

Manguezais, Camarões-de-Água-Doce e Manjuba-de-Iguape: Patrimônios Natural e Cultural do Vale do Ribeira e Litoral Sul do Estado de São Paulo

Marília Cunha-Lignon
Giovana Bertini
Santiago Montealegre-Quijano
(Editores)



UNESP - Universidade Estadual Paulista
Registro, SP
2021

Ilustração da Capa: Karyna Satomi Izumi

Manguezais, Camarões-de-Água-Doce e Manjuba-de-Iguape: Patrimônios Natural e Cultural do Vale do Ribeira e Litoral Sul do Estado de São Paulo

**Marília Cunha-Lignon
Giovana Bertini
Santiago Montealegre-Quijano
(Editores)**

**UNESP - Universidade Estadual Paulista
Registro, SP
2021**

Citação sugerida para o livro, de acordo com as normas ABNT:

CUNHA-LIGNON, M., BERTINI, G.; MONTEALEGRE-QUIJANO, S. (ed.). **Manguezais, camarões-de-água-doce e manjuba-de-iguape**: patrimônios natural e cultural do Vale do Ribeira e Litoral Sul do Estado de São Paulo. Registro: Unesp, 2021.

Citação sugerida para capítulo, de acordo com as normas ABNT:

CUNHA-LIGNON, M.; MENDONÇA, J.T. Ecosistema manguezal: seus recursos naturais e pesca. *In*: CUNHA-LIGNON, M., BERTINI, G.; MONTEALEGRE-QUIJANO, S. (ed.). **Manguezais, camarões-de-água-doce e manjuba-de-iguape**: patrimônios natural e cultural do Vale do Ribeira e Litoral Sul do Estado de São Paulo. Registro: Unesp, 2021. p. 23-65.

As informações e opiniões expressas neste documento são responsabilidade dos autores.

Está permitido o uso sem fins lucrativos do presente material bibliográfico, desde que devidamente referenciado, para propósitos acadêmicos, científicos e/ou administrativos.

Editoração gráfica: Santiago Montealegre-Quijano

M277

Manguezais, camarões-de-água-doce e manjuba-de-iguape [livro eletrônico] : patrimônios natural e cultural do Vale do Ribeira e Litoral Sul do Estado de São Paulo / Marília Cunha-Lignon, Giovana Bertini, Santiago Montealegre-Quijano, editores. - Registro : Unesp, 2021.

142 p.: 7,062 KB ; PDF
ISBN 978-65-88761-00-7

1.Ecologia de manguezais. 2. Camarão-de-água-doce. 3. Manjuba (Peixe). 4. Pesca tradicional. 5. Conservação da natureza. 6. Vale do Ribeira. I. Cunha-Lignon, Marília. II. Bertini, Giovana. III. Montealegre-Quijano, Santiago. IV. Título.

CDD - 577.59

Ficha catalográfica preparada pela Coordenadoria Geral de Bibliotecas da Unesp

*A todas as comunidades locais que tradicionalmente
usam os manguezais, os camarões-de-água-doce e
a manjuba-de-Iguape no Vale do Ribeira e Litoral Sul do
Estado de São Paulo.*

Sumário

Apresentação	8
---------------------------	---

Capítulo 1

Contextualização Ambiental do Vale do Ribeira e Litoral Sul

Marília Cunha-Lignon, Giovana Bertini & Santiago Montealegre-Quijano

Resumo.....	12
Introdução	13
Vale do Ribeira e Litoral Sul de São Paulo	14
O Canal Artificial Valo Grande.....	16
Referências	22

Capítulo 2

Ecosistema Manguezal, seus Recursos Naturais e Pesca

Marília Cunha-Lignon & Jocemar Tomasino Mendonça

Resumo.....	26
Introdução: Manguezais no mundo e no Brasil.....	27
Ecosistema Manguezal e seus Serviços Ecossistêmicos	29
Manguezais do Litoral Sul de São Paulo	31
A pesca no Litoral Sul de São Paulo	35
A pesca estuarina no Litoral Sul de São Paulo.....	37
Manguezal e Pesca no Litoral Sul de São Paulo	38
Ostra exótica: <i>Saccostrea cucullata</i>	42
Caranguejo-uçá: <i>Ucides cordatus</i>	44
Siri-azul: <i>Callinectes sapidus</i> e <i>C. danae</i>	47
Parati: <i>Mugil curema</i>	49
Iriko: <i>Anchoa tricolor</i> , <i>A. lyolepsis</i> e <i>A. marinii</i>	52
Camarão-estuarino: <i>Litopenaeus schmitti</i> , <i>Farfantepenaeus paulensis</i> e <i>F. brasiliensis</i>	54
Robalo-peva: <i>Centropomus parallelus</i>	57
Considerações Finais.....	60
Referências.....	61

Capítulo 3

Camarões-de-Água-Doce do Vale do Ribeira: Riqueza, Importância Ecológica e Econômica

Giovana Bertini, Maria Maschio Rodrigues, Kelly Kanae Izumi & Karyna Satomi Izumi

Resumo.....	70
Introdução	71
Características Morfológicas dos Carídeos	71
História de vida dos carídeos dulcícolas.....	73
Metodologia de coleta de camarões-de-água-doce	74
Análises Laboratoriais	77
Camarões-de-água-doce do Vale do Ribeira.....	80
Gênero <i>Macrobrachium</i>	80
Gênero <i>Palaemon</i>	94
Gênero <i>Atya</i>	96
Gênero <i>Potimirim</i>	98
Considerações Finais.....	99
Referências.....	100

Capítulo 4

A Manjuba-de-Iguape: Importância Ecológica, Econômica e Social

Santiago Montealegre-Quijano, Marina Vianna Loeb & Jocemar Tomasino Mendonça

Resumo.....	112
Introdução	113
Aspectos da taxonomia e sistemática das manjубas.....	114
Contextualização ecossistêmica e pesqueira das manjубas em geral	117
A pesca da manjубa-de-Iguape.....	119
História dos desembarques de manjубa-de-Iguape	121
Artes de pesca empregadas na captura da manjубa-de-Iguape:	128
A gestão da pesca da manjубa-de-Iguape.....	129
Biologia pesqueira da manjубa-de-Iguape	132
O canal artificial Valo Grande e a pesca da manjубa-de-Iguape	133
Considerações finais	136
Referências.....	136



Foto: Giovana Bertini

Apresentação

O Vale do Ribeira e Litoral Sul de São Paulo abrigam grande diversidade de ecossistemas e recursos naturais de relevâncias ecológica, econômica e cultural. A região do Vale do Ribeira é considerada a mais importante reserva de água doce do Estado de São Paulo e um dos bancos genéticos mais conservados do país. Além disso, o Vale do Ribeira concentra cerca de 40% da cobertura vegetal da Mata Atlântica remanescente do estado, sendo a maior área contínua em todo território nacional e um 'hotspot' de biodiversidade em nível mundial.

Foi nesse cenário onde a Universidade Estadual Paulista (UNESP) criou, em 2013, o primeiro curso de graduação em Engenharia de Pesca da região Sudeste, com sede na cidade de Registro. Engenheiros de Pesca buscam a harmonia entre as necessidades humanas e o respeito pela natureza dedicando esforços à conservação e ao uso racional dos ecossistemas aquáticos e seus recursos naturais.

A elaboração do presente e-book surge da iniciativa dos editores, professores do referido curso da UNESP, de compor um conjunto de informações sobre alguns dos recursos naturais da região, no intuito de prover material de divulgação, estudo e consulta para estudantes dos cursos de Engenharia de Pesca, Biologia, Oceanografia e áreas afins, bem como para subsidiar tomadas de decisão, por parte de prefeitos e gestores de Unidades de Conservação ou outros interessados.

Os assuntos tratados neste e-book são apresentados em quatro capítulos, concebidos a partir das respectivas áreas de investigação dos autores. O primeiro capítulo, 'Contextualização Ambiental do Vale do Ribeira e Litoral Sul', é iniciado conceituando os serviços ecossistêmicos e, posteriormente, são apresentadas as principais características da região, incluindo a bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, o canal artificial Valo Grande e as áreas protegidas dessa região.

No segundo capítulo, intitulado 'Ecossistema Manguezal, seus Recursos Naturais e Pesca', os autores abordam a distribuição dos manguezais no mundo e no Brasil, seus serviços ecossistêmicos e a pesca estuarina no Litoral Sul de São Paulo. Além disso, apresentam informações detalhadas dos principais recursos pesqueiros dependentes dos manguezais da região, tais como ostra, caranguejo-uçá, siri-azul, parati, camarão-estuarino, iriko e robalo-peva.

O terceiro capítulo, 'Camarões-de-água-doce do Vale do Ribeira: Riqueza, Importância Ecológica e Econômica', retrata a riqueza das espécies de camarões-de-água-doce presentes na bacia do rio Ribeira de Iguape evidenciando a biologia, a importância

ecológica e econômica das espécies. São enfatizadas ainda as características morfológicas dos Caridea, a história de vida, a dependência das espécies pela água salobra e as principais formas de coleta e análise de dados populacionais.

No quarto capítulo, 'A Manjuba-de-Iguape: Importância Ecológica, Econômica e Social', os autores apresentam revisão literária acerca do conhecimento da manjuba-de-Iguape, nos aspectos da sistemática, pesca, biologia e uso sustentável. Um levantamento dos dados históricos de produção pesqueira e algumas diretrizes para seu aproveitamento sustentável são apresentados.

Todos os capítulos foram revisados quanto aos aspectos técnicos, pelo qual agradecemos pela sua disponibilidade e valiosas sugestões ao Dr. Edson Montilha de Oliveira, da Fundação para Conservação e Produção Florestal, da Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (FF-SIMA/SP) (Cap. 1); ao Prof. Dr. Ricardo Palamar Menghini, da Universidade Paulista (UNIP) (Cap. 2); à Profa. Dra. Adriane Araújo Braga, da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) (Cap. 3) e ao Prof. Dr. André Martins Vaz dos Santos, da Universidade Federal do Paraná (UFPR) (Cap. 4).

Esperamos que a presente contribuição sirva de material técnico para seus usuários, e que a sua leitura possa enriquecer a argumentação e auxilie nas tomadas de decisão sobre gestão de acesso e uso dos recursos naturais no Vale do Ribeira e Litoral Sul de São Paulo, em específico sobre os manguezais, os camarões-de-água-doce e a manjuba-de-Iguape.

Os Editores



Foto: Marília Cunha-Lignon



Foto: Marília Cunha-Lignon

Contextualização Ambiental do Vale do Ribeira e Litoral Sul

Marília Cunha Lignon
Giovana Bertini
Santiago Montealegre-Quijano¹

Resumo

O Vale do Ribeira e Litoral Sul de São Paulo fornecem inúmeros serviços ecossistêmicos, o que proporciona qualidade de vida para diversas populações humanas, tendo ainda relevâncias ecológica, econômica e cultural. A região é composta por 25 municípios, onde a extensa bacia hidrográfica do Ribeira de Iguape é um elemento marcante na paisagem. A presença do bioma Mata Atlântica, com praias, estuários, manguezais, restingas, rios e alagados, proporciona alta diversidade biológica e cultural. Contudo, o canal artificial Valo Grande, construído no século XIX para ligar o rio Ribeira de Iguape à região estuarina, tem provocado sérias alterações ambientais, sociais e econômicas no trecho norte do Lagamar. Na atualidade o Vale do Ribeira e o Litoral Sul de São Paulo possuem numerosas Unidades de Conservação costeiras, marinhas e terrestres, em diversas categorias de manejo, sendo a região reconhecida internacionalmente pela UNESCO e pela Convenção das Zonas Úmidas.

¹ Universidade Estadual Paulista (UNESP), Câmpus de Registro, Curso de Graduação em Engenharia de Pesca. cunha.lignon@unesp.br; giovana.bertini@unesp.br; santiago.m.quijano@unesp.br

Introdução

Os serviços ecossistêmicos são os benefícios que as pessoas recebem dos ecossistemas. Estes incluem **serviços de produção**, como alimento e água; **serviços de regulação**, como o controle de enchentes, de secas, da degradação dos solos e de doenças; **serviços de suporte**, como a formação dos solos e os ciclos de nutrientes; e **serviços culturais**, como recreação, valores espirituais e religiosos e outros benefícios não materiais. Os ecossistemas e seus serviços são valiosos para as sociedades humanas, pois as pessoas fazem uso direto e indireto de seus benefícios, tais como os recursos pesqueiros. Nos serviços ecossistêmicos também são englobados os recursos que não estejam sendo momentaneamente usados, como por exemplo, os inúmeros princípios ativos farmacológicos existentes na fauna e na flora (MEA, 2005). Portanto, a população humana é totalmente dependente dos ecossistemas em função dos valores disponibilizados.

Dada a grande importância dos serviços ecossistêmicos, foi criado em 2001, com o auxílio das Nações Unidas, um programa de pesquisa sobre as mudanças ambientais mundiais e suas tendências para as próximas décadas, denominado 'Avaliação Ecossistêmica do Milênio' (AEM). O objetivo da AEM foi identificar as consequências da mudança dos ecossistemas para o bem-estar da humanidade, tendo como proposta sistematizar, avaliar, sintetizar, interpretar, integrar e divulgar informações técnicas existentes de forma útil e factível para tomadores de decisão e para a sociedade em geral (MEA, 2005).

A AEM foi um programa de trabalho internacional, que envolveu em torno de 1.360 especialistas em todo o mundo, a fim de determinar as contribuições dos ecossistemas e estabelecer as bases científicas necessárias para melhorar a conservação e o uso sustentável dos ecossistemas e suas contribuições para o bem-estar humano. Este programa foi ao encontro de solicitações governamentais por informações provenientes de quatro convenções internacionais (Convenção sobre Diversidade Biológica, Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação, Convenção Ramsar sobre Zonas Úmidas, e Convenção sobre Espécies Migratórias) e visou suprir também as necessidades de outros grupos de interesse, incluindo comunidade empresarial, setor de saúde, organizações não governamentais e povos nativos (MEA, 2005).

Além da AEM, outras iniciativas da ONU têm buscado o entendimento e aproveitamento sustentável dos serviços que os ecossistemas brindam à humanidade. Entre tais iniciativas, vale destacar o Código de Conduta para a Pesca Responsável, os Planos Internacionais de Ação (IPOAs), o Plano de Implementação de Johannesburgo, e mais recentemente a Agenda 2030, onde são definidos os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).

No Vale do Ribeira, cidades importantes como Iguape e Cananéia pautaram a economia entre os séculos XVIII e XIX, no ciclo do ouro e depois do arroz. Entretanto, no século XX, pelas características ambientais, a região ficou baseada em agricultura de subsistência (Queiroz, 1992). Nesse contexto, o Vale do Ribeira e Litoral Sul de São Paulo representam importantes áreas para conservação e uso sustentável, com benefícios não apenas para o Brasil, mas também em nível mundial, pois abrigam grande diversidade de ecossistemas e recursos naturais de relevâncias ecológica, econômica e cultural que constituem patrimônios da humanidade. O Vale do Ribeira concentra cerca de 40% da cobertura vegetal da Mata Atlântica remanescente do Estado de São Paulo. O bioma Mata Atlântica tem prioridade de conservação, pois é um dos “hotspots” mundiais, além de estar altamente ameaçado no país.

