variância heterocedástica (teste visual dos resíduos ao quadrado) nos dados de densidade de *C. major*, a análise de GLM (das siglas em inglês de Generalized Linear Models), oferece uma robusta alternativa para comparar dados que procedem de distribuições não normais dos erros (p.ex., binomiais, Poisson, gamma, etc) com variâncias não constantes como é o caso atual.

RESULTADOS

Aspectos gerais da densidade

Durante o período de estudo foram implantadas no total, 3.600 unidades amostrais de 1m^2 para estimar a densidade de *C. major*. A densidade total registrou em

Gonzaga e Itararé, valores de entre 0 e 18 aberturas/m² (média: 6,7 ± 2,4 aberturas/m²) e 0 e 14 aberturas/ m² (média: 2,7 ± 2,0 aberturas/m²), respectivamente. Especialmente a densidade mostrou uma distribuição vertical diferencial em cada praia. No Gonzaga, a densidade média aumentou desde as transecções das bordas (T₁ e T₃) para o intermediário (T₂; Tabela 1). Ao contrário, houve uma clara tendência de aumento desde a transecção superior até a inferior (T₁ → T₃) na praia de Itararé (Tabela I).

Tabela I. Representação amostral das densidades de galerias (abertura m²) onde: N= número de galerias/aberturas contabilizadas, X= média de galerias, S= desvio padrão e CV= coeficiente de variação (%). Os dados mostram valores dos transectos e total ao longo de um ano, onde à direita representa praia do Gonzaga (6,7±2,4), e à esquerda, praia do Itararé (2,7±2,0) entre Maio/2015 e Abril /2016.

Gonzaga- Santos					Itararé-São Vicente				
Transecto	N	(x)	(s)	(CV%)	Transecto	N	(x)	(s)	(CV%)
T ₁	4069	6,8	2,1	31,3	T ₁	1122	1,9	1,6	87,7
T ₂	4570	7,6	2,0	26,3	T ₂	1589	2,6	2,1	78,4
T ₃	3494	5,8	3,0	50,8	T ₃	2072	3,5	2,2	64,4
Total	12133	6,7	2,4	35,0	Total	4783	2,7	2,0	74,5

Com exceção de maio/15, o valor médio mensal da densidade foi sempre maior em Gonzaga que em Itararé (Figura 3), sendo o intervalo do coeficiente de variação (CV) da área protegida ligeiramente menos variável (CV: 26,3 - 50,8%) que o registrado em Itararé (CV: 64,4 – 87,8%).

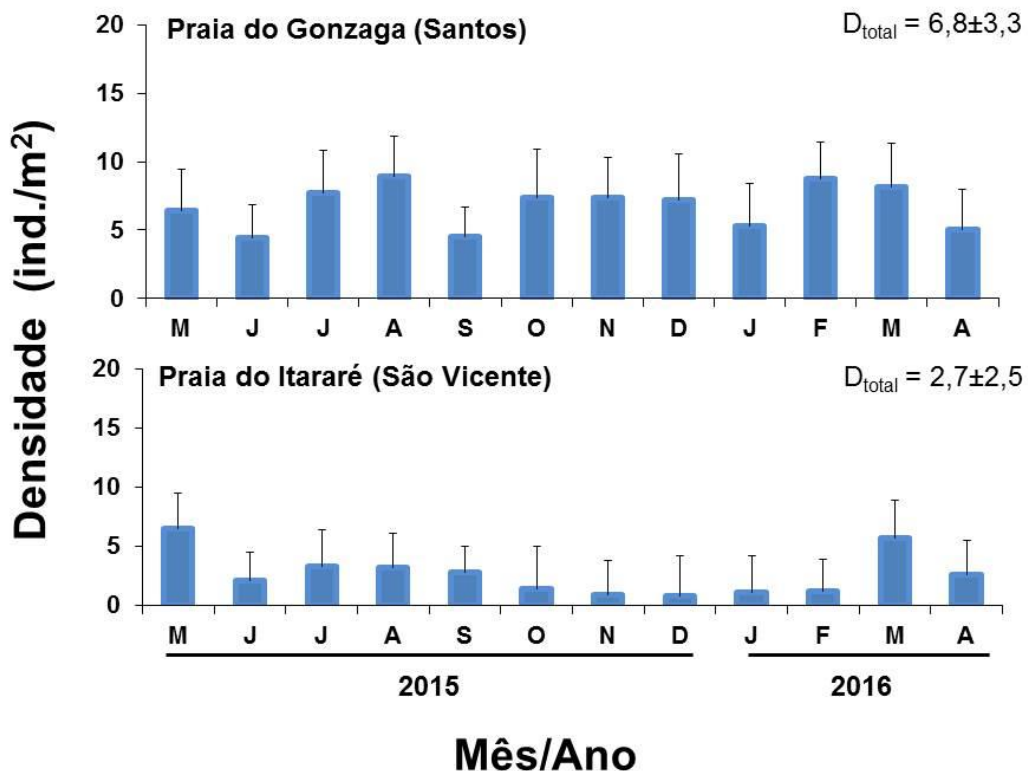


Figura 3. Distribuição anual das densidades *C. major* - indivíduos por galeria (g/m²) entre maio/2015 e abril/2016 em médias e seus respectivos desvios equivalentes às três transecções (T₁, T₂ e T₃). Acima representam os resultados no Gonzaga ($6,8 \pm 3,30\text{g/m}^2$) e abaixo os valores de Itararé, sendo média anual ($2,7 \pm 2,50\text{ g/m}^2$).

Comparação da densidade em uma área protegida e outra não protegida

O modelo gerado explicou de forma significativa a relação entre a densidade e as três variáveis explicativas (teste de ANOVA: $F = 187,14$; $P < 0,0001$; $GL = 3599$). O valor do coeficiente de determinação (R^2) indicou que o modelo explicou o 58.5% da variabilidade da densidade. A análise de GLM mostrou que todas as variáveis fazem um aporte significativo ao modelo, portanto, não foi necessário eliminar nenhuma das variáveis explicativas (Tabela II).

Tabela II. Análise de variância (ANOVA) para a relação entre a densidade de *Callichirus major* e três variáveis explicativas (Local, Mês e Transecto) medidas em duas praias do Estado de São Paulo, Gonzaga e Itararé. SQ, GL, QM, F e P indicam respectivamente, a somatória dos quadrados, graus de liberdade, quadrado médio, F de Fisher e probabilidade.

Fonte	SQ	GL	QM	F	P
Praia	15006,2	1	15006,2	2855,7	<0,0000
Mês	5167,2	11	469,8	89,4	<0,0000
Transecção(Local)	1718,49	4	429,6	81,8	<0,0000
Local*Mês	4659,54	11	423,6	80,6	<0,0000
Resíduo	18770,1	3572	525,5		
Total	45321,6	3599			

Similarmente, a comparação entre a densidade observada em Gonzaga e Itararé, indicou a existência de diferenças altamente significativas no valor da densidade de *C. major* (teste de ANOVA: $F = 2855,7$; $P < 0,0001$; $GL = 1$), mostrando também diferenças altamente significativas tanto a nível espacial (i.e. T_1 - T_3) como temporal (mensal) dentro de cada praia. A interação entre a variável praia * mês, também mostrou diferenças altamente significativas para o valor da densidade de *C. major*.

DISCUSSÃO

O padrão de distribuição das tocas de *C. major* terem ocorrido de maneira aleatória e diferente para ambas as praias deste estudo, Gonzaga e Itararé, apesar das diferentes densidades relatadas entre elas, se relacionam ao padrão comum do nicho ecológico para esse tipo de animal (RODRIGUES & SHIMIZU, 1984; SOUZA & BORZONE, 1996; BOTTER-CARVALHO, 2002). O padrão de distribuição das

galerias entre as transecções seguiu o mesmo registrado pelos autores acima, ou seja, aumentando de T1 até T3, cuja densidade foi maior, para Itararé. Já no Gonzaga, a menor densidade ter sido registrada em T3, pode se relacionar com o aumento de animais competidores de comportamento semelhante na faixa mais próxima à linha d'água (BORN, 1778; RODRIGUES & SHIMIZU, 1997), onde os últimos autores, também ressaltam o mesmo padrão de zoneamento em estudos realizados em Santos e São Sebastião com *C. major*. Tais diferenças entre as densidades nas áreas deste estudo podem estar relacionados com o fator Legislação de Defesa, já que as áreas apresentam perfis similares e o padrão da transecção ter sido preciso, como relata, ainda, RODRIGUES & SHIMIZU, que verificaram na praia José Menino (Santos), melhores resultados em relação à transecção verificada aleatoriamente para as densidades destes espécimes, o que favorece estudos em áreas amplas, como este. Por outro lado, PEZZUTO (1993) averiguou que maiores distâncias relativas entre as transecções são consideráveis para diferenças significativas entre as amostragens, fato este notado no presente estudo.

Apesar dos estudos de densidades para os callianassídeos serem relevantes para os monitoramentos dos mesmos, a observação de galerias, é uma ferramenta importante para tal estimativa (SKOV, 2002), por outro lado, pode também ser um problema a se considerar, pelo fato de algumas vezes, não corresponder à flutuação real destas populações (BOTTER-CARVALHO, 2002), ainda que RODRIGUES (1983) tenha corroborado que para *C. major*, apenas uma abertura na galeria é de ocorrência para tal, sendo a mesma estruturada de maneira mais complexa pelos indivíduos da população.

CONTESSA et al. (2004) em seus estudos na Austrália, associam o próprio método de captura dos camarões corruptos de praias arenosas com utilização de bombas

sugadoras, poderem gerar diminuições drásticas nas populações, uma vez que registraram que durante o distúrbio, 10% da população é afetada, quando comparado à população anterior, e, ainda 20% de redução das populações pode se associar após os distúrbios da coleta. Sendo assim, Itararé foi uma praia completamente afetada, devido ao grande número de coletores foram observados em todo período, retirando indivíduos constantemente de suas populações para fins exploratórios. Ainda assim, a perturbação física do sedimento e a coleta de animais são tão influentes quanto à coleta dos mesmos em relação à perturbação local, uma vez que WYNBERG & BRANCH (1997) percebeu que em áreas não perturbadas o camarão sobreviveu e retornou às galerias, o que foi observado na praia do Gonzaga, neste estudo, na coleta de amostragem de indivíduos para caracterização populacional.