Vale do Ribeira e Litoral Sul de São Paulo

O Vale do Ribeira e o Litoral Sul do Estado de São Paulo são compostos por 25 municípios: Apiaí, Barra do Chapéu, Barra do Turvo, Cajati, Cananéia, Eldorado, Iguape, Ilha Comprida, Iporanga, Itaóca, Itapirapuã Paulista, Itariri, Jacupiranga, Juquiá, Jujutiba, Miracatu, Pariquera-Açu, Pedro de Toledo, Peruíbe, Registro, Ribeira, Ribeirão Branco, São Lourenço da Serra, Sete Barras e Tapiraí (Figura 1). A região possui área de 18.075,27 ha e população total de 443.231 habitantes (SEAD, 2018). Grandes contrastes socioambientais são observados no Vale do Ribeira: por um lado, alta biodiversidade, com 21% de toda a Mata Atlântica remanescente no país e, por outro lado, com Índice de Desenvolvimento Humano abaixo da média estadual (0,783) (IBGE, 2020).

Esta região integra uma extensa área, representada pela bacia hidrográfica do Ribeira de Iguape, e pelo Litoral Sul do Estado de São Paulo, a qual está inserida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI 11) do Estado de São Paulo, com 17.068 km² (São Paulo, 2012a) (Figura 2). A disponibilidade hídrica total é de 229 m³/s, enquanto a demanda chega a pouco mais de 3 m³/s, sendo, portanto, uma importante área de reserva hídrica (São Paulo, 2012a). A UGRHI 11, juntamente com as UGRHI 3 (Litoral Norte) e UGRHI 7 (Baixada Santista) compõem a região Hidrográfica da Vertente Litorânea.

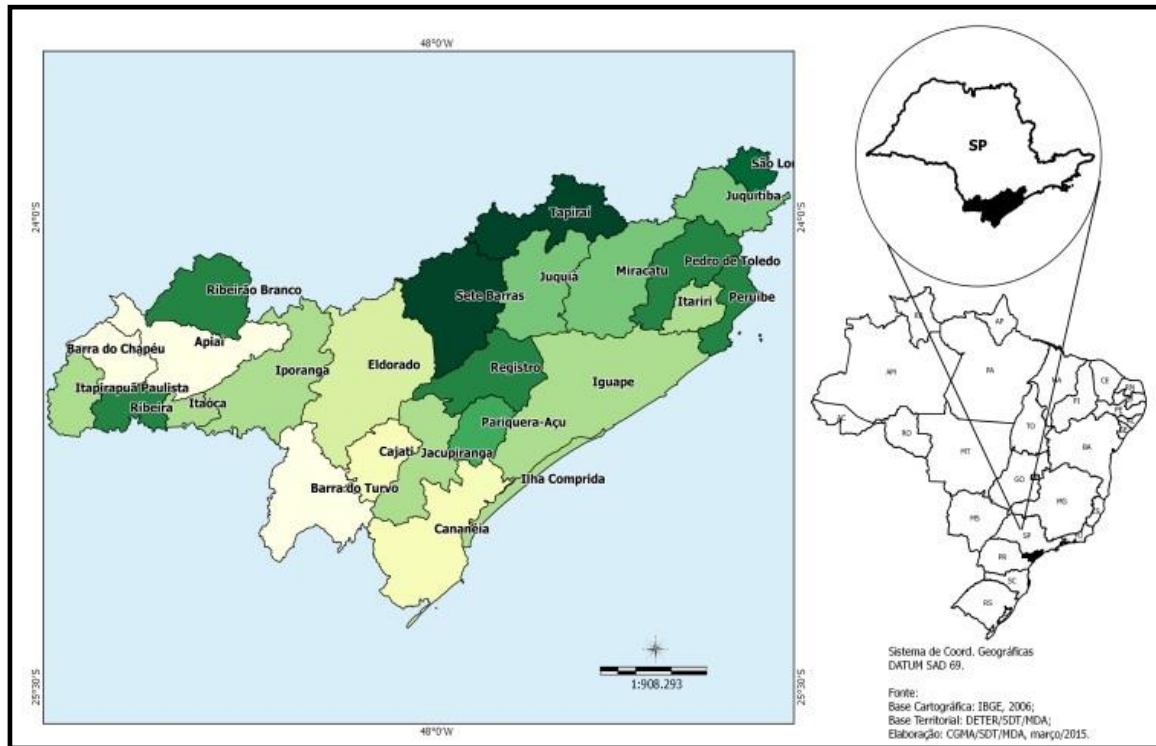


Figura 1. Municípios do Vale do Ribeira e Litoral Sul de São Paulo. Fonte: CGMA/SDT/MDA (2015).



Figura 2. Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHs) do Estado de São Paulo. A região do Vale do Ribeira e Litoral Sul fazem parte da UGRHI 11. Fonte: Instituto Geográfico e Cartográfico (<http://www.igc.sp.gov.br/produtos/ugrhi.html>).

O rio Ribeira de Iguape é o principal rio da bacia e tem sua nascente no Estado do Paraná, percorrendo cerca de 470 km até desaguar no Oceano Atlântico, em Barra do Ribeira, no município de Iguape (São Paulo, 2012a). O rio Ribeira de Iguape pode ser dividido em três trechos: alto, médio e baixo. Nos alto e médio cursos ocorrem corredeiras, enquanto a porção baixa da bacia apresenta um fluxo mais lento e grande sinuosidade, sendo comum a ocorrência de enchentes anuais no verão e a formação de terrenos alagados ao seu redor (Camargo et al., 1972). O Alto Ribeira, é marcado pela presença da Serra do Mar, apresentando uma paisagem montanhosa e florestada, por onde passa o rio Ribeira de Iguape, em cujas margens situam-se cidades e municípios como Iporanga, Apiaí, Ribeira e Itaoca. A região do Médio Ribeira é marcada pela presença do rio que recebe afluentes importantes como o Juquiá e o Jacupiranga e onde se situam cidades como Eldorado, Sete Barras e Registro. Já na região do Baixo Ribeira as terras são mais planas e inundáveis, onde o rio desce em meandros até desembocar na região litorânea próxima a Iguape (Diegues, 2007).

A porção litorânea do Vale do Ribeira é limitada ao norte por Iguape, no Estado de São Paulo, e ao sul por Paranaguá, no Paraná. Essa área litorânea é conhecida regionalmente como Lagamar, sendo formada por uma enorme planície sedimentar marcada por morros arredondados, restingas, manguezais, canais e mares interiores, o que dá uma boa ideia da paisagem diversificada da região, que guarda até hoje, marcas da cultura e costumes tradicionais, em meio à natureza conservada (Magalhães, 2003).

O Canal Artificial Valo Grande

O canal artificial Valo Grande foi construído com a finalidade de escoamento da produção de arroz da região, visto que a rizicultura era a atividade comercial predominante no Vale do Ribeira entre 1840 e 1860 (Valentin, 2006). O escoamento da produção de arroz, era realizado pelo rio Ribeira de Iguape até um porto fluvial próximo da cidade de Iguape, onde as sacas de arroz eram transportadas em carroças até o porto marítimo. Dessa maneira, para solucionar esse impasse, surgiu a ideia de construir um canal que ligasse o rio Ribeira de Iguape e o Porto de Iguape. A construção do canal artificial durou 20 anos. A obra foi inaugurada em 1855, tratando-se de um canal com 4 m de largura, 2 m de profundidade e 2 km de extensão. No entanto, a correnteza das águas do rio Ribeira de Iguape rapidamente começou a erodir as margens, aumentando a largura do canal, se tornando o curso principal do rio em direção ao litoral, com mais de 300 metros de largura e, portanto, denominado "Valo Grande" (Carneiro, 2005; São Paulo, 2012b) (Figura 3). Este fato configurou-se como um dos maiores desastres ambientais da costa brasileira, visto que o Valo Grande tem causado a desestruturação do ecossistema e a reconfiguração da paisagem do Complexo estuarino-lagunar Cananéia-Iguape (Prado et al., 2019).

Os impactos negativos da construção do Valo Grande no Complexo estuarino-lagunar são numerosos, como por exemplo, o assoreamento do Mar Pequeno, queda da vazão do trecho do rio à jusante de Iguape, deslocamento da Barra de Icapara, aumento da Ilha Comprida, redução das áreas de manguezal, surgimento de bancos de macrófitas, maior concentração de poluentes na área estuarina, perda de biodiversidade, diminuição do potencial pesqueiro de espécies marinhas, entre outros (Mahiques et al., 2009; Mahiques et al., 2013; Cunha-Lignon et al., 2015; Prado et al., 2019). Diante de todos esses efeitos negativos, a possibilidade de fechamento do canal tem sido matéria de discussão constante. Em 1978, foi concluída a construção de um dique de pedras, que devido às fortes enchentes do rio em 1980 e 1981, acabou cedendo parcialmente em 1983, e completamente em 1995 (Carneiro, 2005; Mendonça & Sobrinho, 2013). Atualmente, a questão do Valo Grande permanece ainda sem definição, passados mais de 150 anos desde os seus primeiros impactos significativos na região (Prado et al., 2019). Aspectos específicos da relação entre o Valo Grande e as áreas de manguezal e a pesca da manjubade-Iguape são abordados nos respectivos capítulos deste e-book.

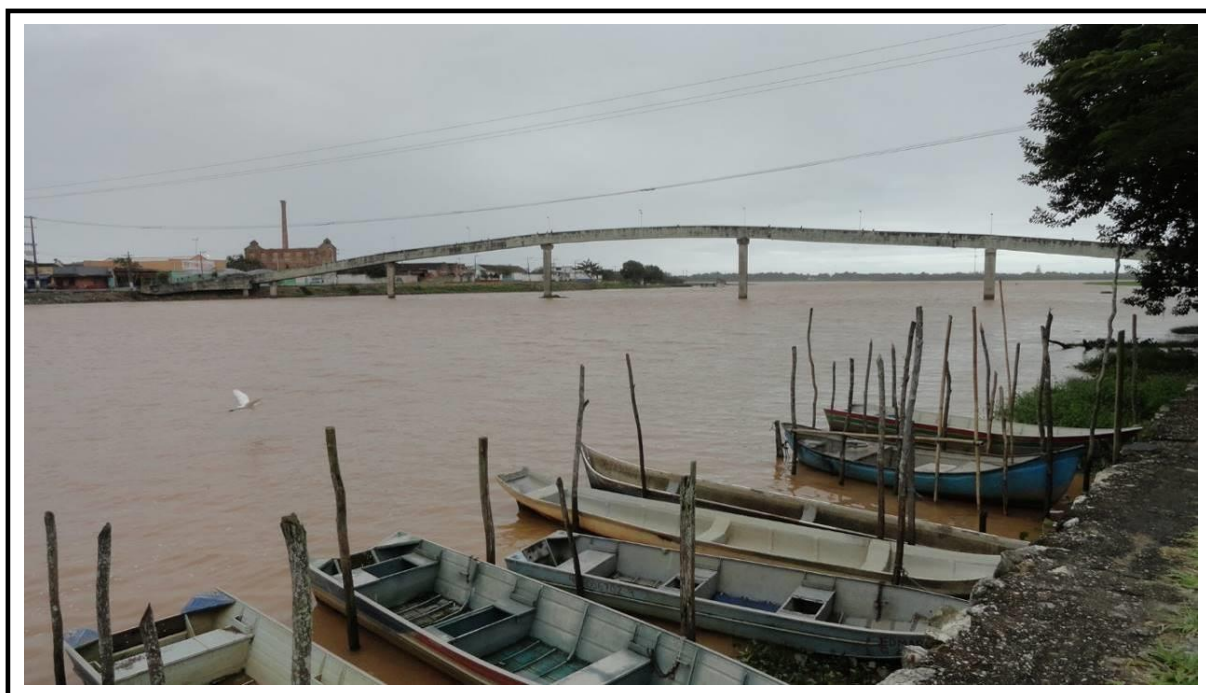


Figura 3. Canal artificial do Valo Grande em 2015. Foto: Marília Cunha Lignon.

Áreas Protegidas do Vale do Ribeira e Litoral Sul

O Mosaico de Áreas Protegidas do Lagamar, criado em 8 de maio de 2006, possui mais de 40 Unidades de Conservação (UCs) costeiras, marinhas e terrestres, de diversas categorias de manejo (MMA, 2006) (Figura 4). A diversidade paisagística desse mosaico

de UCs, formada por manguezais, restingas, floresta ombrófila densa, praias, estuário, rios e alagados proporciona alta diversidade biológica e cultural.

Em relação à diversidade cultural, o Vale do Ribeira e Litoral Sul abrigam cerca de 80 comunidades quilombolas, centenas de comunidades caiçaras, 16 comunidades indígenas e a maior concentração de agricultores familiares do Sudeste do país. Além disso, vivem na região muitos imigrantes europeus, norte-americanos e japoneses (ISA, 2013).

Com referência à paisagem, essa região constitui exemplo único de zonas úmidas com alta diversidade natural, além de possuir uma rara beleza cênica, espécies ameaçadas e endêmicas, entre outras características que a qualificaram como integrante da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e do Sítio do Patrimônio Mundial Natural, reconhecidos pela UNESCO, desde 1991 e 1999, respectivamente. A Convenção das Zonas Úmidas reconheceu a Área de Proteção Ambiental Cananéia-Iguape-Peruíbe (APACIP) como sítio Ramsar de importância internacional, em 2017 (Ramsar, 2017).

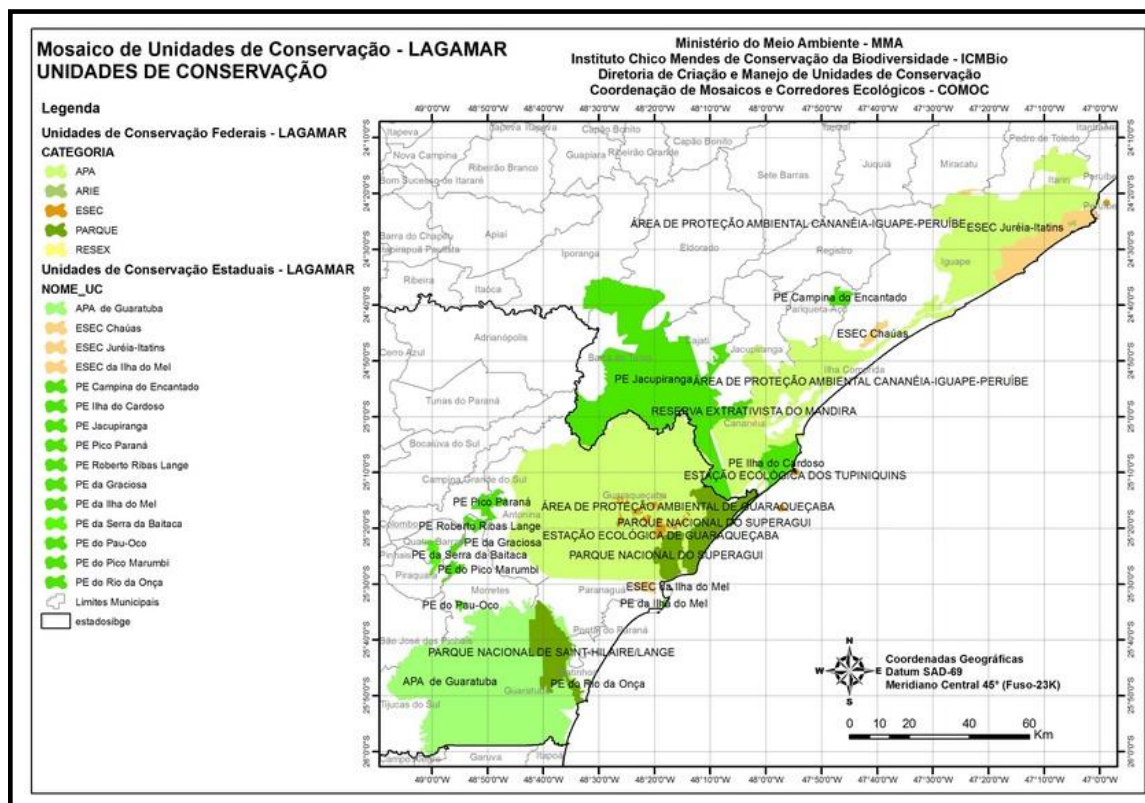


Figura 4. Mosaico de Unidades de Conservação do Lagamar, Litoral Sul de São Paulo e Litoral do Paraná, com suas respectivas Unidades de Conservação em diferentes categorias. Fonte: MMA.

O Mosaico do Jacupiranga (MOJAC), criado em 21 de fevereiro de 2008, é composto por 14 Unidades de Conservação, sendo três de Proteção Integral e 11 de Uso Sustentável. Sua área é de 243.885,78 ha, abrangendo os municípios de Barra do Turvo, Cajati,

Cananéia, Eldorado, Jacupiranga e Iporanga. Fazem parte do MOJAC as seguintes Unidades de Conservação: Parque Estadual (PE) Caverna do Diabo, PE do Rio Turvo, PE Lagamar de Cananéia; Área de Proteção Ambiental (APA) dos Quilombos do Médio Ribeira, APA de Cajati, APA do Rio Vermelho e Rio Pardinho, APA do Planalto do Turvo; Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) de Lavras, RDS dos Quilombos de Barra do Turvo, RDS dos Pinheirinhos, RDS Barreiro/Anhemas e RDS Itapanhapima; além das Reserva Extrativista (RESEX) Taquari e Ilha do Tumba (Figura 5) (SIMA, 2020).

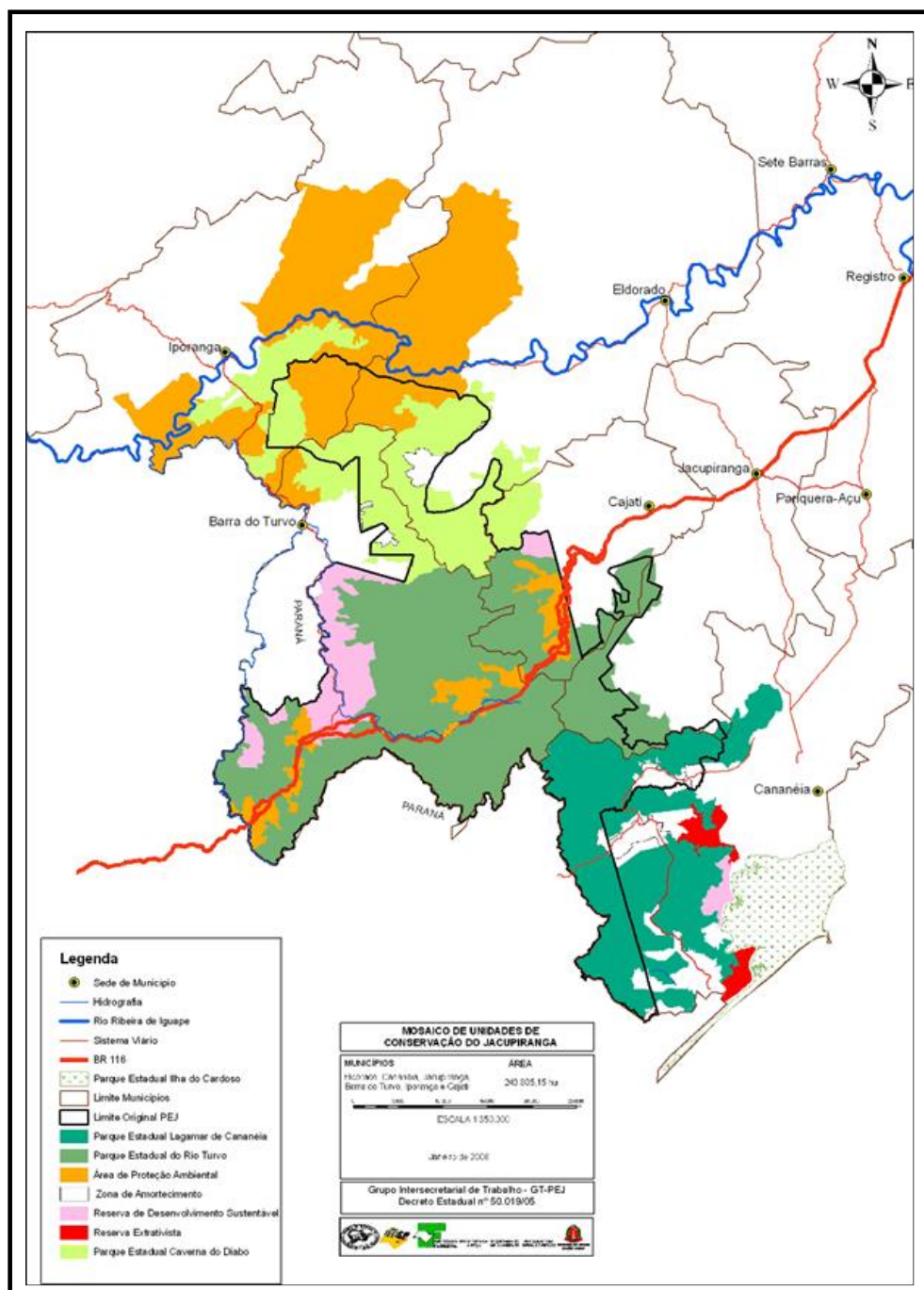


Figura 5. Localização dos municípios e categorias de UCs que compõem o MOJAC. Fonte: Instituto Florestal (2008).

O Mosaico de Áreas Protegidas Marinhas do Litoral de São Paulo, inclui as APAs Marinhas dos Litorais Norte, Centro e Sul. A APA Marinha do Litoral Sul (APAMLS), criada em 2008, possui atualmente área de 368.742,53 ha. Inseridas na APAMLS estão o PE da Ilha do Cardoso e as Estações Ecológicas Tupinambás e Tupiniquins (Figura 6). Do processo de criação da APAMLS surgiu a Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) dos Guarás, a qual é formada por manguezais e possui 455,27 ha. A ARIE é em geral de pequena extensão, com pouca ou nenhuma ocupação humana, com características naturais extraordinárias e que abriga exemplares raros da biota regional, tendo como objetivo manter os ecossistemas naturais de importância regional ou local, e regular o uso admissível dessas áreas, de modo a compatibilizá-lo com os objetivos de conservação da natureza (SIMA, 2020).

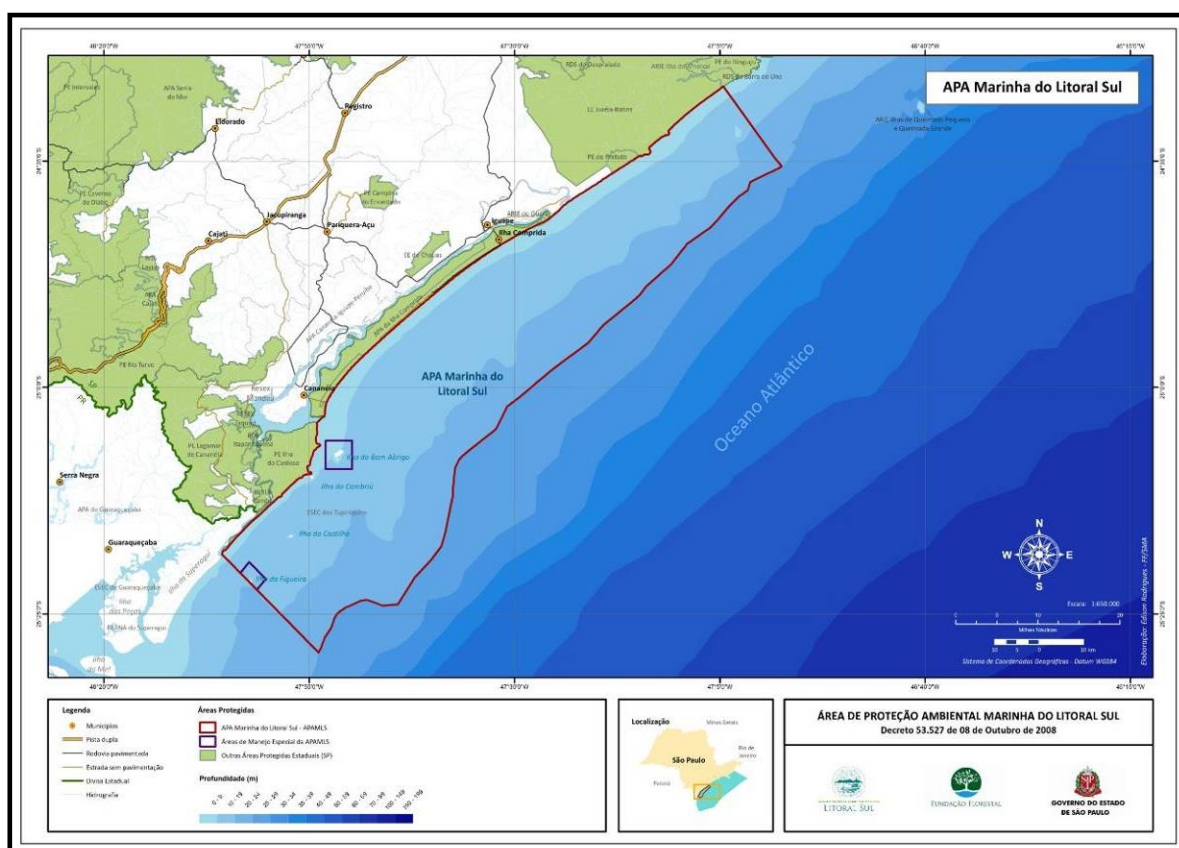


Figura 6. Localização geográfica da APA Marinha Litoral Sul e outras UCs adjacentes. Fonte: Fundação Florestal (2008).

O Mosaico Juréia-Itatins possui mais de 110 mil hectares, e é composto por quatro Unidades de Conservação (UCs) de Proteção Integral (Estação Ecológica Juréia-Itatins - EEJI, Parque Estadual Itinguçu - PEIT, Parque Estadual do Prelado - PEP e Refúgio de Vida Silvestre nas ilhas do Abrigo e Guararitama), e duas Unidades de Conservação de

Uso Sustentável (Reservas de Desenvolvimento Sustentável da Barra do Una - RDSBU e do Despraiado - RDSD). A maior parte deste mosaico localiza-se no Litoral Sul e Vale do Ribeira, nos municípios de Iguape, Itariri, Miracatu e Peruíbe, mas estende-se até a Região Metropolitana da Baixada Santista (Figura 7) (SIMA, 2020).

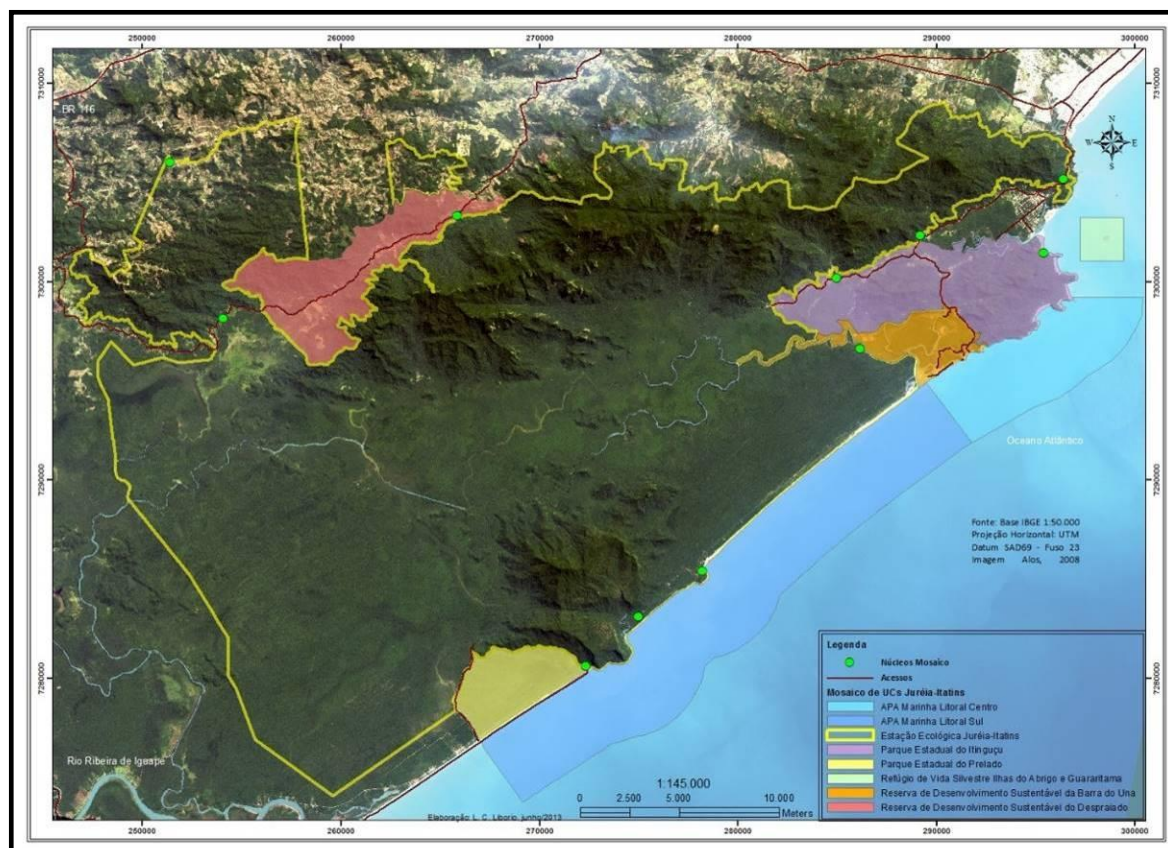


Figura 7. Mosaico Juréia-Itatins e UCs que o compõem. Fonte: São Paulo (2013).

Todos esses mosaicos, os quais abrigam diversas UCs, compõem importante corredor ecológico na região sudoeste do Estado de São Paulo (Figura 8). A grande diversidade de paisagens e ambientes presentes na região, inclusive cavernícolas, fornecem inúmeros serviços ecossistêmicos de produção, de regulação e culturais, proporcionando qualidade de vida para diversas populações humanas. Entre os muitos benefícios que o Vale do Ribeira e Litoral Sul de São Paulo têm fornecido ao longo dos anos à população estão a disponibilidade de água, regulação do clima, armazenamento e estoque de carbono da atmosfera, habitats para espécies da fauna e flora, manutenção de encostas e redução de enchentes, disponibilidade de paisagens de grande beleza cênica para atividades de contato com a natureza, além de possibilidades de emprego e renda (RBMA, 2020).