A confirmação dos dados de estimativa da densidade populacional a partir das amostras obtidas durante o período não tem sido defendidas por BLUTER & BIRD (2007), que ressaltaram a possibilidade de variações entre os meses, bem como a dinâmica de construção das mesmas entre as espécies serem diferentes. Todavia os mesmos autores supõem que em alguns períodos, realmente o aumento de número de galerias pode ser devido à reprodução dos indivíduos, que para a espécie em questão acentua-se a partir de outubro nestas amostragens, sendo considerada época chuvosa, que neste estudo, corresponde entre os meses de Outubro à Março, quando associado à sazonalidade, que também foi registrado por HERNÁEZ (2014) com *C. seilacheri* na costa do Pacífico. Tal observação trata das possíveis alterações das galerias (inclusive quantidade de aberturas), a fim de facilitar contato macho e fêmea dentro destas estruturas, bem como para aumentar a oxigenação para o desenvolvimento dos ovos para fêmeas ovígeras (CANDISANI et al., 2001). Curiosamente, em Itararé, nesta época referida percebeu-se um aumento expressivo de coleta destes animais pelos pescadores,

e, diante da representatividade de impacto destas atividades, em suas amostras, o município de São Vicente confirmou a diferença significativa relacionada com sua permissividade de captura.

De acordo com MCPHEE & SKILLETER (2002) podem existir dificuldades na distinção de galerias de *C. major* e outros macro-invertebrados, o que poderia trazer problemas nas observações, porém isso não ocorreu neste estudo, pois em ambas as praias foram observadas a presença de simbiontes/fauna acompanhante ao longo dos meses, tais como *Austinixa aidae* e *A. patagoniensis*, que só vivem em galerias habitadas pelo camarão fantasma, o que diminuiu as margens de erros de não terem sido consideradas as tocas dos mesmos camarões (RODRIGUES & SHIMIZU, 1997).

A densidade populacional analisada através das amostragens realizadas no período com *C. major* de maneira comparativa entre os municípios de Santos e São Vicente, nos permitiu observar a estruturação da população, que, apesar de estarem em ambientes similares, divergiram-se entre si na dinâmica de distribuição espacial e estabelecimento dos nichos ecológicos enigmáticos através das galerias em função das características ambientais. Diante das influências antrópicas de interesse econômico que implicam em consequências de efeitos perturbadores para o estabelecimento populacional deste espécime de relevante importância para o ambiente praial, a legislação de defeso aplicada em Santos na década de 90 como instrumento de monitoramento e conservação, apresentam resultados positivos e expressivos para o equilíbrio de indivíduos deste então.

Além disso, neste período foi percebido grande número de pessoas capturando os animais para utilização exploratória entre Outubro e Março, intensificando assim, a retirada dos animais, efeito este que pode influenciar a diminuição do número de

galerias, fato não relatado em Gonzaga, devido à proibição e fiscalização exercida pelo município para *C. major*.

Portanto, conclui-se que há eficácia da legislação sobre a população de *C. major* em Santos, que apresentou população duas vezes e meia maior e mais constante, requerendo a aplicação do mesmo instrumento de controle populacional em São Vicente. Considerando-se a elevação populacional na área protegida e que a presença de camarões corruptos contribui consideravelmente no equilíbrio geoquímico de praias arenosas, sugere-se a aplicação da mesma medida de proteção nas praias com permissividade do estado de São Paulo, em especial no município de São Vicente, a fim de contribuir a baixar a carga de matéria orgânica nestes ambientes. Ainda assim, devido à plasticidade elevada dos indivíduos em Santos, sugere-se também, futuros estudos que avaliem a possibilidade de aplicação de um manejo sustentável para município protegido, diante da superpopulação e hábitos registrados, de maneira que não interfira no recrutamento e na qualidade ecológica das praias de Santos.

AGRADECIMENTOS

Agradecimento ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Aquática da UNESP IB/CLP. Aos membros do CRUSTA (Grupo de Pesquisa em Biologia de Crustáceos), pelo inestimável auxílio durante as coletas em campo. O presente estudo foi desenvolvido com autorização de coleta científica expedida pelo SISBIO/ICMBio (nº 47387-1), o mesmo pela Secretaria de Meio Ambiente da Prefeitura Municipal de Santos (Ofício SEMAM/STS nº 017/2015-CLP), neste último caso por conta de restrições pela Portaria Municipal de Defesa nº 1.293/1993.

REFERÊNCIAS

- BARANOV, F. I. 1926. On the question of the dynamics of the fishing industry. Nauchn. Byull. Rybn. Khoz 8(1925): 7-11.
- BEVERTON, R. J. H. & HOLT, S. J. 1956. A review of methods for estimating mortality rates in exploited fish populations, with special reference to sources of bias in catch sampling. Rapp. P.-v. Réun. Ciém.140p.
- BORZONE, C. A. & SOUZA, J. R. B. 1996. A extração de corrupto *Callinectes major* (Decapoda: Callinectidae) para uso como iscas em praias do litoral do Paraná: características da pesca. Nerítica 10: 67-79.
- BOTTER-CARVALHO, M.L; SANTOS, P.J.P. & CARVALHO, P.V.V.C. 2002. Spatial Distribution of *Callinectes major* (Say 1818) (Decapoda: Callinectidae) on a Sandy beach, Piedade, Pernambuco, Brazil. Nauplius 10(2): 97-109.
- BRANCH, G. M.; DAY, J. A. 1984. Ecology of southern African estuaries: part XIII. The Palmiet River estuary in the south-western Cape. South African Journal of Zoology 19(2): 63-77.
- BUTLER, S. & BIRD, F.L. 2007. Estimating density of intertidal ghost shrimps using counts of burrow openings. Is the method reliable? Hydrobiologia 589: 303-314.
- CADIMA, E. L. 2003. Fish stock assessment manual (No. 393). Food & Agriculture Org.

CANDISANI, L. C.; SUMIDA P. Y. G. & PIRES-VANIN, A.M.S. 2001. Burrow morphology and mating behaviour of the thalassinidean shrimp *Upogebia noronhensis*. Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom 81: 799–803.

CONTESSA, L. & BIRD, F.L. 2004. The impact of bait-pumping on populations of the ghost shrimp *Trypaea australiensis* Dana (Decapoda: Callinassidae) and the sediment environment. Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology 304: 75-97.

DUMBAULD, B. R.; ARMSTRONG, D. A. & FELDMAN, K. L. 1996. Life-history characteristics of two sympatric thalassinidean shrimps, *Neotrypaea californiensis* and *Upogebia pugettensis*, with implications for oyster culture. Journal of Crustacean Biology 16(4): 689-708.

GAYANILO JR, F. C.; SPARRE, P. & PAULY, P. 1996. *FiSAT: FAO-ICLARM* stock assessment tools. User's manual. FAO.

HAILSTONE, T. S. & STEPHENSON, W. 1961. The biology of *Callinassa* (*Trypaea*) *australiensis* Dana 1852 (Crustacea, Thalassinidea). University of Queensland, Department of Zoology 1(12).

HAY, W.P. & SHORE, C.A. 1918. The decapod crustaceans of Beaufort, N.C., and the surrounding region. Bulletin of the Bureau of Fisheries of Washington 3: 371-475.

HERNÁNDEZ, P. & WEHRTMANN, I. S. 2007. Population biology of the burrowing shrimp *Callichirus seilacheri* (Decapoda: Callinassidae) in northern Chile. Revista Biología Tropical 55(1): 141-152.

HERNÁNDEZ, P.A.B. 2014. Estado taxonômico e história de vida de *Callichirus seilacheri* (Bott, 1955) (Decapoda, Axiidea, Callinassidae) na Costa do Pacífico Leste: ecologia reprodutiva em ambientes tropicais e relação entre abundância e variabilidade

latitudinal dos atributos populacionais na Costa de Chile. Tese de Doutorado Programa de Pós Graduação em Biologia Comparada- USP, Ribeirão Preto. 156p.

JONES, R. & VAN ZALINGE, N. P. 1981. Estimates of mortality rate and population size for shrimp in Kuwait waters. Kuwait Bulletin Marine Science 2: 273-288.

MCCULLAGH, P. & NELDER, J. A. 1989. Generalized linear models V. 37. CRC press.

MCPHEE, D. P. & G. A. SKILLETER, 2002. Aspects of the biology of the yabby *Trypaea australiensis* (Dana) (Decapoda: Thalassinidea) and the potential of burrow counts as an indirect measure of population density. Hydrobiologia 485: 133–141.

MELO, G.A.S. 1999. Manual de identificação dos Crustacea Decapoda do litoral brasileiro: Anomura, Thalassinidea, Palinuridea, Astacidea. São Paulo: Plêiade/FAPESP. 551p.

PEZZUTO, P. R. 1993. Ecologia populacional de *Neocullichirus mirim* (Rodrigues, 1971) (Decapoda: Callianassidae) na praia do Cassino, RS, Brasil. Master Science Dissertation. Universidade do Rio Grande. 172p.

POHL, M.E.1946. Ecological Observations on *Callianassa major* Say at Beaufort, North Carolina. Ecology 27: 71-80. Doi:10.2307/1931020.

RODRIGUES, S. A.; SUGUIO, K. & SHIMIZU, G. Y. 1984. Ecologia e paleoecologia de *Calliichirus major* SAY-1918-Crustacea Decapoda, Thalassinidea. SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA.

RODRIGUES, S.A. & SHIMIZU, R.M. 1997. Autoecologia de *Callichirus major* (Say, 1818). Oecology Brazilian 3: 155-170.

RODRIGUES, S.A. 1983. Aspectos da Biologia de Thalassinidea do Atlântico Tropical Americano. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (USP). (*Tese de Livre Docência*) 145p.

SKOV, M.W; VANINI, M.; SHUNULA, J.P. & HARTNOLL, R.G. 2002. Quantifying the density of mangrove crabs: Ocypodidae e Grapsidae. *Marine Biology* 141: 725-732.

SOUZA, J. R. & BORZONE, C. A. 2003. Ghost-shrimp *Callichirus major* (Say)(Crustacea, Thalassinidea) extraction for bait use in beaches of Paraná's littoral: the exploited populations. *Revista Brasileira de Zoologia* 20(4): 625-630.

WYNBERG, R.P. & BRANCH, G.M. 1997. Trampling associated with bait-collection for sandprawns. *Callinassa kraussi* Stebbing: effects on the biota of an intertidal sandflat. *Environmental Conservation* 24: 139– 148.

Estrutura populacional, frequência de amanho, proporção sexual e aspectos reprodutivo do camarão corrupto *Callichirus major* (Say, 1818) (Decapoda: Callianassidae) em Sanos uma área protegida e São Vicene não protegida do Atlântico sul ocidental

Michael J. Hereman^{1,2}, Marcelo A. A. Pinheiro^{1,2} & Patricio Hernáez^{2,3}

¹Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Aquática da UNESP IB/CLP, E-mail: mhereman@gmail.com

²UNESP – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências (IB), Campus do Litoral Paulista (CLP), Grupo de Pesquisa em Biologia de Crustáceos (CRUSTA), E-mail: crusta@clp.unesp.br

³Centro de Estudios Marinos y Limnológicos, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad de Tarapacá (UTA), Arica, Chile. Email: phernaez@lycos.com.