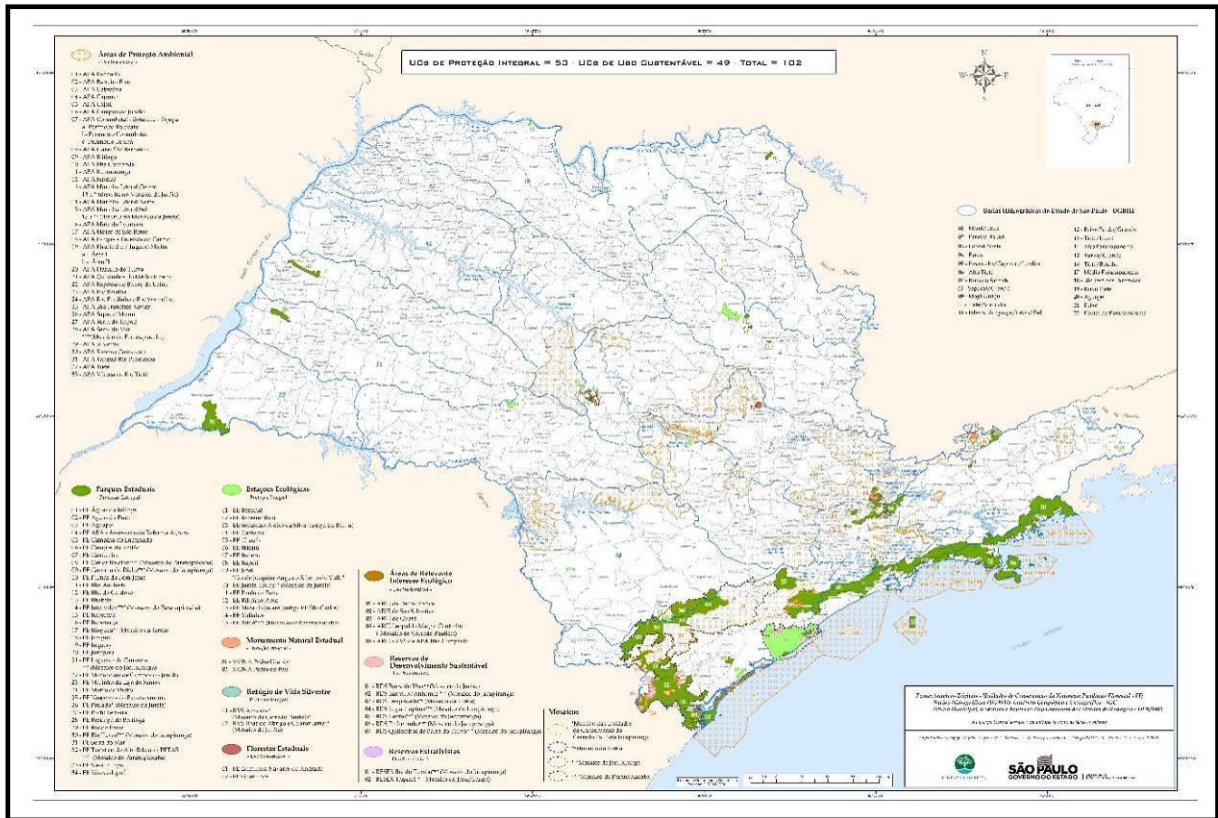


Figura 8. Unidades de Conservação estaduais sob gestão da Fundação Florestal. Fonte: Fundação Florestal (2009).

Referências

Carneiro, R.R.S. 2005. *A pesca da manjuba (Anchoviella lepidentostole) e o canal do Valo Grande: Uma relação de (des)continuidades em Iguape – SP*. Dissertação de Mestrado. USP, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, São Paulo. 156p.

Cunha-Lignon, M.; Almeida, R.; Lima, N.G.B.; Galvani, E.; Menghini, R.P.; Coelho-Jr., C. & Schaeffer-Novelli, Y., 2015. Monitoramento de Manguezais: abordagem integrada frente às alterações ambientais. *Anais do VIII CBUC - Trabalhos Técnicos 2015*, Curitiba, 1-17.

Diegues, A.C. 2007. *O Vale do Ribeira e Litoral de São Paulo: meio-ambiente, história e população*. Centro de Estudos e Pesquisas em Educação, Cultura e Ação Comunitária, SP, 41p.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2020. Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) das cidades. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/>>. Acesso em 24/06/2020.

ISA, 2013. *Inventário cultural de quilombos do Vale do Ribeira*. São Paulo: Instituto Socioambiental, 197p.

Mahiques, M.M.; Burone, L.; Figueira, R.C.L.; Lavenère-Wanderley, A.A.O.; Capellari, B.; Rogachski, C.E.; Barroso, C.P.; Santos, L.A.S.; Codero, L.M. & Cussioli, M.C. 2009.

- Anthropogenic influences in a lagoonal environment: a multiproxy approach at the Valo Grande Mouth, Cananéia-Iguape System (SE Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*, 57(4): 325-337.
- Mahiques, M.M.; Figueira, R.C.L.; Salaroli, A.B.; Alves, D.P.V. & Gonçalves, C. 2013. 150 years of anthropogenic metal input in a Biosphere Reserve: the case study of the Cananéia-Iguape Coastal System, Southeastern Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 68: 1073–1087.
- Magalhães, N.W. 2003. *Descubra o Lagamar*. Terragraph Artes e Informática. São Paulo, SP, 176 p.
- MEA, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment, Island Press, Washington, DC., 155p.
- Mendonça, J.T. & Sobrinho, R.P. 2013. Management of fishing of the broadband anchovy (*Anchoviella lepidentostole*) (Fowler, 1911), in south São Paulo State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 73(4): 691-697.
- MMA, 2006. *Portaria Nº 150*, de 8 de maio de 2006. Diário Oficial da União.
- Prado, H.M.; Schlindwein, M.N.; Murrieta, R.S.S.; Nascimento, D.R.Jr.; Souza, E.P.; Cunha-Lignon, M.; Mahiques, M.M.; Giannini, P.C.F. & Contente, R.F. 2019. O canal do Valo Grande no complexo estuarino Cananéia-Iguape (SP, Brasil): História ambiental, ecologia e perspectivas futuras. *Ambiente & Sociedade*, 22: e01822.
- Queiroz, R.C. 1992. *Atores e Reatores na Juréia: idéias e práticas do ecologismo*. Dissertação de Mestrado. Unicamp, Departamento de Antropologia. Campinas. 229p.
- Ramsar, 2017. Environmental Protection Area of Cananéia-Iguape-Peruíbe. Ramsar Site Information Services. <<https://rsis.ramsar.org/rsis/2310>>.
- RMBA, 2020. Reserva Biológica da Mata Atlântica. <<http://rbma.org.br/n/a-mata-atlantica/>> Acesso em 23/06/2020.
- São Paulo, 2012a. *Meio Ambiente Paulista: Relatório de Qualidade Ambiental 2012*. Secretaria do Meio Ambiente / Coordenadoria de Planejamento Ambiental. São Paulo: SMA/CPLA, 252p.
- São Paulo, 2012b. *Zona Costeira Paulista: relatório de qualidade ambiental 2012*. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, Coordenadoria de Planejamento Ambiental, 148p.
- São Paulo, 2013. Lei nº 14.982, de 08 de abril de 2013. Altera os limites da Estação Ecológica de Juréia-Itatins. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo.
- São Paulo, 2016. Lei nº 16.337, de 14 de dezembro de 2016. Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos e dá providências correlatas. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo.
- SEAD, 2018. *Caderno Territorial 100: Vale do Ribeira*. Secretaria Especial Familiar de Desenvolvimento Agrário. Ministério de Desenvolvimento Agrário, 9p.

SIMA, 2020. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, Fundação Florestal, Unidades de Conservação.
<<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/unidades-de-conservacao/>> Acesso em 12 de junho de 2020.

Valentin, A. 2006. *Uma civilização do arroz: agricultura, comercio e subsistência no Vale do Ribeira (1800-1880)*. Tese de Doutorado. USP, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas. São Paulo. 400p.



Foto: Marília Cunha-Lignon

Ecosistema Manguezal, seus Recursos Naturais e Pesca

Marília Cunha Lignon ¹

Jocemar Tomasino Mendonça ²

Resumo

Os manguezais estão entre os ecossistemas mais produtivos do planeta, ao fornecer bens e serviços ecossistêmicos à sociedade. O Brasil é o segundo país no mundo em área de manguezais. A pesca no Brasil é principalmente artesanal e costeira, que depende direta ou indiretamente dos serviços ecossistêmicos dos manguezais. O Litoral Sul de São Paulo, localizado no Sudeste do Brasil, consiste em um complexo único de canais lagunares, onde ocorre a maior área de manguezal do estado. O presente capítulo apresenta informações sobre os serviços ecossistêmicos prestados pelos manguezais, o estado de conservação e a pesca estuarina neste importante ambiente. Entre os produtos pesqueiros com maior dependência das áreas de manguezal e mais abundantes são: ostra, caranguejo-uçá, siri-azul, parati, iriko, camarão-estuarino e o robalo-peva. Os mesmos contribuem com 95% do volume desembarcado, sendo importantes recursos da pesca artesanal do Litoral Sul de São Paulo. Conclui-se neste capítulo que manguezais saudáveis (conservados) sustentam a diversidade cultural de comunidades tradicionais, uma vez que uma multiplicidade de artes de pesca tradicionais é usada para capturar diferentes espécies de recursos naturais que usam o ecossistema manguezal em algum momento de seu ciclo de vida.

¹ Universidade Estadual Paulista (UNESP), Câmpus de Registro, cunha.lignon@unesp.br

² Instituto de Pesca, APTA/SAA/SP, Núcleo de Pesquisa do Litoral Sul, jocemar.mendonca@gmail.com

Introdução: Manguezais no mundo e no Brasil

O manguezal é considerado um dos ecossistemas costeiros mais importantes do planeta, encontrado em regiões tropicais e subtropicais (Figura 1), principalmente, entre as latitudes 5°N e 5°S (Giri et al., 2011). São ecossistemas localizados entre a interface dinâmica da terra e do mar, e com isso possuem vegetação adaptada às variações diárias de salinidade (UNEP, 2014).

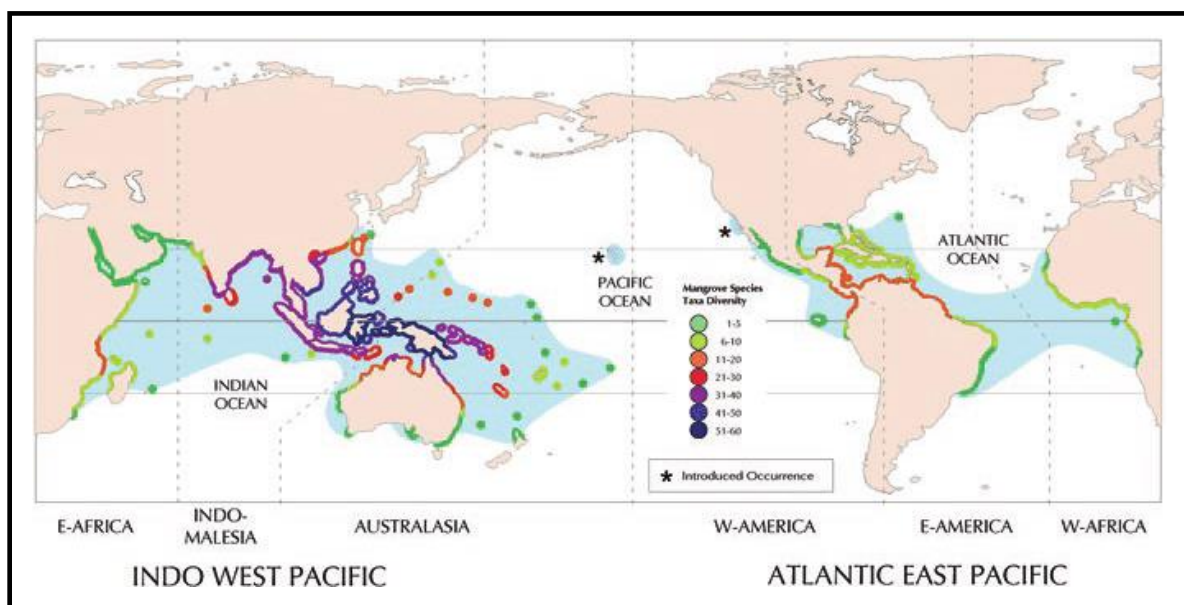


Figura 1. Distribuição do ecossistema manguezal no mundo, com destaque para a diversidade de espécies nas regiões Indo-Pacífico Oeste e no Atlântico Pacífico Leste. Fonte: UNEP (2014).

Aproximadamente 75% dos manguezais do mundo são encontrados em apenas 15 países e somente 7% estão localizados em Áreas Protegidas (Giri et al., 2011). As maiores extensões de manguezais são encontradas na Ásia (42%), seguida pela África (20%), América do Norte e Central (15%), Oceania (12%) e América do Sul (11%). O Brasil possui 1.225.444 ha, sendo o 2º país em área de manguezal do mundo (ICMBio, 2018).

No Brasil, os manguezais encontram ambientes propícios para se estabelecer e se desenvolver em todos os estados costeiros, com exceção do litoral do Rio Grande do Sul, pois nessas latitudes as condições climáticas necessárias ao seu desenvolvimento não são encontradas. Ao longo de mais de 7.000 km de costa brasileira, os manguezais se distribuem em estuários, baías, regiões lagunares ou reentrâncias (ICMBio, 2018) (Figura 2). Um total de 120 Unidades de Conservação possuem manguezais, abrangendo uma área de 12.114 km², o que representa 87% do ecossistema em todo o Brasil (ICMBio, 2018). Segundo a legislação brasileira (Lei Federal nº 12.651/2012, Art. 4º, inciso VII), manguezal é Área de Preservação Permanente (APP) em toda a sua extensão.



Figura 2. Distribuição dos manguezais no Brasil. Fonte: ICMBio (2018).

Em condições ambientais ideais, os mangues formam florestas produtivas, que têm sido utilizadas, há milhares de anos por populações costeiras, como um importante recurso econômico em diversas partes do mundo (Worm et al., 2006). O homem do sambaqui, que habitou as zonas costeiras coletando moluscos e peixes de áreas estuarinas e lagunares, consumia os recursos pesqueiros e acumulava seus resíduos em um mesmo local. Em função disso, deu-se o nome de sambaqui (acumulado de conchas). Os sambaquis são marcos paisagísticos, pois representam assentamentos estabelecidos em áreas de elevada produtividade, onde comunidades humanas captavam seus recursos naturais, próximas aos manguezais estuarinos-lagunares (Bandeira et al., 2016). Ab'Saber & Besnard (1953) fizeram registros e mapeamento de diversos sambaquis na região estuarino-lagunar de Cananéia (Litoral Sul de São Paulo). Esse trecho do litoral paulista apresenta inúmeros sambaquis em decorrência da presença de manguezais extremamente produtivos.

Apesar de seu grande valor, o ecossistema manguezal é um dos mais ameaçados do planeta (Valiela et al., 2001). Os manguezais estão sendo destruídos em taxas de três a cinco vezes maiores que as taxas médias de perda florestal, e mais de um quarto da cobertura de mangue original já desapareceu; impulsionado pela conversão da terra para a aquicultura e agricultura, ocupação costeira sem planejamento, poluição e sobre-exploração de seus recursos naturais. À medida que os manguezais se tornam menores e mais fragmentados, a importante prestação de bens e serviços ecossistêmicos está sendo

diminuída ou mesmo perdida. As consequências da degradação dos manguezais são particularmente severas para o bem-estar das comunidades costeiras nos países em desenvolvimento, especialmente onde as pessoas dependem diretamente de bens e serviços dos manguezais para sua subsistência diária (UNEP, 2014).

Ecosistema Manguezal e seus Serviços Ecossistêmicos

O ecossistema manguezal fornece inúmeros serviços ecossistêmicos ao ofertar importantes benefícios às populações humanas (Van Lavieren et al., 2013; UNEP, 2014) (Tabela 1 e Figura 3). Os manguezais proporcionam às comunidades humanas diversos benefícios, tais como o fornecimento de alimento (proveniente da pesca que sustenta vidas), a proteção da zona costeira contra eventos extremos, a retenção de sedimento e redução dos processos erosivos em áreas estuarinas, bem como, ser importante área para atividades recreativas (Figura 3). Além disso, a vegetação típica de mangue pode remover grandes quantidades de dióxido de carbono da atmosfera, ajudando a regular o clima no planeta. Manguezais acumulam carbono continuamente em sua biomassa vegetal e no sedimento, constituindo importantes reservatórios. Dessa forma, os manguezais ajudam a mitigar as mudanças do clima, ao sequestrar e armazenar quantidades significativas de carbono da atmosfera, conhecido como carbono azul costeiro (Donato et al., 2011).