Este artigo foi redigido nas normas do periódico científico Heliyon, a ser submetido como

Artigo Original de Pesquisa.

Resumo

Este estudo, particularmente tem interesse em analisar a estrutura populacional (dimorfismo sexual, medidas biométricas, classes de idade) o ciclo reprodutivo (ocorrência de fêmeas ovígeras) do camarão fantasma *Callichirus major* de maneira comparativa em uma área protegida e outra não protegida, do Atlântico Sul Ocidental. Para tal objetivo, coletas mensais de *C. major* foram realizadas simultaneamente duas praias no litoral centro do Estado de São Paulo, Brasil. O tamanho do comprimento da carapaça foi utilizado para testar a ocorrência do dimorfismo e as médias para machos e fêmeas. Durante o referido período de amostragens, um total de 546 espécimes de *Callichirus major* (204 machos, 342 fêmeas) na praia do Gonzaga e 404 (217 machos, 187 fêmeas) em Itararé, respectivamente. Em relação ao tamanho de CC, as fêmeas foram significativamente maiores em ambas as praias, $17,1 \pm 1,92$ mm (Gonzaga) e $16,5 \pm 2,07$ mm (Itararé), em relação aos machos $15,0 \pm 2,83$ e $15,0 \pm 2,66$, respectivamente. Tais exemplares de fêmeas ovadas ocorreram em todo período de amostragem na área protegida (62%), enquanto, estes exemplares foram encontrados sazonalmente na área não protegida (53%). A variabilidade fenotípica observada entre as áreas, podem se relacionar com as condições ambientais locais que provocam uma resposta diferente da população em cada local, de maneira intrínseca. Por fim, nossos resultados confirmam a existência de uma alta plasticidade ecológica entre os decápodes marinhos de zona intertidal, de se adaptarem e se reproduzirem em diferentes locais com condições abióticas particulares, que por sua vez pode explicar a ampla distribuição geográfica dessa espécie.

Palavras-chave: dimorfismo sexual; frequência de amanho; plasticidade reprodutiva; praias arenosas.

Introdução

Vários são os eventos de expressiva importância para a estruturação e manutenção da vida de uma determinada espécie, dentre estes, a reprodução é considerada um dos mais importantes (Begon et al, 2006). Em Crustacea, os padrões gerais reprodutivos têm sido testados em detalhe por diferentes autores (Orton, 1920; Thorson, 1950; Giese & Pierse, 1974; Sastry, 1983; Bauer, 1989; Hernáez et al., 2012), concordando no valor adaptativo deste aspecto em relação à variabilidade ambiental onde se desenvolvem cada população natural.

Em crustáceos decápodes o crescimento de um organismo ocorre de maneira que partes do seu corpo desenvolvam de maneiras diferentes, caracterizando assim, alterações em suas formas (Hartnoll, 1978). Devido à importância da observação do crescimento relativo nestes organismos, vários trabalhos foram realizados, analisando as diferentes relações de medidas corporais, que nos permite identificar a estrutura das populações dos mesmos (Negreiros & Fransozo, 2004; Alves et al., 2005; Araújo et al., 2012; Alves-Júnior et al., 2014 e outros), bem como dimorfismo sexual e ciclo reprodutivo (Hernáez, 2014). Neste sentido, ainda, muitos outros estudos realizados sobre decápodes procedentes de regiões tropicais tem corroborado que muitas espécies se reproduzem de forma contínua através do ano ou tem prolongadas estações reprodutivas (e.g., Penaeoidea: Da Costa & Franzoso, 2004; Caridea: Bauer, 1989; Anomura: Martinelli et al., 2002; Brachyura: Litulo et al., 2005) comparado com espécies de ambientes subtropicais ou temperados que amostram períodos mais restritos de reprodução (e.g., Penaeoidea: Crocos & van der Velde, 1995; Caridea: Company & Sardà, 1997; Anomura: Palma & Arana, 1997; Brachyura: Antezana et al., 1965). No entanto, a informação sobre os padrões reprodutivos em algumas regiões do mundo,

como o litoral de Brasil, permanece limitada a certos grupos de importância comercial, ficando uma lacuna em muitas espécies de decápodes de grande valor ecológico. Dessa forma não é possível estabelecer generalizações acerca do padrão reprodutivo preponderante em estas áreas.

A climatologia no estado de São Paulo é considerada subtropical úmido, com invernos brandos e verões moderadamente quentes (média anual: 20°C), sendo que na região centro do litoral Paulista, região metropolitana da Baixada Santista (RMBS), apresenta clima subtropical (litorâneo), sendo verões quentes e úmidos e invernos amenos, apresentando temperatura média anual de 25°C, índice de pluviosidade significativa ao longo do ano (média anual de 2.500 mm) e umidade média de 80% (Alvares et al., 2013).

O camarão fantasma *Callichirus major* (Decapoda, Callinassidae) é um dos macroinvertebrados fossoriais mais conspícuos de praias arenosas da costa do Atlântico Ocidental (Melo, 1999). Sua distribuição abrange um amplo intervalo de latitudes (~34°N - 27°S), ocorrendo desde a Carolina do Norte, Flórida e Golfo de México, no hemisfério norte (Hay & Shore, 1918) até a costa da Venezuela, Colômbia e do Brasil (Rio Grande do Norte, Pernambuco e da Bahia até Santa Catarina) (Rodrigues 1983, Melo, 1999). Estes organismos são predominantes de ambientes praias arenosas com sedimento fino a muito fino, associados às galerias (Rodrigues & Shimizu, 1997; Hernáez, 2014), das quais sobrevivem e promovem ciclagem das condições do sedimento (bioturbação), como por exemplo, ciclagem de carbono (Webb & Eyre, 2004; Botter-Carvalho et al., 2007), comportando-se assim, o nicho ecológico destes, são considerados de extrema importância para estruturação das comunidades bentônicas (McLachlan & Brown, 2006). Poucas têm sido as contribuições sobre a biologia

populacional e reprodutiva destes organismos (como: Rodrigues, 1983; Rodrigues & Shimizu, 1997; Pedrucci & Borges, 2002; Alves-Júnior, 2015 e Hernáez, 2014), no Brasil e principalmente no litoral paulista.

A exploração predatória é alvo de alterações populacionais dos camarões fantasma. No Brasil, *C. major* frequentemente são capturados por pescadores locais com bombas sugadoras, para fins de utilização como isca para pescas esportivas (Souza & Borzone 2003 e suas referências). Na década de 1980, tal atividade acentuou-se devido à comercialização de instrumentos de captura, nos municípios do litoral paulista (Rodrigues & Shimizu 1997). Em Santos (SP), a Lei Municipal nº 1.293/93, proíbe a captura dos camarões corruptos nas praias desse município, embora na praia imediatamente adjacente (Itararé, no Município de São Vicente), exista ainda permissividade da captura por ausência de uma legislação similar. Importante destacar que a lei santista foi pautada nos estudos realizados por Rodrigues (1966 e 1983), havendo, em sua concepção, a ideia de preservação da espécie que vinha sendo intensamente capturada. Desde a publicação desta lei, a cerca de 20 anos atrás, não houve ainda um esforço maior para avaliação da situação desta população protegida por lei em relação à outra onde a captura é permitida. Os dados obtidos permitirão avaliar a atual situação das populações, bem como o ciclo reprodutivo desta espécie em cada praia, assim como a efetividade da legislação de proteção a esta espécie atualmente em vigência, facilitando a compreensão do manejo e conservação destes na área protegida.

Neste estudo, o interesse é comparar a estrutura populacional (distribuição; comprimento da carapaça, CC; tamanho máximo por sexo), proporção sexual e o ciclo reprodutivo do camarão Santos e São Vicente, ambas no litoral centro de São Paulo, Costa do Brasil. Em particular espera-se que a frequência de tamanho, classes de idade,

proporção de distribuição de machos e fêmeas, reprodução (fêmeas ovíferas) de *C. major* seja afetada pela pressão pesqueira, refletindo na caracterização da população em São Vicente.

Materiais e Métodos

Os espécimes de *Callichirus major* foram coletados mensalmente entre Abril/2015 e Maio/2016 desde a zona intermareal da Praia do Gonzaga (área protegida) e Itararé (área não protegida), ambas as localidades situadas na costa Sudeste brasileira (Fig. 1A, B). Ambas as praias encontram-se na Baía de Santos e se classificam como dissipativas de baixa energia, caracterizadas por uma inclinação de entre 5 e 6%, uma granulometria que varia de areia fina a muito fina (0,06 e 0,25 mm, respectivamente), e o permanente despejo de matéria orgânica canalizadas pelo emissários submarinos artificiais que levam o esgoto procedente das cidades de Santos e canais de efluentes naturais ao longo da praia do Itararé, São Vicente (Souza, 2012). Para a coleta de camarões, em cada local foram estabelecidos um total de três transecções (T₁, T₂, T₃) paralelas à linha de maré e atingindo a zona de distribuição de *C. major* na zona intermareal (Fig. 1C). Para evitar à existência de diferenças temporais nas características demográficas de *C. major*, as amostragens ocorreram em ambas as praias em dias consecutivos, com a padronização amostral de coleta em nível de maré baixa (~ 0,2 m). Para a coleta dos camarões foram utilizadas bombas sugadoras de cano “PVC ½” (diâmetro: 0,77 cm e comprimento: 100 cm), com um esforço amostral de três bombadas por galeria explorada. Os indivíduos coletados foram armazenados em sacos plásticos devidamente etiquetados, acondicionados em caixas térmicas com gelo picado e transportados até o laboratório CRUSTA, onde foram congelados em freezer e posteriormente analisados.

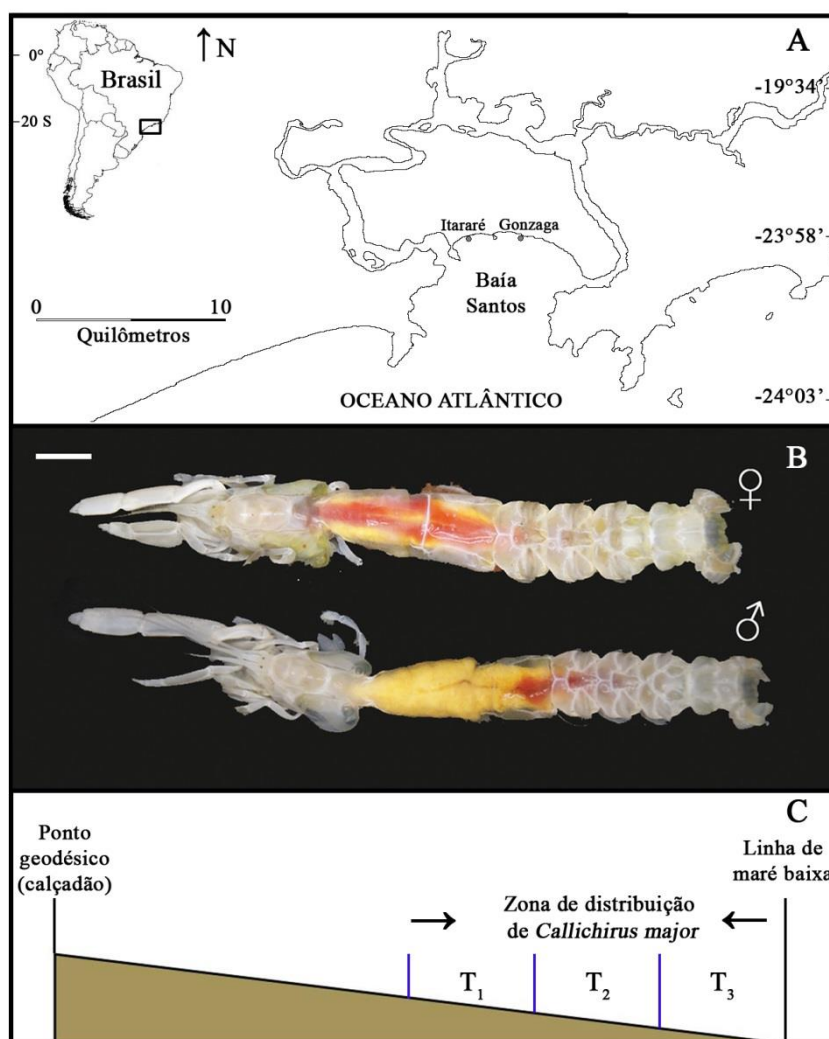


Figura 1. Áreas de amostragens (A) para a coleta do camarão fantasma *Callichirus major* (B) na Baía de Santos, Estado de São Paulo, Brasil. Vista dorsal de um espécime macho e uma fêmea de *C. major* (B), barra de escala = 1cm. Em C, se observa uma representação esquemática do delineamento de amostragem nos locais de coleta. T₁, T₂, T₃, representam as transecções 1-3 de amostragem.

No laboratório, cada camarão foi sexado conforme à morfologia do primeiro par de pleópodos (bi-segmentado nos machos mas tri-segmentado nas fêmeas – Rio et al. em preparação). Logo os espécimes foram classificados em uma das seguintes categorias: macho (MA), fêmea não ovígera (FNO), e fêmea ovígera (FO).

Posteriormente, as seguintes medidas foram obtidas desde cada camarão usando um estereoscópio (Zeiss) equipado com ocular graduado: comprimento total (CT, desde a margem postorbital até a parte posterior do télson), comprimento do cefalotórax (CC, desde a margem postorbital até a parte posterior do cefalotórax). O CC foi considerado como a variável dependente (Y) e usado para testar se ou não *C. major* exhibe dimorfismo sexual no tamanho corporal dos camarões coletados em cada praia. Para isto, comparou-se a média do CC de machos e fêmeas usando um t-test ou U de Mann-Whitney, dependendo se ou não a distribuição dos dados foi normal. Diante disso, a comparação de CC (variável dependente) entre machos e fêmeas em ambas as praias foram testadas em função da localidade (praia), sexo e a interação entre ambas variáveis, através do teste GLM (do inglês: Generalized Linear Model, McCullagh & Nelder, 1989).

Os camarões de cada categoria foram agrupados em classes de tamanho cada 1 mm; o qual foi subsequentemente usado para graficar a estrutura populacional de *C. major* em Gonzaga e Itararé através de histogramas de frequência-tamanho. As fêmeas com ovos foram incluídas no histograma para fêmeas totais e posteriormente graficadas de forma individual para cada praia. A presença de grupos de idades (coortes) foi determinada para os machos e fêmeas de cada praia através do método de Battacharya e a curva normal formada por cada coorte foi confirmada mediante a rotina de Normsep (vide Gayanilo et al., 1996).

A proporção sexual de *C. major* em Gonzaga e Itararé foi estimada como o número de machos dividido pelo número total de macho e fêmeas coletadas. Em cada caso, o valor observado da proporção sexual foi testado do desvio do padrão esperado 1:1 usando um teste binomial (Wilson & Hardy, 2002). Em muitos crustáceos marinhos,

a proporção sexual ao longo da ontogenia de uma espécie segue algum dos quatro padrões (standard, reverso, intermediário e anômalo) descritos por Wenner (1972). Para provar se *C. major* segue algum dos padrões mencionados, a proporção sexual foi estimada em função do sexo dentro de cada classe de tamanho (1mm CC). Assim, naqueles casos onde a proporção sexual é maior ou menor que 0,5, a população estará enviesada para os machos ou as fêmeas, respectivamente. Assim como anteriormente, o valor observado foi testado com relação a esperado 1:1 usando um teste binomial (Wilson & Hardy, 2002). Dez ou mais camarões foram considerados para estas análises de tal forma de assegurar um número estatisticamente representativo para cada classe de tamanho (vide Zar, 1996). Dado que nas bordas da distribuição de classes de tamanho de *C. major* foram registrados tamanhos amostrais menores a dez camarões, o teste de Chi-Quadrado foi desestimado como uma medida de estimação de diferenças significativas na proporção sexual.

Finalmente, o padrão reprodutivo (contínuo ou sazonal) de *C. major* em cada praia foi definido com os meses onde mais de 25% de todas as fêmeas coletadas apresentassem ovos (Hernández & Wehrtmann, 2007). A distribuição da frequência relativa mensal de fêmeas com ovos de Gonzaga e Itararé foi comparada utilizando o coeficiente de correlação de Spearman (Zar, 1996).

Resultados

Dimorfismo sexual e estrutura populacional

Foram coletados 546 espécimes de *Callichirus major* (204 machos, 342 fêmeas) na praia do Gonzaga e 404 (217 machos, 187 fêmeas) em Itararé durante o período de

estudo. Em Gonzaga, os machos e as fêmeas mediram entre 6,9 e 20,1 mm CT (média \pm desvio padrão: 15,0 \pm 2,83) e entre 8,9 e 22,2 mm CT (média \pm desvio padrão: 17,1 \pm 1,92 mm CT), respectivamente. Já em Itararé, machos obtiveram medidas entre 7,3 e 20,7 (15,0 \pm 2,66) e as fêmeas entre 9,1 e 21,2 (16,5 \pm 2,07 mm CT). O comprimento da carapaça (CC) das fêmeas foi significativamente maior que a dos machos em ambas as praias (Teste de Mann-Whitney, Gonzaga: U= 50486,0; P= 0,0001; α = 0,05 e Itararé: U= 27600,5; P< 0,0001; α = 0,05).

A comparação entre os espécimes coletados em cada praia revelou a existência de diferenças altamente significativas em função do sexo (Teste de GLM, F= 133,72; P=0,0001, GL= 1) e não do local onde se encontrou *C. major* (Teste de GLM, F= 3,01; P=0,0825, GL= 1), confirmando assim o alto grau de dimorfismo sexual (fêmeas \gg machos) observado nesta espécie em cada praia. A interação entre ambos os fatores (praia*sexo) não teve um efeito significativo nas diferenças observadas no comprimento da carapaça (Teste de GLM, F= 3,82; P=0,0507, GL= 1).

Três grupos de idade de machos e fêmeas foram detectados em cada praia através da análise de progressão modal (Fig. 2). Além de ser polimodal, a distribuição de frequência de tamanhos de cada sexo foi assimétrica negativa (média \ll mediana) em cada praia, i.e., enviesada para a esquerda ou para as classes de tamanho menores (Fig. 2). A representação gráfica das classes etárias mostrou que cada coorte em Gonzaga está ligeiramente deslocada para a direita em relação com as mesmas coortes estimadas em Itararé (Fig. 2: confira os valores médios de cada coorte).

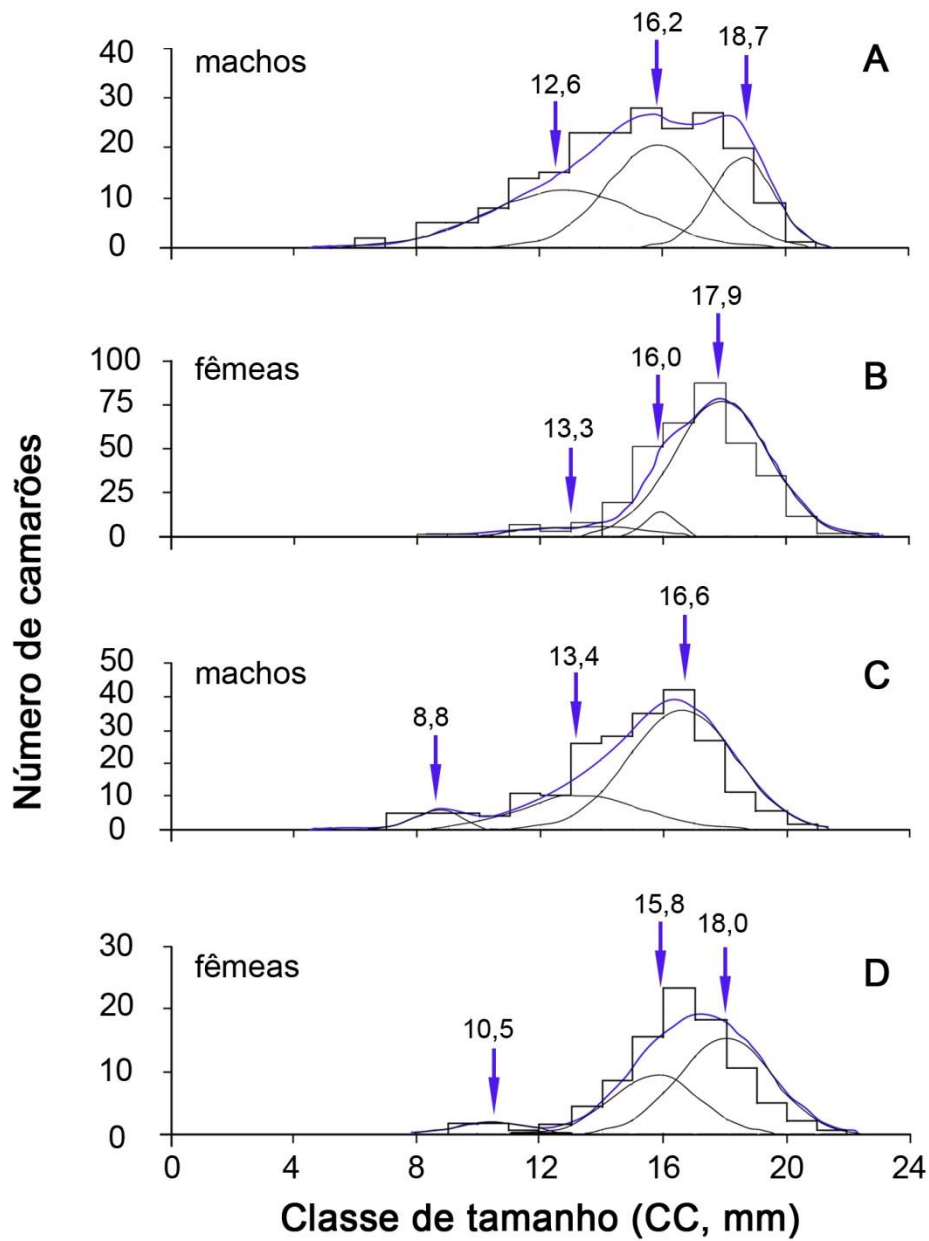


Figura 2. Distribuição de frequência de tamanho e estimação dos grupos de idade nos machos e fêmeas do camarão fantasma *Callichirus major* nas praias de Gonzaga (A, B) e Itararé (C, D), litoral de São Paulo, Brasil. As setas indicam cada grupo de idade segunda previa estimação de Battacharya (curvas em preto) e posterior confirmação pela técnica de Normsep (curva em azul).