No Brasil, entre as principais atividades econômicas das comunidades tradicionais costeiras estão as atividades de pesca em manguezais e áreas adjacentes. Todas essas atividades apresentam alto potencial de geração de renda em bases sustentáveis. Embora os dados de pesca em manguezais sejam limitados, estima-se que, em alguns estados brasileiros, a contribuição desses ecossistemas atinja quase 50% da produção total da pesca artesanal (ICMBio, 2018).

Tabela 1. Serviços Ecossistêmicos dos Manguezais. Adaptado de Van Lavieren et al. (2013).

Serviços Ecossistêmicos dos Manguezais							
Provisão		Regulação		Suporte		Cultural	
Bens e Produtos		Processos Naturais		Processos Naturais que mantêm outros Serviços Ecossistêmicos		Benefícios Não Materiais	
Serviço	Exemplo	Serviço	Exemplo	Serviço	Exemplo	Serviço	Exemplo
Recursos florestais	Madeira, tanino, resina, fibras	Estoque de carbono (carbono azul)	Altas taxas de sequestro de carbono	Ciclagem de nutrientes	Manutenção do fluxo de nutrientes	Estético	Beleza cênica e paisagem
Fornecimento de alimento	Recursos pesqueiros: peixes, crustáceos, moluscos, equinodermos	Proteção da zona costeira	Regulação do clima, proteção contra erosão do solo, retenção de sedimento, proteção contra eventos extremos (tsunamis, furacões, tormentas)	Produção primária	Matéria orgânica e oxigênio produzidos pela fotossíntese	Educacional	Pesquisa, capacitação, educação ambiental, estudo do meio
Recursos genéticos	Espécies selvagens, biotecnologia derivada de produtos do manguezal	Regulação da água	Regulação do fluxo hídrico, purificação da água	Manutenção e promoção da diversidade biológica	Polinização	Recreação	Ecoturismo, caiaque, passarela em manguezal, pesca esportiva/amadora, observação de aves
Produtos medicinais	Plantas medicinais	Biofiltragem	Depuração biológica de poluentes	Habitat	Berçário de espécies marinhas e dulcícolas	Identidade espiritual e religiosa	Manifestações religiosas

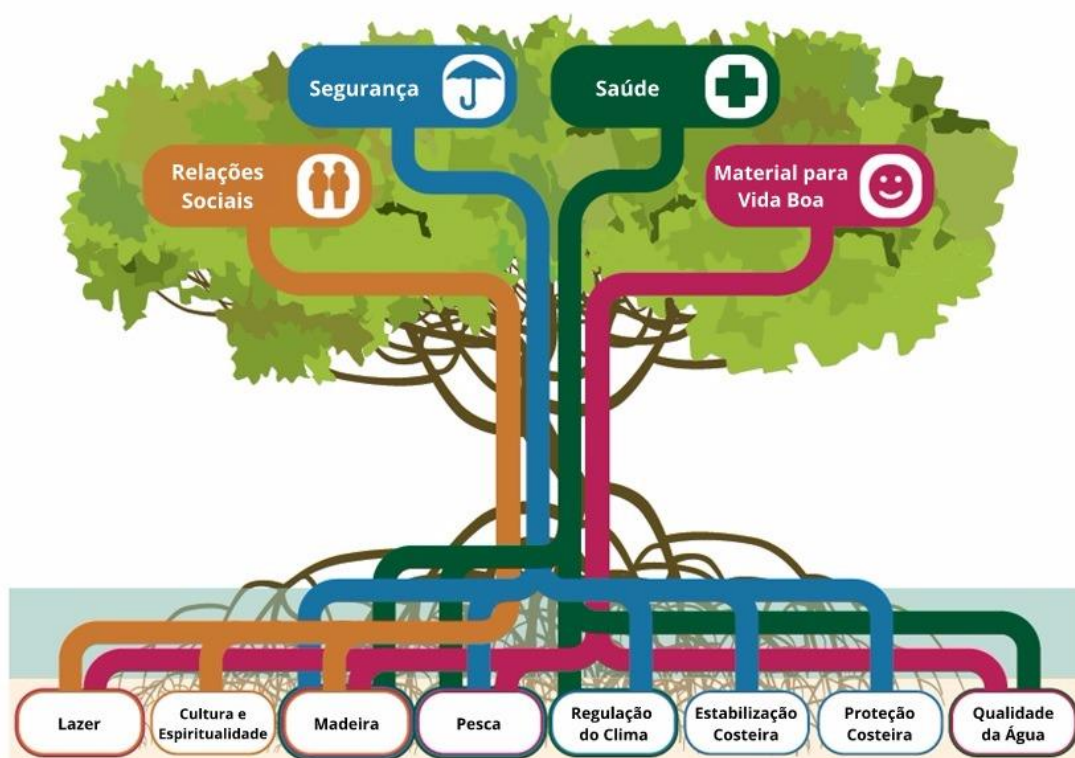


Figura 3. Serviços ecossistêmicos prestados pelos manguezais para proporcionar bem-estar humano. Fonte: Adaptado de UNEP (2014).

Manguezais do Litoral Sul de São Paulo

O Litoral Sul de São Paulo abriga as áreas mais extensas e conservadas de manguezal do Estado de São Paulo (Cunha-Lignon et al., 2009). A partir de imagens do satélite *Landsat-TM* de 2010, foram identificadas 15.193 ha de área de manguezal para esse trecho do litoral. Recentemente, mapeamento desse ecossistema com imagens do satélite de *Sentinel-2* de 2019, indicaram 11.943,24 ha (Cunha-Lignon, 2020) (Figura 4). A diferença de área deve-se ao maior detalhamento do satélite *Sentinel*, de alta resolução, além da diferença de nove anos entre as imagens e de possíveis alterações ambientais (Cunha-Lignon, 2020).

Os manguezais desse trecho do litoral estão inseridos em áreas reconhecidas internacionalmente pela UNESCO e pela Convenção Internacional das Zonas Úmidas, as quais definiram o 'Patrimônio Mundial Natural Reservas da Mata Atlântica do Sudeste' e o 'Sítio Ramsar Área de Proteção Ambiental Cananéia-Iguape-Peruíbe', respectivamente. Mais informações, consultar capítulo 'Contextualização Ambiental do Vale do Ribeira e Litoral Sul' desse e-book.

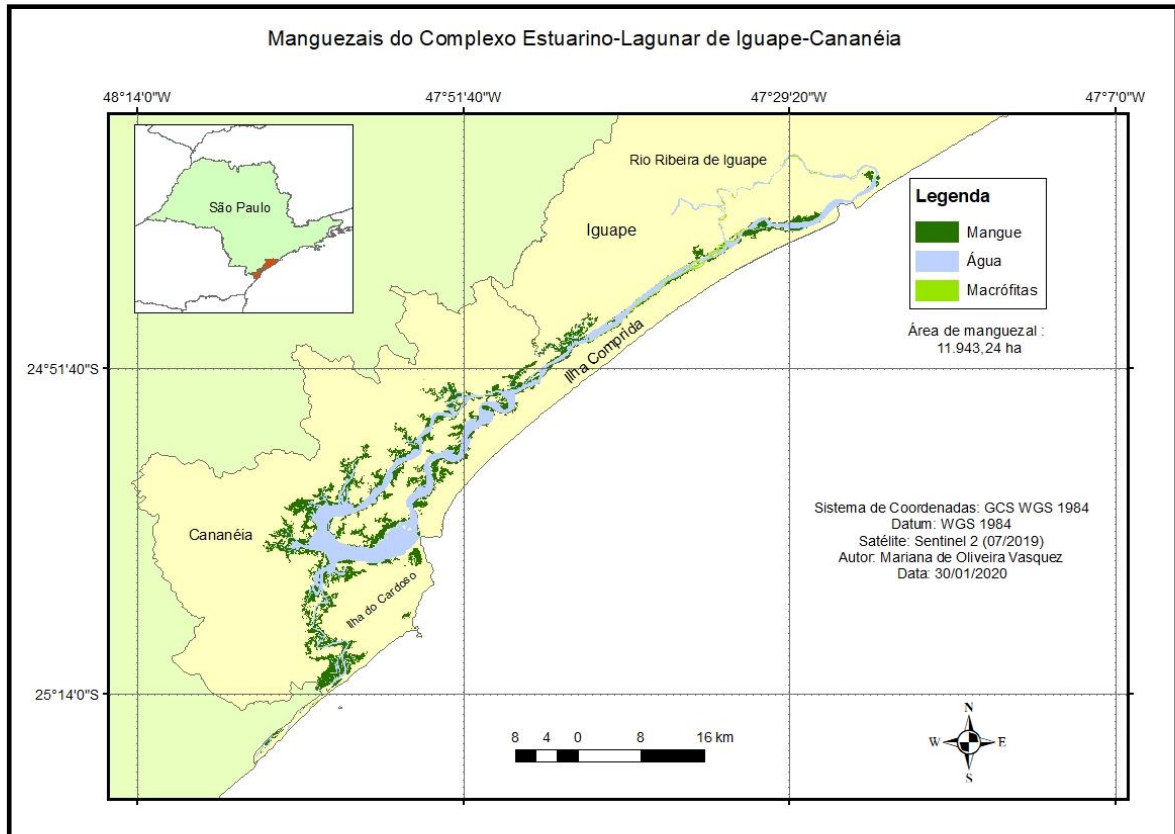


Figura 4. Distribuição dos manguezais no Litoral Sul de São Paulo. Fonte: Cunha-Lignon (2020).

No Litoral Sul de São Paulo, ocorrem as seguintes espécies vegetais típicas de mangue: mangue vermelho *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae), mangue branco *Laguncularia racemosa* (Combretaceae), e mangue preto (ou também denominado de mangue amarelo) *Avicennia schaueriana* (Acanthaceae) (Tabela 2). Nesse trecho do litoral de São Paulo, são encontradas outras espécies vegetais associadas aos manguezais, tais como o mangue de botão *Conocarpus erectus* (Combretaceae), a samambaia do mangue *Acrostichum aureum* (Pteridaceae) e o capim-marinho *Spartina alterniflora* (Poaceae) (Tabela 3) (Schaeffer-Novelli et al., 1990).

Tabela 2. Características das espécies vegetais de mangue que ocorrem no Litoral Sul de São Paulo. Fotos: Marília Cunha Lignon.











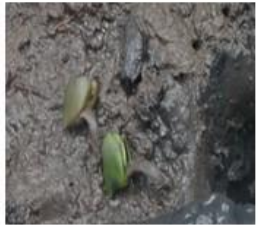




Nome específico	Nome vulgar	Folhas	Raízes	Propágulos	Plântulas
<i>Rhizophora mangle</i>	Mangue vermelho				
<i>Laguncularia racemosa</i>	Mangue branco				
<i>Avicennia schaueriana</i>	Mangue preto ou amarelo				

Tabela 3. Espécies associadas aos manguezais. Fotos: Marília Cunha Lignon.

Nome específico	Nome vulgar	Imagem
<i>Conocarpus erectus</i>	Mangue de botão	
<i>Acrostichum aureum</i>	Samambaia do mangue	
<i>Spartina alterniflora</i>	Capim-marinho	

A dominância das espécies vegetais de mangue em diferentes manguezais do Litoral Sul de São Paulo é resposta a fatores ambientais distintos, tais como energia das correntes de maré ou de rios, granulometria do sedimento (silte-argila a areia), presença de micro canais, topografia, frequência de inundação pelas marés, salinidade, entre outros. Alguns padrões de zonação podem ser observados nesse trecho da costa paulista. Os manguezais localizados às margens do estuário e de rios (também conhecidas como áreas de franja dos manguezais) são dominados pelo mangue vermelho (*R. mangle*) com alto desenvolvimento estrutural (alturas em torno de 10 a 15 m e diâmetros dos troncos variando entre 2,5 cm e 10 cm, mas podendo ser encontradas árvores com diâmetros acima de 10 cm). O mangue preto (*A. schaueriana*) com alto desenvolvimento estrutural também pode ser observado nas franjas, em geral em áreas onde há processo erosivo intenso. Nas áreas de deposição de sedimento com baixa energia das marés, observa-se dominância do mangue branco (*L. racemosa*) com baixo desenvolvimento estrutural (altura das árvores em torno de 2 m e diâmetro do tronco menores do que 2,5 cm). Em áreas mais internas aos manguezais, onde há menor frequência de inundação pelas marés, pode-se encontrar dominância de mangue branco com pequeno desenvolvimento estrutural (em geral, em sedimento arenoso) ou mangue preto (*A. schaueriana*), essa última espécie com alto desenvolvimento estrutural em sedimento argiloso (Cunha-Lignon et al., 2011). Diversos fatores ambientais podem influenciar

na diversidade estrutural das espécies vegetais de mangue (Cunha-Lignon et al., 2011). Dessa forma, outros padrões de zonação também podem ocorrer nos manguezais da região.

Em relação ao estado de conservação dos bosques de mangue, na região de Cananéia (trecho sul do sistema costeiro) predominam bosques conservados (saudáveis), o que pode ser observado na dominância de árvores vivas (cerca de 80%) das espécies de mangue vermelho *R. mangle*, branco *L. racemosa* e preto *A. schauerina*. Por outro lado, na região de Iguape (trecho norte do sistema costeiro), verificou-se alta dominância de árvores mortas (acima de 60%) de mangue branco *L. racemosa* (Cunha-Lignon et al., 2015).

Os manguezais do trecho norte do estuário têm sido submetidos a sérios impactos ao longo dos anos. Conforme apresentado no capítulo de 'Contextualização Ambiental do Vale do Ribeira e Litoral Sul' deste e-book, o canal artificial Valo Grande tem carreado grande volume de água doce e de sedimento do rio Ribeira de Iguape para o trecho estuarino próximo à Iguape, provocando diversas alterações ambientais (Mahiques et al., 2009; 2013; Prado et al., 2019). As áreas de manguezal têm sofrido redução, pois a medida que as árvores morrem, o ambiente vai sendo aos poucos colonizado por espécies de macrófitas aquáticas, o que impede a regeneração natural das espécies típicas de mangue nestas áreas já alteradas, ocorrendo desta forma, uma substituição do ecossistema manguezal por bancos de macrófitas aquáticas (Cunha-Lignon et al., 2015). A ocorrência destes bancos de macrófitas ao redor e dentro de bosques de mangue, sobretudo próximo ao Valo Grande, são consequência dessas alterações ambientais, em função da redução da salinidade. Os manguezais nesse trecho do sistema costeiro não estão saudáveis. Na área estuarina próxima ao canal artificial, a salinidade do sedimento do manguezal (salinidade intersticial) varia entre 0 e 5 UPS. Enquanto nas áreas próximas à Cananéia, onde os manguezais estão saudáveis, a salinidade intersticial varia entre 24 e 35 UPS (Cunha-Lignon et al., 2015).

A pesca no Litoral Sul de São Paulo

A pesca na região sul de São Paulo é a base econômica dos municípios de Cananéia e Iguape e um importante componente em Ilha Comprida. Nesta região há uma significativa diversificação de aparelhos e métodos de pesca, que capturam uma grande variedade de peixes, crustáceos e moluscos (Machado & Mendonça, 2007). O Instituto de Pesca (APTA/SAA/SP) monitora a atividade pesqueira do Litoral Sul em Cananéia desde 1967 e, em Iguape, desde 1978 (Mendonça et al., 2003) e a partir de 1998 em Ilha Comprida (Mendonça et al., 2004). As informações apresentadas no presente capítulo fazem parte deste banco de dados.