Proporção sexual total e em função do tamanho corporal

A proporção sexual total de *C. major* em Gonzaga mostrou diferenças significativas em relação ao valor esperado de 1:1 (proporção sexual M:F= 0,37; teste de bondade de ajuste de Chi-Quadrado: $\chi^2 = 34,88$; GL = 1; P < 0,05), por enquanto que em Itararé este valor não foi significativamente distinto do esperado (proporção sexual M:F= 0,54; teste de bondade de ajuste de Chi-Quadrado: $\chi^2 = 2,23$; GL = 1; P > 0,05). Uma análise detalhada da proporção sexual em função do tamanho, levada a cabo em ambas as praias, mostrou que todos os espécimes inferiores a 9 mm CC são machos, por enquanto que nas classes de tamanho de entre 10 e 15 mm CC), a proporção entre sexos segue se mantendo favorável para os machos (proporção sexual = 0,57 - 0,92), para logo aumentar de forma gradativa até alcançar uma dominância total de fêmeas nas classes de tamanho subsequentes (Fig. 3).

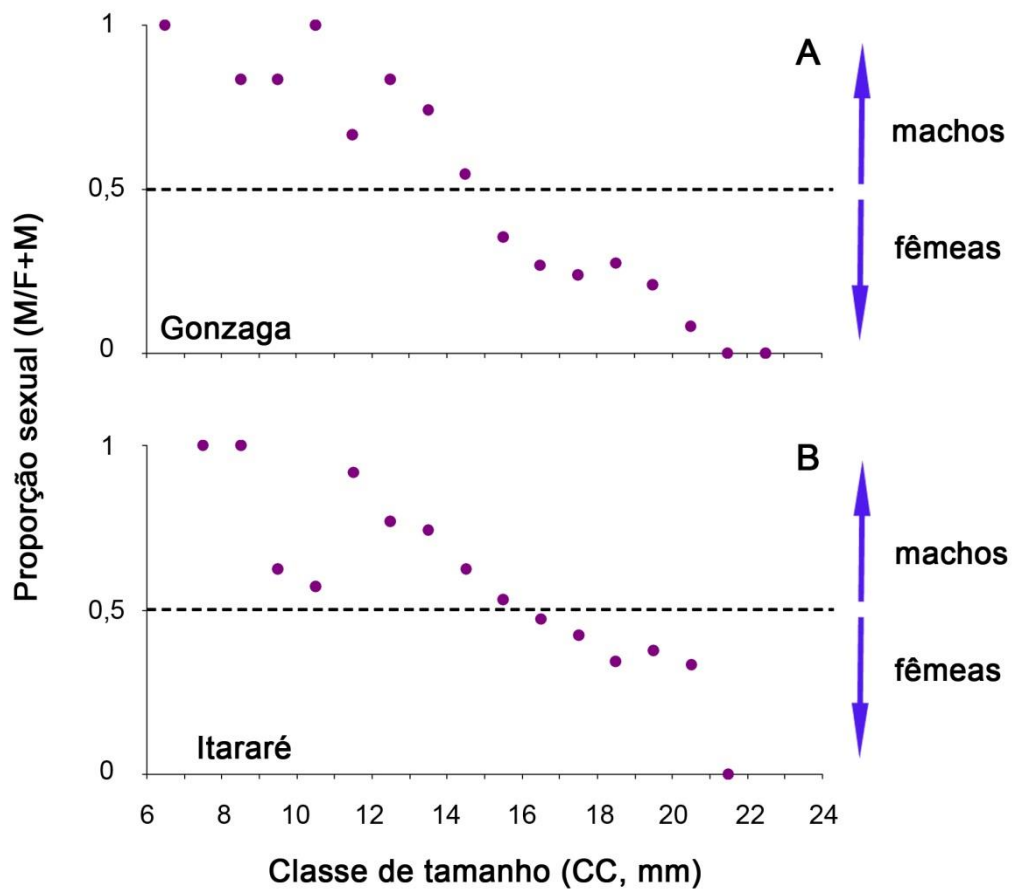


Figura 3. Proporção sexual por classe de tamanho no camarão fantasma *Callichirus major* nas praias de Gonzaga e Itararé, litoral de São Paulo, Brasil. As setas indicam a direção da prevalência sexual, com um maior número de machos nos valores $> 0,5$ e maior número de fêmeas nos casos em que a proporção sexual $< 0,5$.

Ciclo reprodutivo em cada local

Um total de 213 (62%) e 100 (53%) fêmeas com ovos foi coletado durante o período de estudo em Gonzaga e Itararé, respectivamente. A proporção de fêmeas ovíferas coletadas em Gonzaga foi significativamente superior que a observada na praia de Itararé (Teste Z: $Z= 4,62$, $p< 0,001$, $GL= 1$). O tamanho corporal das fêmeas

ovígeras variou desde 11,1 a 21,5 mm CC (média \pm desvio padrão: $17,2 \pm 1,57$ mm CC) em Gonzaga, e entre 13,7 a 21,0 mm CC (média \pm desvio padrão: $17,1 \pm 1,32$ mm CC) em Itararé. A moda para dados agrupados se concentrou em 17,5 mm CC em Gonzaga e foi consideravelmente maior que a registrada em Itararé que alcançou um valor de 16,7 mm CC (Fig. 4).

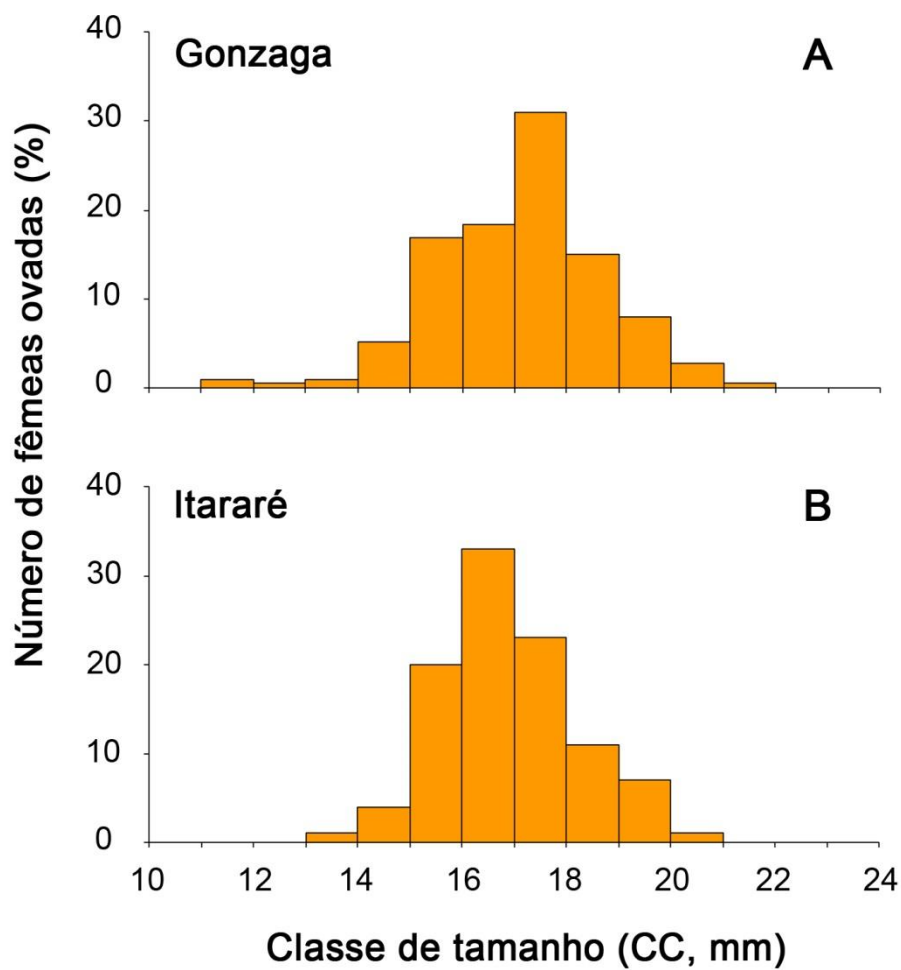


Figura 4. Distribuição de frequência de classes de tamanho das fêmeas ovígeras de *Callichirus major* obtidas nas praias de Gonzaga (A) e Itararé, litoral de São Paulo, Brasil.

Callichirus major mostrou uma reprodução contínua em Gonzaga, com uma frequência de fêmeas ovígeras acima de 25% das fêmeas totais coletadas mensalmente ao longo do ano (Fig. 5). De outra forma, a reprodução foi sazonal em Itararé com uma notória diminuição da atividade reprodutiva entre maio e julho (Fig. 5). A variação mensal de fêmeas com ovos em Gonzaga e Itararé não se correlacionaram significativamente através do ano (teste de Spearman: $R_s=0,49$, $P=0,106$).