A atividade artesanal domina nessa região, embora exista em Cananéia uma significativa parcela de desembarques de pesca industrial ou semi-industrial. No Litoral Sul, a pesca artesanal contribui anualmente com 50% a 61% de toda a produção pesqueira

desembarcada, envolvendo mais de 95% de todas as unidades produtivas (unidade que realiza o desembarque, podendo ser um pescador, mais de um pescador ou uma embarcação) que pescam na região.

No período de 2009 a 2018, a produção anual média no Litoral Sul foi de 4,6 mil toneladas, tendo como principais produtos pesqueiros a manjuba-de-Iguape (*Anchoviella lepidentostole*), a pescada-foguete (*Macrodon ancylodon*), o camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), a corvina (*Micropogonias furnieri*), o bagre-branco (*Genidens barbatus*), a tainha (*Mugil liza*) e os camarões (*Litopenaeus schmitti*, *Farfantepenaeus paulensis* e *F. brasiliensis*) genericamente denominados de camarão-estuarino. Todas essas espécies em conjunto representam 60% do volume desembarcado (Figura 5). Esse trecho do litoral de São Paulo apresenta próximo de 225 espécies que compõem os desembarques, sendo os peixes teleósteos predominantes, com a família Sciaenidae com maior número de espécies (19 espécies), seguido da Carangidae e Serranidae, todos com 11 espécies cada. Também, salienta-se a presença significativa de diversas espécies da família de Carcharhinidae nos desembarques da região.

Os aparelhos de pesca mais utilizados são as redes de emalhe para diversos peixes, o arrasto para camarões e o corrico (emalhe de deriva de superfície) para captura de manjuba-de-Iguape. Também contribui de forma significativa o extrativismo de ostra e caranguejo-uçá, a manjubeira (arrasto) para captura de manjuba-de-Iguape e o gerival para camarões no estuário.

O Litoral Sul de São Paulo apresenta 4.191 pescadores (Carneiro et al., 2019), que trabalham nas áreas marinha, estuarina e fluvial da região. A região possui 49 comunidades pesqueiras, sendo 22 em Cananéia, 21 em Iguape e seis em Ilha Comprida (Mendonça, 2015). As comunidades com maior número de pescadores no município de Cananéia são: Acaraú e Carijó; em Iguape se destacam: Barra da Ribeira, Rocio e Icapara; e em Ilha Comprida: Boqueirão Sul, Boqueirão Norte e Pedrinhas. Os pescadores, em geral apresentam um grande conhecimento sobre a atividade pesqueira regional, sendo que a pesca artesanal, apesar de não ser a única ou principal atividade econômica, ainda é praticada diariamente pela maioria dos pescadores e se caracteriza por peculiaridades da cultura caiçara, os valores, as tradições, os costumes e a percepção acerca do meio ambiente (Ramires et al., 2012).

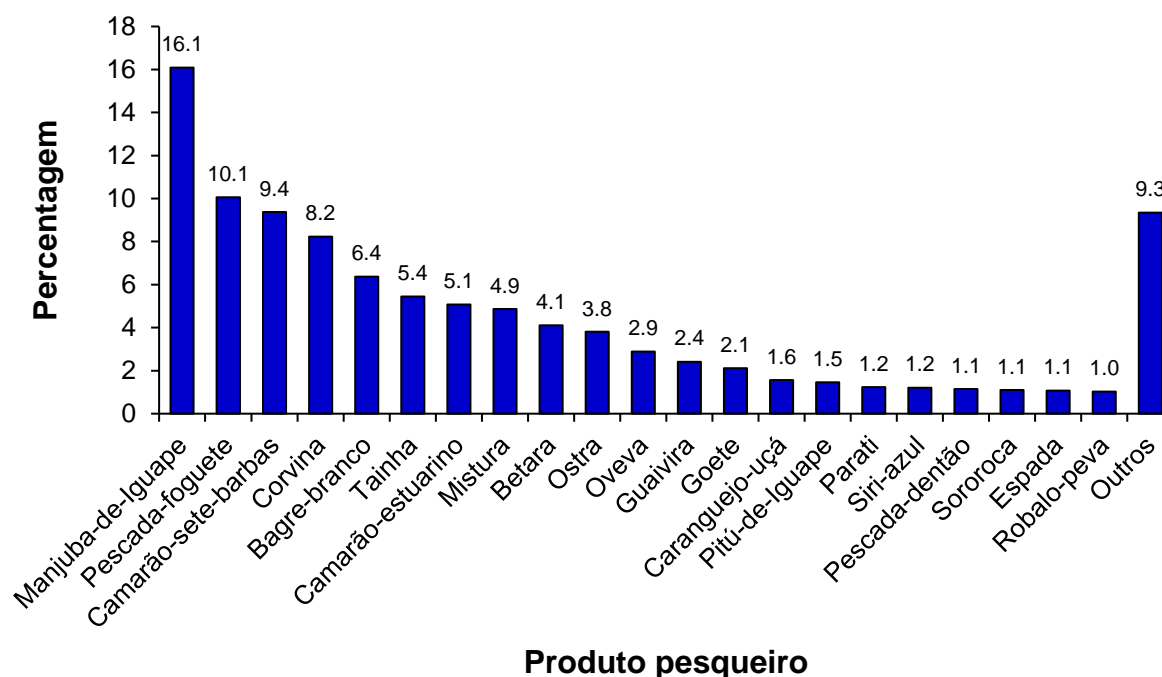


Figura 5. Principais produtos pesqueiros em porcentagem do volume total desembarcado no Litoral Sul, incluindo a pesca industrial e artesanal, no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

A pesca estuarina no Litoral Sul de São Paulo

A pesca estuarina contribui com cerca de 40% do volume desembarcado na região, sendo registradas 161 espécies, com aproximadamente 54 famílias, sendo os principais produtos a manjuba-de-Iguape (*A. lepidentostole*), o camarão-estuarino (*P. schmitti*, *P. paulensis* e *P. brasiliensis*), a tainha (*M. liza*), a ostra (*Crassostrea brasiliiana*) e o bagre-branco (*Genidens barbatus*) (Figura 6). Maciel (2001) destacou que há alta biodiversidade dentro do estuário, tendo registrado 132 espécies distribuídas em 50 famílias em seu estudo durante dois anos com redes de arrasto, sendo estes números relacionados com espécies alvo de pesca ou não.

O estuário é o principal ambiente de trabalho da pesca artesanal nesse trecho do litoral de São Paulo, onde 73% das unidades produtivas da região utilizam sobretudo o corrico (emalhe de deriva de superfície), as redes de emalhe nas diferentes modalidades, o extrativismo, a manjubeira e o cerco-fixo como os principais aparelhos ou métodos de pesca. No extrativismo do caranguejo-uçá, os métodos de coleta podem ser tanto no braceado (retirada manual do caranguejo da toca) ou com o uso de redinhas (armadilha que captura o caranguejo por enredamento, embora tenha seu uso proibido por lei). O método da redinha é utilizado o ano todo, enquanto a retirada manual é feita, principalmente, durante o período de andada (período reprodutivo de dezembro a fevereiro) (Jankowsky, 2007).

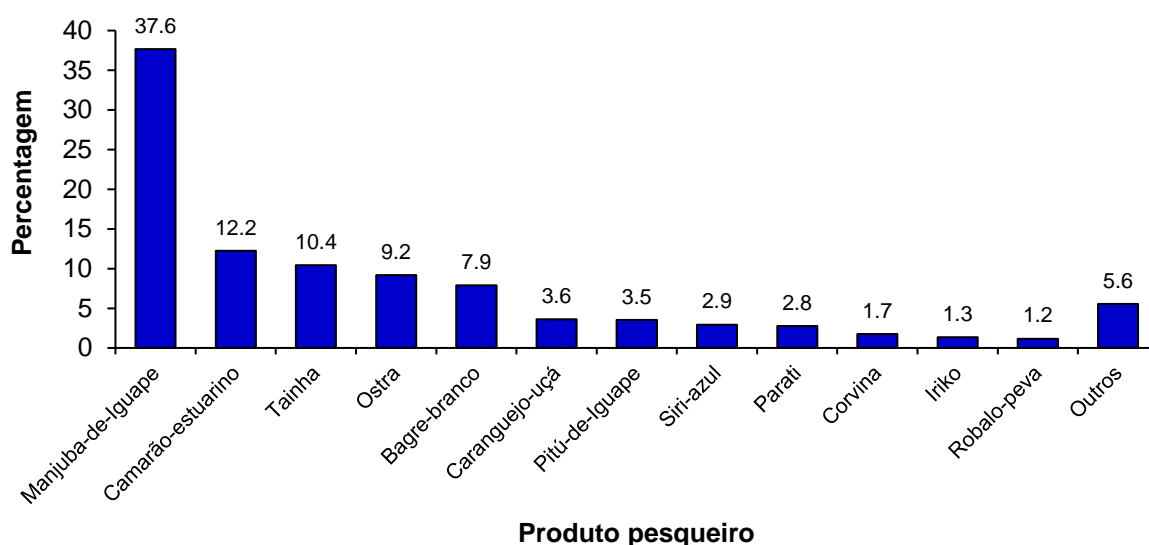


Figura 6. Principais produtos pesqueiros em porcentagem do volume total desembarcado no estuário do Litoral Sul, no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

Manguezal e Pesca no Litoral Sul de São Paulo

A baixa diversidade florística dos manguezais se contrapõe à riqueza da fauna, que encontra diferentes nichos de ocupação, para espécies permanentes ou visitantes de organismos terrestres (mamíferos, aves, insetos) como também, e em especial, para os organismos aquáticos, dentre os quais se destacam os peixes, crustáceos e moluscos (Jones, 1984; Hutchings & Saenger, 1987). Esse fato confirma os importantes serviços ecossistêmicos desempenhados pelos manguezais como abrigo, área de reprodução e berçário para diversas espécies.

Em análise das espécies capturadas pela pesca artesanal no estuário do Litoral Sul de São Paulo foram identificadas mais de 32 espécies que dependem dos manguezais para sobreviverem, sendo capturadas em diferentes formas.

Estas espécies são os moluscos bivalves: ostra (*Crassostrea brasiliiana*), mexilhão-do-mangue (*Mytella falcata* e *M. guyanensis*), almeja (*Phacoides pectinatus*) e berbigão (*Anomalocardia flexuosa*); os crustáceos: caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), siri-azul (*Callinectes sapidus*, *C. danae* e *C. ornatus*) e camarão-estuarino (*Litopenaeus schmitti*, *Farfantepenaeus paulensis*, *F. brasiliensis*); os peixes: parati (*Mugil curema*), iriko (*Anchoa marinii*, *A. tricolor* e *A. lyolepis*), robalo-peva (*Centropomus parallelus*), robalo-flecha (*C. undecimalis*), carapeba (*Diapterus* spp.), linguado (*Paralichthys orbignyanus*), bagre-amarelo (*Cathorops spixii*), miraguaia (*Pogonias cromis*), caranha (*Lutjanus griseus*), saguá (*Genyatremus luteus*), baiacu (*Lagocephalus laevigatus*), carapau (*Caranx crysos*), caraputanga (*Lutjanus* spp.), saguarú (*Cyphocharax santacatarinae*), sargo (*Archosargus probatocephalus* e *Anisotremus surinamensis*), caratinga (*Eugerres brasilianus*) e salema

(*Anisotremus virginicus*). Destes produtos pesqueiros os mais abundantes são: ostra, caranguejo-uçá, siri-azul, parati, iriko, camarão-estuarino e robalo-peva que contribuem com 95% do volume desembarcado oriundo de área junto ao manguezal (Figura 7).

No Litoral Sul de São Paulo algumas espécies habitam as regiões de manguezal ou suas proximidades durante parte do seu ciclo de vida ou em total dependência. As áreas de manguezais propiciam ambientes adequados e imprescindíveis para o ciclo de vida de diversos organismos aquáticos importantes para a pesca, tanto artesanal quanto industrial.

Diversas categorias de pescados utilizam as áreas de manguezais, como por exemplo, a família dos mugilídeos, como tainha (*Mugil liza*) e parati (*Mugil curema*), que utilizam esse ecossistema para crescimento e recrutamento (Ditty & Shaw, 1996), sendo um dos mais importantes recursos pesqueiros da região sudeste e sul do Brasil (Albieri et al., 2010). Os robalos (*Centropomus parallelus* e *C. undecimalis*) também têm as áreas de manguezal, como locais de grande importância para desova, crescimento e alimentação (Santos, 2014; Chaves & Nogueira, 2018). O iriko (*Anchoa marinii*, *A. tricolor* e *A. lyoleps*) têm grande função ecológica, pois são alimentos para diversas espécies comercialmente importantes como os cianídeos, bacalhaus e cações (Cousseau & Perrota, 2013). O iriko, é um tipo de manjuba que forma cardumes grandes de muitos indivíduos proporcionando grande biomassa no ambiente, e são espécies que ocorrem praticamente todos os meses, sendo mais numerosos nos estuários, principalmente, os indivíduos juvenis (Spach et al., 2004; 2007).

Além dos peixes, alguns crustáceos e moluscos importantes comercialmente apresentam grande interação com as áreas de manguezais. O caranguejo-uçá (*U. cordatus*) utiliza os manguezais em todo seu ciclo de vida, quando fazem a desova, crescimento e reprodução, sendo considerado um dos componentes biológicos mais importantes desse ecossistema por seu papel na ciclagem de matéria orgânica (Christofolletti, 2005; Castilho-Westphal et al., 2008). Já os siris (*C. sapidus*, *C. danae* e *C. ornatus*) e os camarões (*L. schmitti*, *F. paulensis* e *F. brasiliensis*) são importantes na cadeia trófica de todo o ecossistema, sendo predadores responsáveis por manter a macrofauna bentônica dos fundos inconsolidados abaixo da capacidade de suporte do sistema estuarino (Bemvenuti, 1987), bem como participam na reciclagem de matéria orgânica, por serem em geral omnívoros (Albertoni et al., 2003). Dentre os moluscos, destaca-se a ostra nativa (*C. brasiliiana*) que tem praticamente todo seu ciclo de vida relacionado com os manguezais, fixando-se nas raízes das árvores do mangue vermelho, onde fazem a reprodução e crescimento (Erse & Bernardes, 2008; Castilho-Westphal et al., 2012).

De acordo com os dados do monitoramento pesqueiro do Instituto de Pesca, a pesca estuarina além de contribuir com 40% do volume desembarcado, também envolve 68% dos pescadores ativos na região, que trabalham com uma ou mais espécies listadas acima.

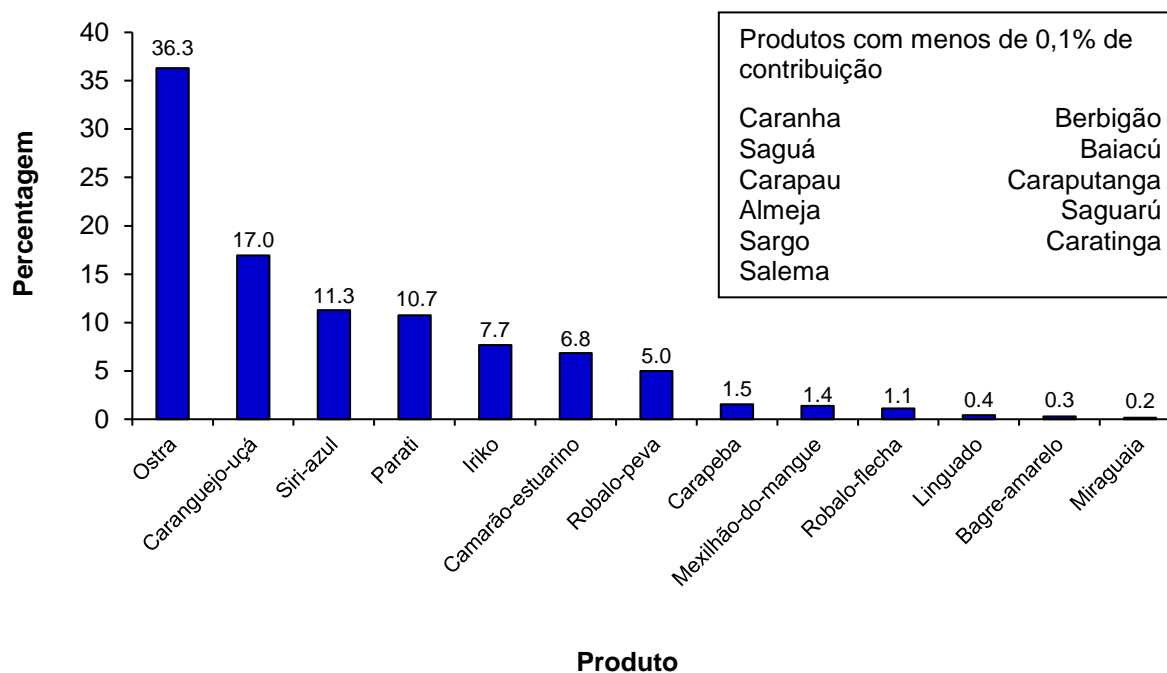


Figura 7. Principais produtos pesqueiros desembarcados relacionados diretamente às áreas de manguezais no Litoral Sul no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

Buscando elucidar melhor a caracterização da pesca de recursos relacionados diretamente às áreas de manguezais no Litoral Sul de São Paulo, será apresentado a seguir a caracterização das espécies mais importantes.

Ostra do mangue nativa: *Crassostrea brasiliiana*

Estreitamente ligada aos manguezais na maior parte do seu ciclo de vida, a ostra é um produto pesqueiro muito importante na região sul de São Paulo. Sua ocorrência praticamente se limita ao município de Cananéia, com pouquíssimos registros em Ilha Comprida e quase nenhum no município de Iguape. A maior parte da produção de ostras de Cananéia, que abastece o mercado consumidor, é extraída de bancos naturais nos bosques de mangue (Pereira et al., 2001). A ostra é explorada comercialmente no estuário de Cananéia desde a década de 1940, inicialmente para a subsistência e, comercialmente, após a década de 1950 (Machado et al., 2013). A partir da década de 1970 passou a ter importância econômica como alternativa para os pescadores artesanais da região (Santos et al., 2009).

A extração de ostras dos manguezais tem diminuído na região, com declínio de 260 toneladas (em 2010) para pouco mais de 94,5 toneladas (em 2018) (Figura 8), ocorrendo em praticamente todos os meses do ano, com uma produção média de 17,6 toneladas ($\pm 0,7$ t), exceto no período de defeso da espécie, de 18 de dezembro a 18 de fevereiro (Portaria SUDEPE nº46, 11/12/1987), quando ocorrem apenas poucos desembarques de forma irregular (Figura 9).

Esta diminuição da produção ao longo dos anos foi acompanhada pelo decréscimo do número de extrativistas de ostras ao longo do tempo, que em 2010 tinham 133 pescadores e reduziu para 69 em 2018 (Figura 10), assim não se deve relacionar diretamente a diminuição dos bancos de ostras na região, pois os volumes de desembarques podem estar muito mais associados a diminuição do número de pescadores.

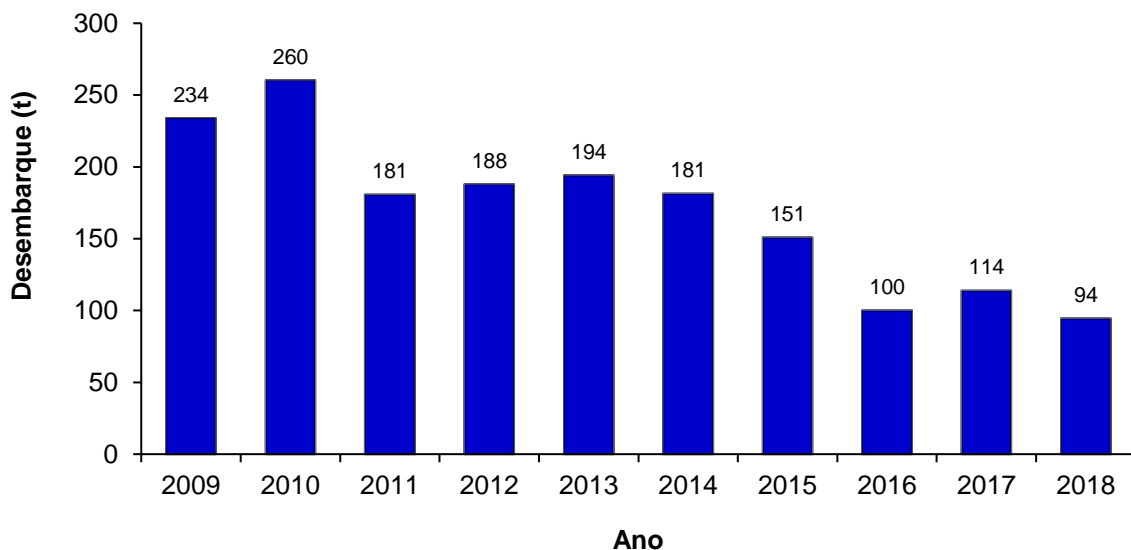


Figura 8. Produção anual de ostra desembarcada no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

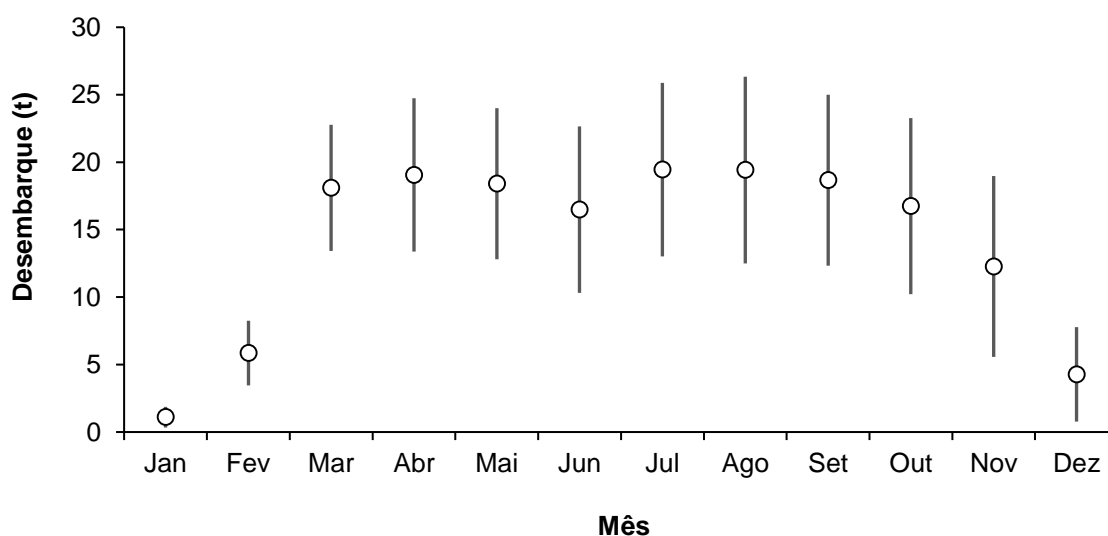


Figura 9. Produção média mensal de ostra desembarcada no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Barras indicam o desvio padrão. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

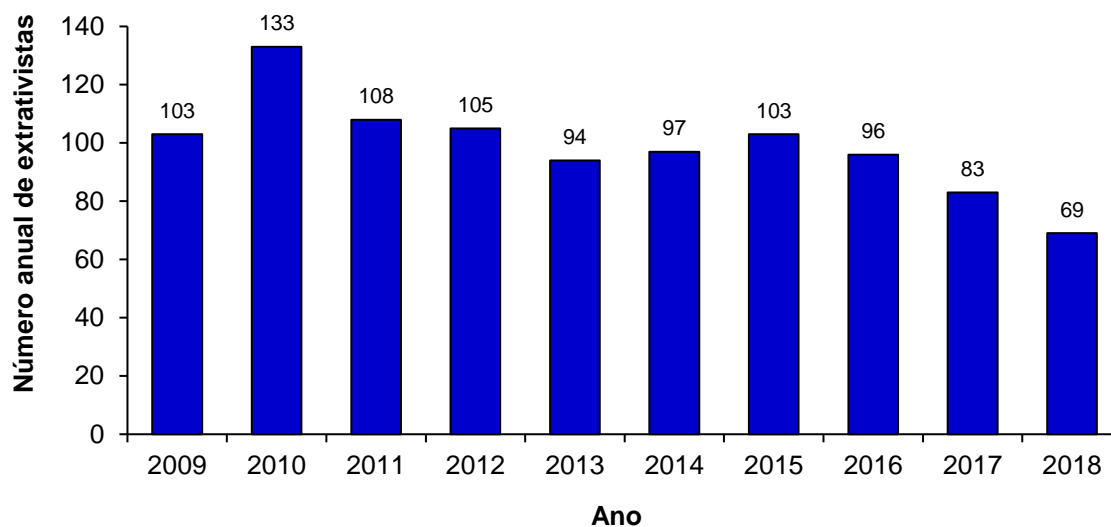


Figura 10. Número anual de extrativistas de ostras no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

Ostra exótica: *Saccostrea cucullata*

Embora não seja registrada nos desembarques comerciais de ostras no município de Cananéia, cabe salientar a ocorrência da ostra *Saccostrea cucullata*. Esta espécie é proveniente da região do Indo-Pacífico e foi registrada pela primeira vez em 2014, na costa sudeste do Brasil, na região de Bertioga (SP) (Galvão et al., 2017). Como foi observada perto do porto de Santos (SP), o maior porto comercial da América Latina, sugere-se que sua presença no país seja devido às atividades dos navios: água de lastro e incrustações dos cascos podem ser os principais vetores ligados a esta forma de introdução (Galvão et al., 2017).

Amaral et al. (2020) fizeram o registro dessa espécie nos seguintes estados: Rio de Janeiro (São Francisco de Itabapoana; Armação dos Búzios e Arraial do Cabo), São Paulo (Ilhabela, São Sebastião; Bertioga, Santos, Cananéia), Paraná (Paranaguá) e Santa Catarina (Florianópolis). De acordo com os autores, essa espécie ocorre em substratos naturais (manguezais, costões rochosos e cascalhos) e artificiais (embarcadouros).

Gil & Cunha-Lignon (2019) realizaram mapeamento dessas ostras exóticas no Litoral Sul de São Paulo, a partir de visitas a campo e entrevistas semiestruturadas com gestores de unidades de conservação, monitores ambientais, membros de comunidades tradicionais locais e guardas-parque da região. A distribuição de *S. cucullata* está concentrada no trecho sul do sistema costeiro, região de Cananéia (Figura 11), não sendo registrada no trecho norte (região de Iguape), provavelmente, em função da baixa salinidade e da maior concentração de sedimento em suspensão nesse trecho do estuário, pelo aporte do canal artificial Valo Grande, o que também limita a distribuição da ostra nativa.

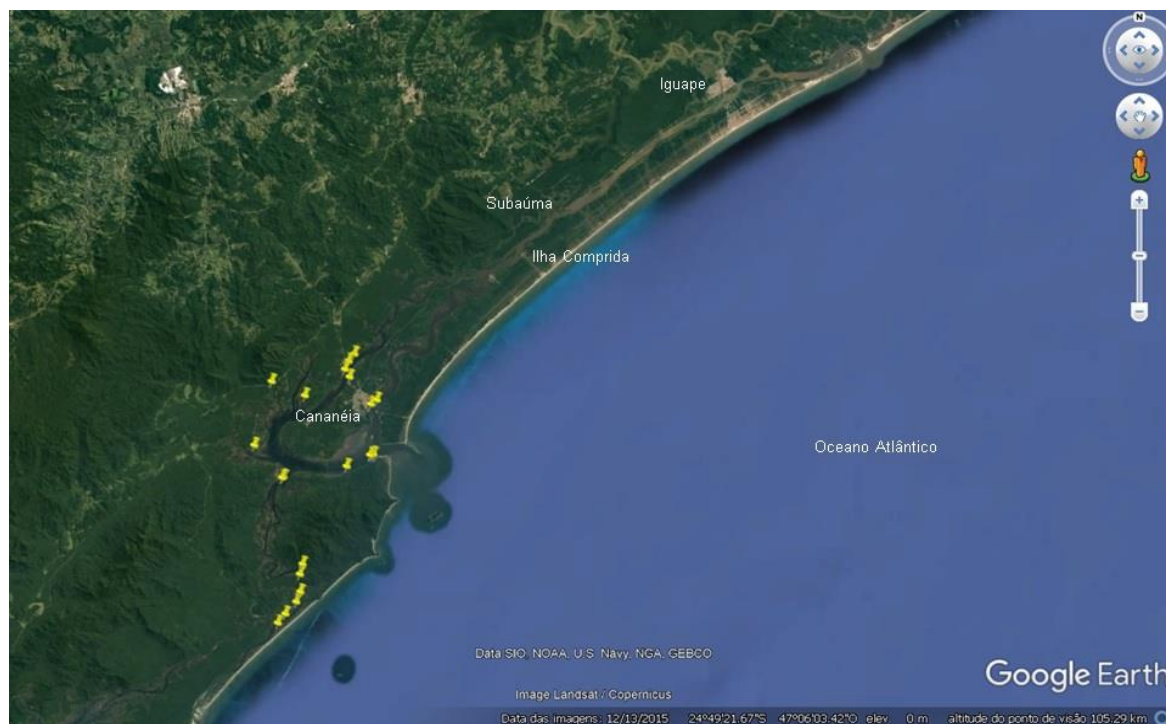


Figura 11. Distribuição da ostra exótica *Saccostrea cucullata* no Litoral Sul de São Paulo. Fonte: Gil & Cunha-Lignon (2019).

Essa ostra também está sendo encontrada em estruturas de engorda da ostra do mangue nativa *Crassostrea brasiliana* (Figura 12). Segundo os entrevistados, as primeiras ocorrências de *S. cucullata* na região de Cananéia datam do final do ano de 2017. Ainda não se sabe ao certo como esse bivalve exótico chegou na região. Alguns acreditam que por água de lastro, já que Cananéia se encontra próximo ao Porto de Paranaguá. Outros afirmam que pode ter sido transportado junto com ostras nativas vindas do Paraná (Gil & Cunha-Lignon, 2019), que também estão próximas do porto de Paranaguá.

Ainda não se conhece os impactos ambientais, sociais e econômicos que *S. cucullata* poderá causar no Litoral Sul de São Paulo. Estudos mais detalhados são necessários, de modo a auxiliar no conhecimento da biologia e subsidiar estratégias de manejo dessa espécie exótica. Medidas de controle e redução de *S. cucullata* devem ser urgentemente consideradas, em função do aumento de sua população em um curto espaço temporal (2017 – 2019), bem como por essa espécie exótica estar utilizando o mesmo substrato de fixação que a ostra nativa *C. brasiliana* e, *a priori*, de não apresentar interesse econômico.



Figura 12. Viveiro de engorda de ostras nativas *Crassostrea brasiliiana* com presença de ostra exótica *Saccostrea cucullata* (circulada), em Cananéia (SP). Foto: Marília Cunha-Lignon, 07/11/2019.