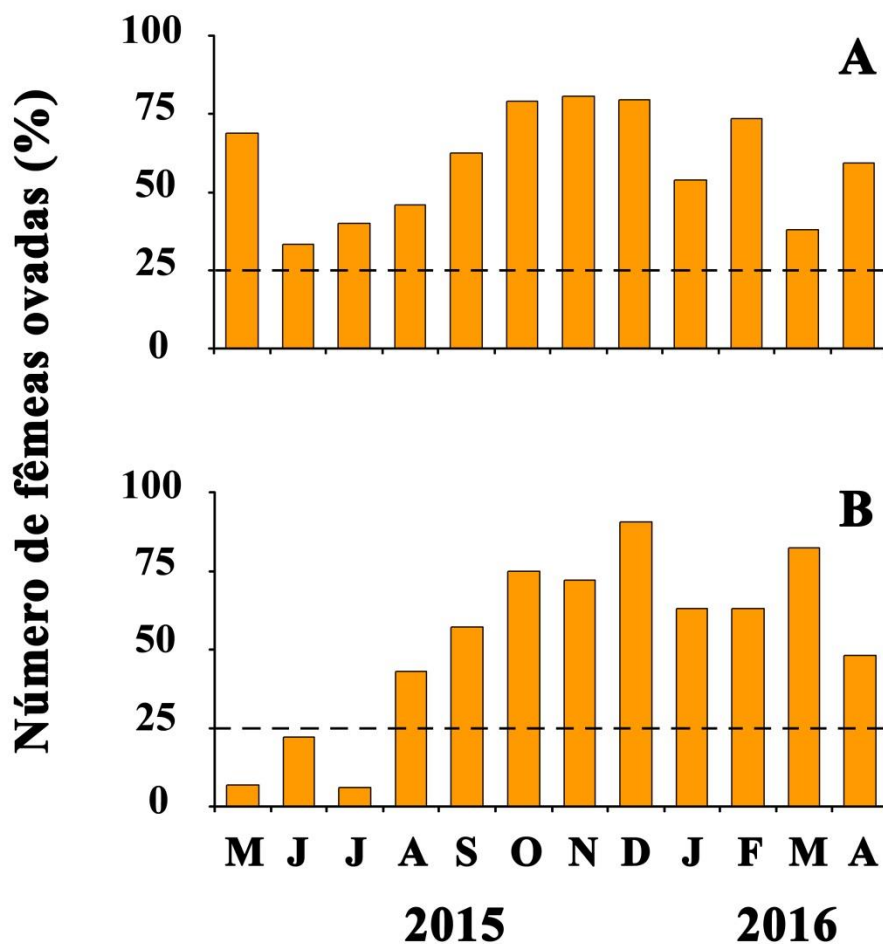


Figura 5. Porcentagem mensal de fêmeas com ovos de *Callichirus major* coletadas nas praias de Gonzaga (A) e Itararé, litoral de São Paulo, Brasil. A linha segmentada indica o critério para definir o período reprodutivo em *C. major*.

Discussão

Dimorfismo sexual e estrutura populacional

Estudos relacionados à avaliação populacional de decápodes no Brasil tais como Pezzuto (1993), com *Sergio mirim* e até mesmo de Souza (1998), com *Callichirus major*, revelam que os maiores tamanhos dos espécimes se estabelece nas fêmeas, caso relatado neste estudo, cujas mesmas apresentaram comprimento da carapaça (CC) maiores que as de machos em ambas as praias, o que se associa também ao tamanho corporal delas. Tais diferenças biométricas comprovam a ocorrência clara de dimorfismos sexuais, uma vez que machos (por exemplo: crescimento quelípodo, para combate e corte) e fêmeas (produção de ovos) possuem crescimentos distintos, de acordo com as necessidades de cada gênero sexual (Araújo, 2012), deixando evidente, que, aqui, as praias de Gonzaga e Itararé, não influenciam em tais diferenças de tamanho, devido às mesmas influências ambientais da região.

De outra forma, Contessa et al. (2004), com camarão fantasma *Tripaea australiensis*, na Austrália, associa a questão da perturbação de captura ser muito influente na diminuição drástica das populações destes organismos, fato este encontrado em Itararé (área não protegida), o que resultou nas diferenças de classes de idade para a população entre esta, e a praia do Gonzaga (protegida), que comporta indivíduos mais velhos em sua condição intrínseca. Assim, a captura em Itararé, interfere na longevidade de sobrevivência intrapopulacional.

Proporção sexual em função do tamanho corporal

A proporção sexual neste estudo ter sido diferente entre as áreas pode ter sido influenciada pela pressão de captura na praia do Itararé, afinal, estudos anteriores de Dworschak (1988); Dumbauld (1966); Rodrigues & Shimizu (1997) e Araújo et al. (2000) ressaltaram maiores abundâncias de fêmeas em relação à machos, o que ocorreu em nosso estudo na praia do Gonzaga, onde houve diferença significativa na proporção sexual, ao contrário da área não protegida, sugerindo que a pressão de pesca promova altos índices de mortalidade em fêmeas (Hailstone & Stephenson, 1961), uma vez que as estruturação das bombas sugadoras tendem a favorecer a coleta destas (Rowden & Jones, 1994).

Por outro lado, a proporção sexual em função da classe de tamanho, mostra que os machos se concentram em medidas em até 09 mm CC, enquanto entre 10 e 15 mm CC para cima, inicia-se a tendência para maiores concentrações de fêmeas, em ambas as praias deste estudo, que confirma um hermafroditismo protândrico parcial. Wenner (1974) e Rodrigues (1985) relataram que estes desvios na proporção sexual podem estar associados às diferenças no ciclo de vida, bem como das taxas de migração, mortalidade, crescimento e relações ecológicas estabelecidas dentro das comunidades bentônicas.

Ciclo Reprodutivo em cada local

Os padrões reprodutivos para estes organismos bentônicos em áreas tropicais e subtropicais, de acordo com as abordagens gerais da literatura, propõem que as temperaturas constantes favorece a ocorrência de fêmeas ovígeras (Orton, 1920; Bauer,

1989; Da Costa & Fransozo, 2004; Freire et al., 2011), assim como a influência de chuvas (Rodrigues, 1983; Pezzuto, 1998; Shimizu & Rodrigues, 2000; Hernáez, 2014 e outros). Para *C. major* neste estudo, os resultados de ocorrência de fêmeas ovígeras acima de 25%, mostrou que em Gonzaga, tal registro, foi observado durante todo o período de amostragem (padrão de reprodução contínuo), assim como decápodes como caranguejo *Petrolisthes armatus* (Wehrmann et al., 2012) no Brasil e Costa Rica; enquanto em Itararé, não houve tal distribuição, devido à queda destas fêmeas em alguns meses de forma expressiva, principalmente em Maio e Julho/15, configurando um padrão sazonal, assim como observado por Pezzuto (1998), em Rio Grande do Sul com *S. mirim*, Souza (1998), no litoral do Paraná; Shimizu & Rodrigues (2000), em São Sebastião e Alves-Júnior (2014), em Pernambuco, com *C major*, e, até mesmo Hernáez (2014) com *Callichirus seilacheri*, na Costa Rica. Tais resultados sugerem que a pressão pesqueira provoca altos índices de mortalidade de fêmeas em São Vicente, área não protegida, já que as condições abióticas são semelhantes nestas praias, onde a ocorrência de fêmeas ovadas é menor, sendo as mesmas, menores, em relação à Gonzaga, praia protegida.

Conclusões

A análise das dinâmicas populacional de *Callichirus major*, bem como do ciclo reprodutivo realizado neste estudo, permitiu uma atualização sobre a distribuição destes organismos nas praias do Gonzaga (Santos) e Itararé (São Vicente), corroborando com estudos realizados em regiões diferentes do Brasil e contribuindo com dados globais,

sobre o enigmático camarão decápode. Neste sentido, as observações biométricas e morfológicas aqui desenvolvidas, como medidas de comprimento de carapaça (CC) aferidas, nos revelaram o comportamento da estruturação da população de *C. major* de maneira inter e intrapopulacional entre as praias, relacionado com as condições intrínsecas de cada área. Percebeu-se então que os maiores tamanhos de CC foram encontrados nas fêmeas em ambas às praias, que machos; assim como as condições de tamanho corporal destes, sendo que tais diferenças ocorreram em função do dimorfismo sexual dos espécimes amostrados, e não por conta das condições ambientais associadas nestas áreas de amostragens. Entretanto, quando comparados os gêneros sexuais entre si, os maiores tamanhos foram encontrados na praia do Gonzaga tanto para machos, quanto para as fêmeas, sendo que a primeira praia apresentou indivíduos mais velhos em relação à segunda praia referida, sugerindo que a pressão de pesca nesta área não protegida, esteja interferindo na longevidade dos mesmos, estimulando da necessidade de recrutamento populacional.

Houve diferença na proporção sexual entre as áreas, onde Gonzaga se apresentou em menores números machos e maiores números de fêmeas, o que não ocorreu em Itararé. Isto indica que fêmeas estão mais suscetíveis aos efeitos perturbadores da captura com bombas sugadoras, favorecendo assim a drástica diminuição destas, nesta praia.

A comparação da ocorrência de fêmeas ovígeras acima de 25% durante o período de estudo mostrou que esta condição foi expressivamente notada em Gonzaga, contraditoriamente à Itararé, configurando um ciclo reprodutivo contínuo e sazonal, respectivamente, entre elas, afinal, em alguns meses críticos de maiores extrações pesqueiras destes espécimes aumentou, refletindo no cenário perturbador na praia de

São Vicente. Da mesma forma, a maior ocorrência de fêmeas ovígeras na praia protegida (62%) e menos constante na praia não protegida (53%), intensifica a estrutura intrapopulacional de Itararé é afetada pela pesca.

Por fim, o presente trabalho apresentou dados de grande relevância para atualização sobre o contexto global amplo de distribuição desta espécie, bem como realça a importância de maiores estudos ecológicos das diferentes adaptações comportamentais ao longo dos diferentes ambientes que tais organismos estão envolvidos. Dentro do contexto regional, foi possível relatar as referidas divergências nas áreas já estudadas dentro do Estado de São Paulo, bem como entre outros estados do Brasil. Para a região do litoral centro paulista, o estudo contribuiu fortemente com aqueles de Rodrigues, que resultaram na promulgação da legislação de defeso diante da detecção de altos índices de captura local, evidenciando a eficiência da mesma, mediante a ausência desta perturbação antrópica no município de Santos, corroborando também, com estudo o último estudo desta natureza nestas mesmas praias, o de Pedrucci & Borges (2009), que analisou de maneira comparativa densidade populacional, mas não reportou nada neste mesmo sentido, sobre a biologia populacional e reprodutiva de *C. major*.

Agradecimentos

Agradecimento ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Aquática da UNESP IB/CLP. Aos membros do CRUSTA (Grupo de Pesquisa em Biologia de Crustáceos), pelo inestimável auxílio durante as coletas em campo, principalmente à colega Juliana Rio pelo auxílio nas análises dos espécimes. O presente estudo foi

desenvolvido com autorização de coleta científica expedida pelo SISBIO/ICMBio (nº 47387-1), o mesmo pela Secretaria de Meio Ambiente da Prefeitura Municipal de Santos (Ofício SEMAM/STS nº 017/2015-CLP), neste último caso por conta de restrições pela Portaria Municipal de Defesa nº 1.293/1993.

Referências

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22 (6):711–728.

Alves-Júnior FA, Araújo MSLC, Feitosa, FAN. 2014. Crescimento alométrico de *Callichirus major* (Say 1818) (Crustacea: Callianassidae) em uma praia arenosa do Nordeste brasileiro. Recife. *Tropical Oceanography* 42 (n. especial):13-21.

Alves-Júnior FA, Araújo MSLC, Coelho PA. 2014. Population biology of *Callichirus major* (Say, 1818) (Crustacea: Callianassidae) at Piedade Beach, Brazil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management* 14 (1):109-118.

Araújo JS, Calado TCS, Sá MFP. 2000. Aspectos reprodutivos de *Callichirus major* (SAY 1818) (Crustacea: Callianassidae) da praia do Sobral, Maceió- Alagoas. *Boletim de Estudos de Ciências do Mar* (ISSN: 0102-8596) 11:101-112.

Araújo MSLC, Negromonte AO, Barreto AV, Castiglioni DS. 2012. Sexual maturity of the swimming crab *Callinectes danae* (Crustacea: Portunidae) at the Santa Cruz Channel, a tropical coastal environment. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92 (2):287–293.

- Baptista-Metri C, Pinheiro MAA, Blankensteyn A, Borzone CA. 2005. Biologia populacional e reprodutiva de *Callinectes danae* Smith (Crustacea: Portunidae), no Balneário Shangri-lá, Pontal do Paraná (PR), Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22:446–453.
- Bauer RT. 1976. Mating behavior and spermatophore transfer in the shrimp *Heptacarpuspictus* (Stimpson) (Decapoda: Caridae: Hippolytidae). *Journal of Natural History* 10:415-440.
- Bauer RT. 1989. Continuous reproduction and episodic recruitment in nine shrimp species inhabiting a tropical seagrass meadow. *Journal of experimental Marine Biology and Ecology* 127:175-187.
- Begon M, Townsend CR, Harper JL. 2006. *Ecology: From individuals to Ecosystems*. 4th edition. Wiley-Blackwell, Malden, M.A.
- Botther-Carvalho ML, Santos PJP, Carvalho PVVC. 2007. Population dynamics of *Callichirus major* (Say, 1818) (Crustacea, Thalassinidea) on a beach in northeastern Brazil. *Estuarine Coastal and Shelf Science* (71):508-516.
- Contessa L, Bird, FL. 2004. The impact of bait-pumping on populations of the ghost shrimp *Trypaea australiensis* Dana (Decapoda: Callinassidae) and the sediment environment. *Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology* 304:75-97.
- Dumbauld BR, Armstrong DA, Feldman KL. 1996. Life history characteristics of two sympatric thalassinidean shrimps, *Neotrypaea californiensis* and *Upogebia pugettensis*, with implications for oyster culture. New Braunfels, TX, USA. *Journal of Crustacean Biology* (ISSN: 0278-0372) 16:689-708.
- Dworschak PC, Pervesler P. 1988. Burrows of *Callinassa bouvieri* (Nobili 1904) from Safaga (Egypt, Red Sea) with some remarks on the biology of the species. *Senckenbergiana Maritima Journal* 20 (½):1-17.

- Dworschak PC. 1988. The biology of *Upogebia pusilla* (Petagna) (Decapoda, Thalassinidea) Growth and production. *Marine Ecology* 9 (1):51-77.
- Freire AS, Pinheiro MAA, Karam-Silva, H & Teschima MM. 2011. Biology of *Grapsus grapsus* (Linnaeus, 1758) (Brachyura, Grapsidae) in Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Equatorial Atlantic Ocean. *Helgoland Marine Research* 65 (3):263-273.
- Gayanilo F, Sparre P, Pauly D. 1996. Stock assessment tools: user's guide. Rome: FAO ICLARM.
- Hailstone TS, Stephenson W. 1961. The biology of *Callinassa (Trypaea) australiensis* Dana 1852 (Crustacea, Thalassinidea). University of Queensland, Department of Zoology 1(12).
- Hernández P, Wehrtmann IS. 2007. Population biology of the burrowing shrimp *Callichirus seilacheri* (Decapoda: Callianassidae) in northern Chile. *Revista Biología Tropical* 55:141-152.
- Hernández P., Wehrtmann, IS. 2007. Sexual maturity and egg production in an unexploited population of the red squatlobster *Pleuroncodes monodon* (Decapoda, Galatheidae) from Central America. *Fisheries Research* 107 (2011):276–282.
- Hernández PAB. 2014. Estado taxonômico e história de vida de *Callichirus seilacheri* (Bott, 1955) (Decapoda, Axiidea, Callianassidae) na Costa do Pacífico Leste: ecologia reprodutiva em ambientes tropicais e relação entre abundância e variabilidade latitudinal dos atributos populacionais na Costa de Chile. Tese de Doutorado Programa de Pós Graduação em Biologia Comparada- USP, Ribeirão Preto.156p.

Hernández P, Wehrtmann, IS. 2014. Breeding cycle of the red squat lobster *Pleuroncodes monodon* H. Milne Edwards, 1837 (Decapoda, Muninidae) from deepwater Pacific of Costa Rica. *Marine Ecology* 35 204–211.

McCullagh P, Nelder J. A. 1989. *Generalized linear models* (Vol. 37). CRC press.

Mclachlan A, Brown AC. 2006. *Ecology of Sandy Shores*. New York, Elsevier Inc., 387.

Orton JH. 1920. Sea temperature, breeding and distribution of marine animals. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 12:339-366.

Pedrucci ACC, Borges RP. 2009. Determinação de densidade populacional de *Callichirus major* na praia de José Menino – Santos e Itararé – São Vicente. *Revista Ceciliana* 1(2):121-125.

Pezzuto PR. 1993. *Ecologia populacional de Neocullichirus mirim* (Rodrigues, 1971) (Decapoda: Callianassidae) na praia do Cassino, RS, Brasil. Master Science Dissertation. Universidade do Rio Grande. 172p.

Rio JP, Pinheiro M, Hernández P. Em preparação. Morphological remarks of *Callichirus major* (Say, 1818) (Decapoda, Callianassidae) from the Brazilian coast.

Rodrigues SA. 1985. Sobre o crescimento relativo de *Callichirus major* (Say, 1818) (Crustacea, Decapoda, Thalassinidea). *Boletim de Zoologia da Universidade de São Paulo* 9:195-21.

Rodrigues AS, Shimizu RM. 1997. Autoecologia de *Callichirus major* (Say, 1818). *Oecology Brazilian* 3:155-170.

Rowden AA, Jones MB. 1994. A contribution to the biology of the burrowing mud shrimp, *Callinassa subterranea* (Decapoda: Thalassinidea). *Journal of Marine Biology Association of United Kingdom* 74:623-635.

Shimizu RM, Rodrigues SA. 2000. Population ecology of *Callichirus major* (Say 1818) (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea) on a sandy beach in the southeastern Brazil. *In: Vaupel Klein, JC. Von & Schram, F. (eds): The biodiversity crisis and crustacean – Proceedings of the Fourth International Crustacean Congress, Amsterdam, Netherlands, 20-24 July 1998, Rotterdam, A. A. Balkema Publishers* 2:311-322.

Silva PV, Luppi TA, Spivak ED, Anger K. (2009) Reproductive traits of an estuarine crab, *Neohelice* (= *Chasmagnathus*) *granulata* (Brachyura: Grapsoidea: Varunidae), in two contrasting habitats. *Science Marine* 73:117–127.

Souza JR, Borzone CA. 2003. Ghost-shrimp *Callichirus major* (Say) (Crustacea, Thalassinidea) extraction for bait use in beaches of Paraná's littoral: the exploited populations. *Revista Brasileira de Zoologia* 20 (4):625-630.

Souza JRB, Borzone CA, Brey T. 1998. Population dynamics and secondary production of *Callichirus major* (Crustacea: Thalassinidea) on a southern Brazilian sandy beach. *Archives of Fisheries and Marine Research* 46 (2):151-164.

Webb AP, Eyre BD. 2004 Effects of natural populations of burrowing thalassinidean shrimps on sediments irrigation, benthic metabolism, nutrient fluxes and denitrification. *Marine Ecology Progress Series* 268:20-220.

Wehrtmann IS, Miranda I, Lizana-Moreno CA, Hernáez P, Barrantes-Echandi V, Mantelatto FL. 2012. Reproductive plasticity in *Petrolisthes armatus* (Anomura, Porcellanidae): a comparison between a Pacific and an Atlantic population. *Helgoland Marine Research* 66:87–96.

Wenner A. 1972. Sex ratio as a function of size in marine Crustacea. *Am. Nat.* 106:321-350.

Wenner AM, Fusaro C, Oaten A. 1974. Size at onset of sexual maturity and growth rate in crustacean populations. *Canadian Journal of Zoology* (ISSN: 1480-3283).

Wilson K, Hardy ICW. 2002. Statistical analysis of sex ratios: an introduction, pp. 48-92. In, I. C. W. Hardy (ed.), *Sex Ratios: Concepts and Research Methods*. Cambridge University Press, Cambridge.

Zar JH. 1996. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Conclusões Gerais

O quadrado de 1x1m (1m²) minimizou o produto da variância relativa pelo custo relativo, sendo o mais adequado para a estimativa da densidade de *C. major*. Ficou estabelecida, também, a necessidade de um mínimo de 50 réplicas deste quadrado amostral estabelecidas contiguamente em um perfil de transecção, visando avaliações mais fidedignas deste parâmetro ambiental da espécie. Além disso, foi comprovado que a melhor posição para o perfil da transecção para análises de densidade deve ser em paralelo à linha da água no terço inferior do estirâncio, por redução da variância e, portanto, possibilitando coletas mensais mais fidedignas e comparáveis. No artigo 1 deste estudo, Krebs (1999) ressalta a existência de variação do tamanho e da forma ideal do amostrador em função do local e da espécie estudada. Entre os parâmetros que influenciam o tamanho do quadrado ideal de amostragem está a distribuição espacial (Rodrigues, 1985) apresentada pela espécie (agregada, uniforme e casual), sendo resultante de seu porte na fase adulta e das interações comportamentais intra e interespecíficas (Hernández, 2014), que podem alterar a estrutura, composição e densidade da população avaliada (McPhee & Skilleter, 2002).

O quadrado de amostragem indicado como ideal no presente estudo (1x1m) foi idêntico ao utilizado por Rodrigues (1983), embora este autor não mencione informações preliminares para determina-lo como de tamanho mais adequado, mas apenas indica baixas densidades com 2x2m (4m²). Trata-se de uma grata coincidência, pois favorece a comparação dos resultados populacionais obtidos por este autor após 32 anos (1983-2015). Nos últimos 30 metros de praia, próximo à linha de maré baixa, ocorreram as maiores abundâncias absolutas da espécie, coincidindo com as três faixas do estirâncio, definindo assim o perfil paralelo à linha d'água sendo o mais adequado para amostragens de callianassídeos, e estabelecido um mínimo 50 réplicas amostrais para cada transecção. Deve-se, também, evitar áreas com influência de canais de drenagem, que podem promover aumento do adensamento populacional e variação temporal promovida pela carga diferencial de material orgânico que pode estar a eles associado.

Esse protocolo ideal de amostragem, confirmado no artigo 1 deste estudo, permitiu que as contribuições de avaliações de densidades populacionais averiguados no

objetivo para a avaliação do efeito da legislação que impede a extração de *Callichirus major*, comparando estruturas de uma praia protegida e outra com permissividade de coleta (veja artigo 2); bem como se na comparação da estrutura populacional (tamanho da carapaça e total), classes de idade, proporção sexual, ciclo reprodutivo (presença de fêmeas ovígeras) (veja artigo 3) houvesse diferenças devido à pressão pesqueira desta espécie, na praia do Itararé em São Vicente.

A densidade populacional analisada através das amostragens realizadas no período entre maio/15 e abril/16 com *C.major* de maneira comparativa entre os municípios de Santos e São Vicente, nos permitiu observar a estruturação da população, que, apesar de estarem em ambientes similares, divergiram-se entre si na dinâmica de distribuição espacial e estabelecimento dos nichos ecológicos enigmáticos através das galerias em função das características ambientais, porém a densidade média anual de galerias foi 2,5 vezes maior em Gonzaga (área protegida), confirmando assim, a hipótese do artigo 2, e concluindo que há eficácia da legislação sobre a população de *C. major* em Santos, que apresentou população maior e mais constante, requerendo a aplicação do mesmo instrumento de controle populacional em São Vicente.

Estudos relacionados à avaliação populacional de decápodes no Brasil tais como Pezzuto (1993), com *Sergio mirim* e até mesmo de Souza (1998), com *Callichirus major*, revelam que os maiores tamanhos dos espécimes se estabelece nas fêmeas, caso relatado neste estudo, cujas mesmas apresentaram comprimento da carapaça (CC) maiores que as de machos em ambas as praias, o que se associa também ao tamanho corporal delas. O ciclo reprodutivo ter sido confirmado ocorrer de maneira diferente (artigo 3), de maneira contínua em Gonzaga e sazonal, em Itararé, deu-se à intensa presença de fêmeas ovadas durante todo ano de amostragem, na praia protegida de Santos, que também reportou maiores distribuições de fêmeas que machos, enquanto que na praia não protegida de São Vicente, a proporção sexual foi 1:1 e as fêmeas ovígeras não foram encontradas em representação de 25% em todos os meses, confirmando a hipótese do artigo 3, de que a estrutura populacional, diante das diferenças encontradas na frequência de tamanho, proporção de distribuição de machos e fêmeas, bem como ciclo reprodutivo entre as duas praias, é afetada pela pressão pesqueira em Itararé.

Por fim, o presente trabalho apresentou dados de grande relevância para atualização sobre o contexto global amplo de distribuição desta espécie, bem como

realça a importância de maiores estudos ecológicos das diferentes adaptações comportamentais ao longo dos diferentes ambientes que tais organismos estão envolvidos. Dentro do contexto regional, foi possível relatar as referidas divergências nas áreas já estudadas dentro do Estado de São Paulo, bem como entre outros estados do Brasil. Para a região do litoral centro paulista, o estudo contribuiu fortemente com aqueles de Rodrigues, que resultaram na promulgação da legislação de defeso diante da detecção de altos índices de captura local, evidenciando a eficiência da mesma, mediante a ausência desta perturbação antrópica no município de Santos, corroborando também, com estudo o último estudo desta natureza nestas mesmas praias, o de Pedrucci & Borges (2009), que analisou de maneira comparativa densidade populacional, mas não reportou nada neste mesmo sentido, sobre a biologia populacional e reprodutiva de *C. major*. Concluindo nesta avaliação, a importância da conservação destes decápodes de grande função ecológicas de manutenção praias arenosas e suas comunidades, sugerindo então, a aplicação de legislações deste tipo em Itararé e em outras praias do litoral de São Paulo e até mesmo do Brasil, podendo ainda, indicar a necessidade de mais estudos ecológicos no contexto de exploração sustentável no âmbito da conservação da biodiversidade aquática.

Referências gerais

Alves-Júnior FA, Araújo MSLC & Coelho PA (2014) Population biology of *Callichirus major* (Say, 1818) (Crustacea: Callinassidae) at Piedade Beach, Brazil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 14 (1):109-118.

Araújo MSLC, Negromonte AO, Barreto AV & Castiglioni DS (2012) Sexual maturity of the swimming crab *Callinectes danae* (Crustacea: Portunidae) at the Santa Cruz Channel, a tropical coastal environment. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92 (2):287–293.

Bastos RB, Feitosa FAN, Koenig ML, Machado RCA, Muniz A (2011) Caracterização de uma zona costeira tropical (Ipojuca-Pernambuco-Brasil): produtividade fitoplanctônica e outras variáveis ambientais. *Brazilian Journal of Aquatic science and Technology* 15(1): 1-10.

Bauer RT (1989) Continuous reproduction and episodic recruitment in nine shrimp species inhabiting a tropical seagrass meadow. *Journal of experimental Marine Biology and Ecology*, 127:175-187.

Begon M, Townsend CR & Harper JL (2006) *Ecology: From individuals to Ecosystems*. 4th edition. Wiley-Blackwell, Malden, M.A.

Botther-Carvalho ML, Santos PJP, Carvalho PVVC (2007) Population dynamics of *Callichirus major* (Say, 1818) (Crustacea, Thalassinidea) on a beach in northeastern Brazil. *Estuarine Coastal and Shelf Science* (71): 508-516.

Branch GM, Day, JA (1984) Ecology of southern African estuaries: part XIII. The Palmiet River estuary in the south-western Cape. *South African Journal of Zoology*, 19(2): 63-77.

Butler S & Bird FL (2007). Estimating density of intertidal ghost shrimps using counts of burrow openings. Is the method reliable? *Hydrobiologia*, 589: 303-314.

Dumbauld BR, Armstrong DA & Feldman KL (1996) Life-history characteristics of two sympatric thalassinidean shrimps, *Neotrypaea californiensis* and *Upogebia*

pugettensis, with implications for oyster culture. *Journal of Crustacean Biology*, 16(4): 689-708.

Felix G, Marenzi RC, Polette M, Netto SA (2016) *Environmental Management*. doi: 10.1007/s00267-016-0735-x.

Hailstone TS & Stephenson W (1961) *The biology of Callinassa (Trypaea) australiensis Dana 1852 (Crustacea, Thalassinidea)*. University of Queensland, Department of Zoology, 1(12).

Hernández P & Wehrtmann IS (2007) Population biology of the burrowing shrimp *Callichirus seilacheri* (Decapoda: Callianassidae) in northern Chile. *Rev. Biol. Trop*, 55(1): 141-152.

Hernández PAB (2014) Estado taxonômico e história de vida de *Callichirus seilacheri* (Bott, 1955) (Decapoda, Axiidea, Callianassidae) na Costa do Pacífico Leste: ecologia reprodutiva em ambientes tropicais e relação entre abundância e variabilidade latitudinal dos atributos populacionais na Costa de Chile. Tese de Doutorado Programa de Pós Graduação em Biologia Comparada- USP, Ribeirão Preto. 156p.

Krebs CJ (1999) Estimating abundance: quadrat counts, p. 105-157. In: KREBS CJ (Ed.) *Ecological Methodology*. New York, Addison-Welsey Longman, 620.

Magini C, Harari J, Abessa DMS (2007) Circulação recente de sedimentos costeiros nas praias de Santos durante eventos de tempestades: dados para gestão de impactos físicos costeiros. São Paulo. *Caderno de Geociências* 26(4): 349-355.

Mclachlan A, Brown AC (2006) *Ecology of Sandy Shores*. New York, Elsevier Inc., 387.

McPhee DP, Skilleter GA (2002) Aspects of the biology of the yabby *Trypaea australiensis* (Dana) (Decapoda: Thalassinidea) and the potential of burrow counts as an indirect measure of population density. *Hydrobiologia* 485: 133-141.

Orton JH (1920) Sea temperature, breeding and distribution of marine animals. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 12:339-366.

Pedrucci ACC, Borges RP (2009) Determinação de densidade populacional de *Callichirus major* na praia de José Menino – Santos e Itararé – São Vicente. *Revista Ceciliana*, 1(2): 121-125.

Pezzuto PR (1993) Ecologia populacional de *Neocullichirus mirim* (Rodrigues, 1971) (Decapoda: Callianassidae) na praia do Cassino, RS, Brasil. Master Science Dissertation. Universidade do Rio Grande. 172p.

Pohl ME (1946) Ecological Observations on *Callianassa major* Say at Beaufort, North Carolina. *Ecology* 27: 71-80. doi:10.2307/1931020.

Rodrigues SA (1983) Aspectos da Biologia de Thalassinidea do Atlântico Tropical Americano. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (USP). (*Tese de Livre Docência*) 145p.

Rodrigues SA, Shimizu RM (1997) Autoecologia de *Callichirus major* (Say, 1818) (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea). *Oecologia Brasiliensis*, 3: 155-170.

Rodrigues, AS (1983) Aspectos da Biologia de Thalassinidea do Atlântico Tropical Americano. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (USP), 145p. (*Tese de Livre Docência*).

Silva DC, Martinelli-Lemos JM (2012) Species composition and abundance of the benthic community of Axiidea and Gobiidea (Crustacea: Decapoda) in the Maraparinbay, Amozonestuary, northernBrazil. *Zoologia* 29(2): 144-158.

Souza JR & Borzone CA (2003) Ghost-shrimp *Callichirus major* (Say)(Crustacea, Thalassinidea) extraction for bait use in beaches of Paraná's littoral: the exploited populations. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(4): 625-630.

Stelling-Wood TP, Clark GF, Poore AGB (2016) Responses of ghost crabs to habitat modification of urban sandy beaches. *Marine Environmental Research* 116: 32-40.

Webb AP, Eyre BD (2004) Effects of natural populations of burrowing thalassinidean shrimps on sediments irrigation, benthic metabolism, nutrient fluxes and denitrification. *Marine Ecology Progress Series* 268: 20-220.