Caranguejo-uçá: *Ucides cordatus*

O caranguejo-uçá pode ser considerado uma espécie característica dos manguezais, com relevante função ecológica facilitando o funcionamento desse ecossistema. Com o hábito de escavar e limpar suas tocas, promove o revolvimento e aeração do substrato, trazendo à superfície a matéria orgânica dos estratos inferiores. Também é o principal macroconsumidor das folhas caídas das árvores de mangue (serapilheira), promovendo a fragmentação das mesmas, possibilitando o início da degradação e a disponibilização do material foliar morto às demais espécies da cadeia detritica (Rodrigues et al., 2000). Esta condição lhe atribui uma forte dependência das áreas de manguezais, bem como do estado de conservação deste ecossistema.

A extração de caranguejo-uçá nos manguezais do Litoral Sul de São Paulo ocorre nos três municípios, sendo que Cananéia e Iguape contribuem com a maior parte do volume desembarcado (99%). Na Ilha Comprida é capturado apenas no período de “andada do caranguejo” (época de reprodução de dezembro a fevereiro) (Jankowsky, 2007).

No período de 2009 a 2018, foi registrado um aumento paulatino nos desembarques, atingindo próximo de 97 toneladas, diminuindo apenas em 2018 para 69 toneladas (Figura 13). No ano de 2009, o volume desembarcado foi baixo devido a problemas de registros da captura no município de Iguape, que teve melhor cobertura a partir de 2010. A extração

mensal de caranguejo-uçá tende a ter maior produtividade no primeiro semestre quando atinge próximo de 10 toneladas por mês, em média, declinando no inverno para próximo de oito toneladas mensalmente até o período de defeso em outubro e novembro (Portaria Ibama nº 52, 30/09/2003) (Figura 14).

O número médio de extrativistas é próximo de 68 pessoas envolvidas anualmente, sendo que apenas em 2009 foram registrados mais de 100 pescadores que desembarcaram caranguejo-uçá, principalmente, no município de Cananéia. A partir de 2010 o número em todo o Litoral Sul de São Paulo ficou entre 52 a 83 pescadores ao ano (Figura 15).

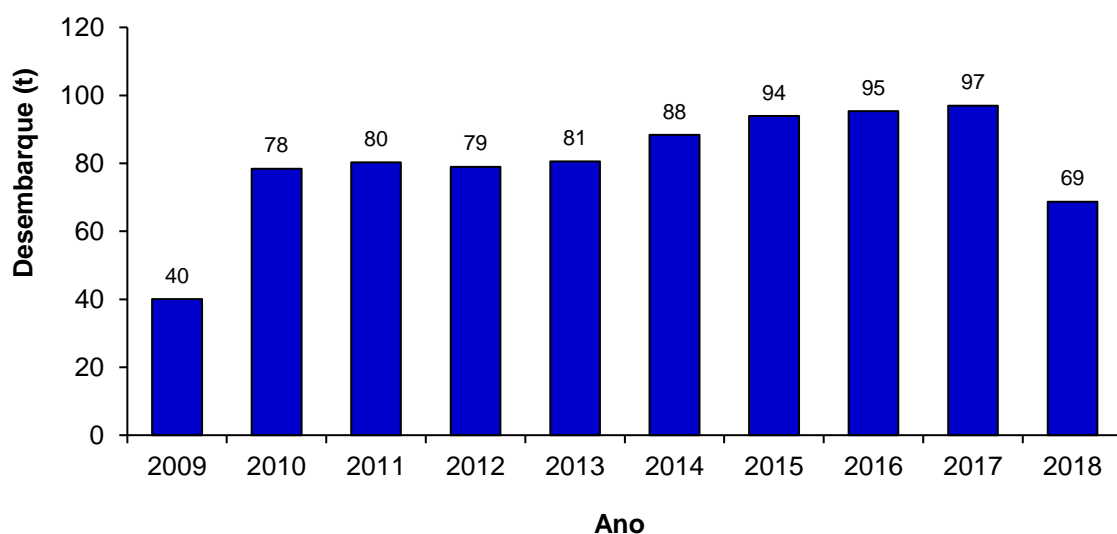


Figura 13. Produção anual de caranguejo-uçá desembarcada no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

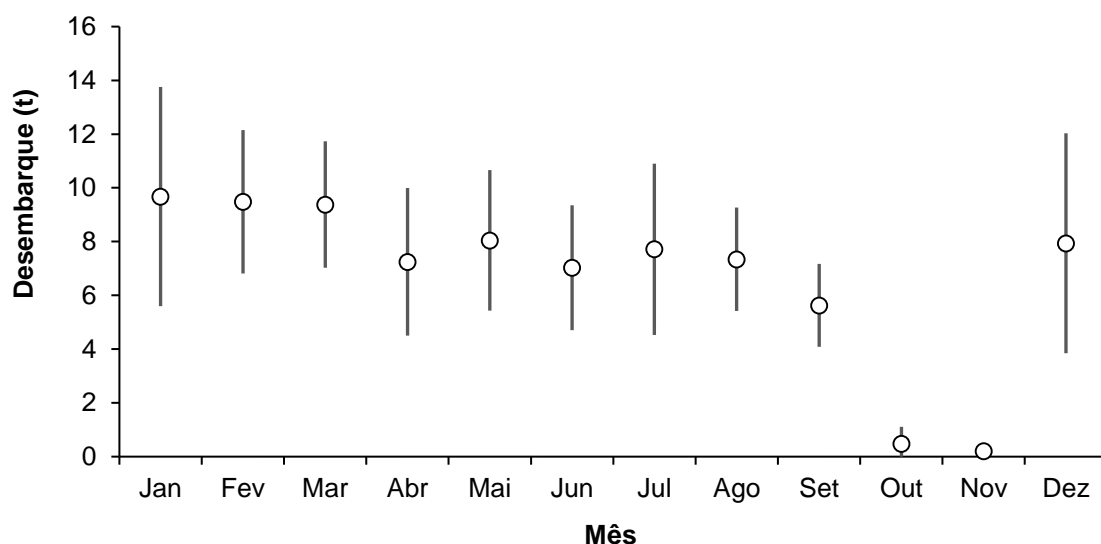


Figura 14. Produção média mensal de caranguejo-uçá desembarcada no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Barras indicam o desvio padrão. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

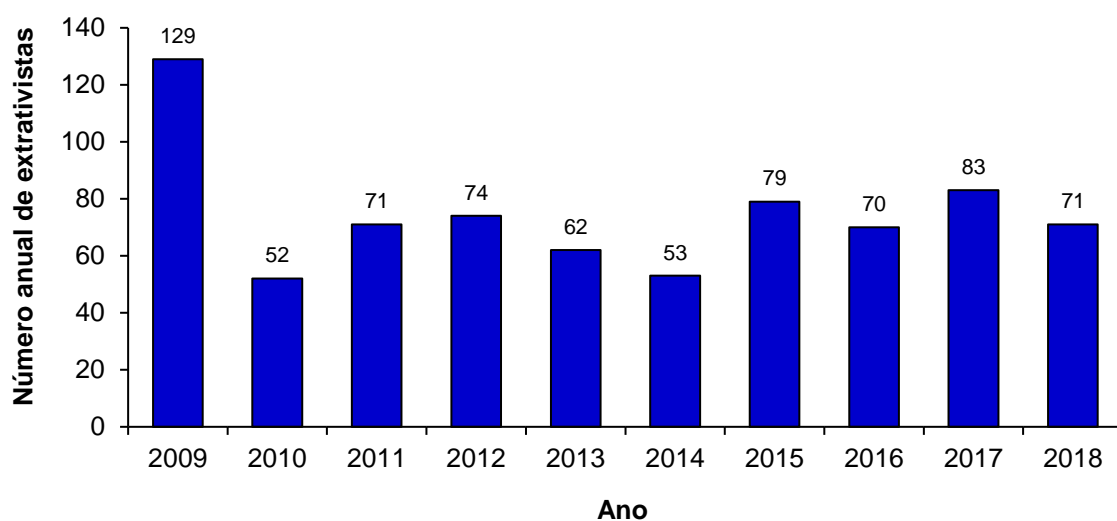


Figura 15. Número anual de extrativistas de caranguejo-uçá no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

Embora seja um produto bastante valorizado comercialmente, o número de extrativistas não tem sofrido grande oscilação nos últimos anos, mantendo-se próximo da média em todo o estuário da região (68 pessoas). Em 2014, o número de pescadores foi reduzido devido ao Decreto Estadual nº 60.133, de 2014, que colocou *U. cordatus* na lista de espécies ameaçadas. Sua extração foi proibida, sendo necessária a construção de um plano de gestão para possibilitar sua pesca em 2015 (Mendonça & Jankowsky, 2017; Harkot et al., 2017). Atualmente, a extração de caranguejo-uçá está liberada, visto que a espécie não está mais na lista de espécies ameaçadas no estado de São Paulo (Decreto Estadual nº 63.853, de 27 de novembro de 2018).

A extração do caranguejo-uçá nos manguezais do Litoral Sul é realizada de duas maneiras: no “braceado” quando o pescador utiliza apenas a forma manual de coletar o caranguejo das tocas, ou pelo uso da “redinha” (armadilha para caranguejo), sendo um tipo de armadilha colada nas bocas das tocas do caranguejo, fazendo com que o animal fique emaranhado quando saem das galerias (Jankowsky, 2007; Duarte et al., 2014; Mendonça & Jankowsky, 2017; Harkot et al., 2017). Este último método de extração é proibido por lei (Portaria IBAMA nº 52/2003), mas seu emprego é muito comum ao longo de todo o ano no Litoral Sul de São Paulo (Duarte et al., 2014; Mendonça & Jankowsky, 2017). O uso das redinhas é frequente visto que sua fiscalização é de difícil execução, e sua prática está no ato da captura, no manguezal, o que seria necessário uma atuação no próprio ambiente.

Até o momento, a extração do caranguejo-uçá mostra-se sustentável, visto que o número de pescadores tem estado constante (Mendonça & Jankowsky, 2017). No entanto, caso este número de extrativistas sofra aumento ou, ainda o número de “redinhas” seja maior

que o existente, assim elevando o esforço pesqueiro, o recurso poderá sofrer impactos. Outro fato importante é a manutenção da saúde dos manguezais, que deverá ser mantida, visto que o recurso é estritamente dependente destas áreas.

Siri-azul: *Callinectes sapidus* e *C. danae*

Os siris das espécies do gênero *Callinectes* são comumente encontrados em áreas costeiras de regiões tropicais e subtropicais, em substratos de lama e areia (Williams, 1974), muitas vezes relacionados a áreas estuarinas e junto a manguezais, especificamente na região de estudo (Mendonça et al., 2010).

Estudos apontam que o siri-azul tem uma grande relação com todo o estuário, principalmente na sua dieta alimentar, considerado carnívoro/onívoro oportunista, predando preferencialmente invertebrados bentônicos, sendo controladores da abundância e diversidade de bivalves, bem como da comunidade bentônica em geral (Oliveira et al., 2006; Port et al., 2016). Bemvenuti (1987) em estudos na Lagoa dos Patos (Rio Grande, RS), observou que os crustáceos decápodes foram considerados, em conjunto com os peixes, predadores responsáveis por manter a macrofauna bentônica de fundos inconsolidados abaixo da capacidade de suporte do sistema estuarino. Assim, sendo importantes para toda a cadeia trófica existente nos ambientes estuarinos, incluindo as áreas de manguezais.

A pesca de siri-azul no estuário de Cananéia e Iguape ocorre com o uso de aparelho de pesca denominado de “puçá”, utilizado por pescadores artesanais, principalmente, no município de Iguape (Mendonça et al., 2010). A captura na região é expressiva, sendo considerada a maior produção de siri do estado de São Paulo. Embora tenha tido diminuição na última década em comparação aos desembarques de antes de 2009, quando atingiam mais de 100 toneladas (Mendonça et al., 2010), ainda nos últimos anos os desembarques registraram entre 34 a 81 toneladas ao ano (Figura 16), com uma clara diminuição dos desembarques no período de meses mais frios (junho a setembro) (Figura 17).

É uma pesca que envolve um número baixo de pescadores, em média 63 pessoas, variando de 40 a 89 pescadores (Figura 18), a maioria no município de Iguape.

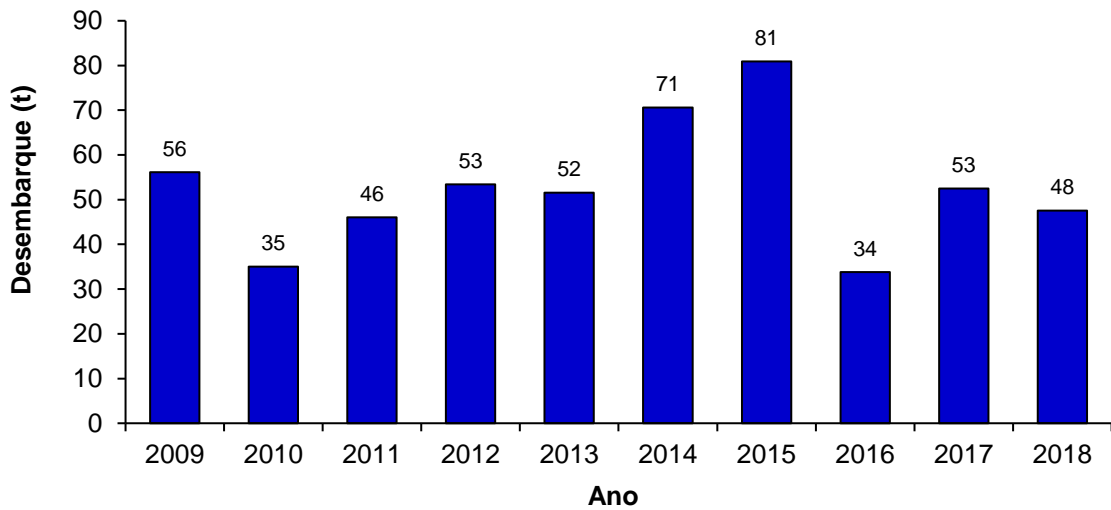


Figura 16. Produção anual de siri-azul desembarcada no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

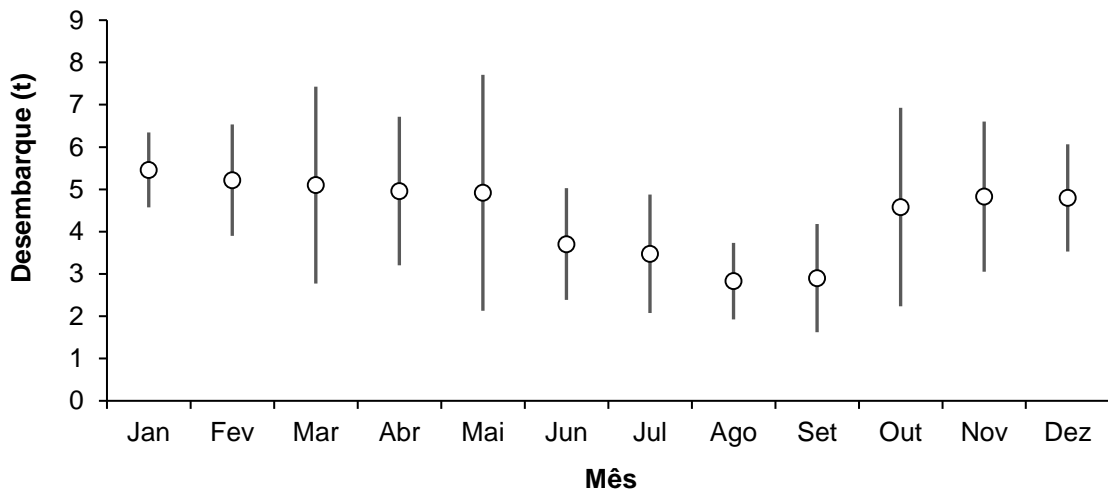


Figura 17. Produção média mensal de siri-azul desembarcada no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Barras indicam o desvio padrão. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

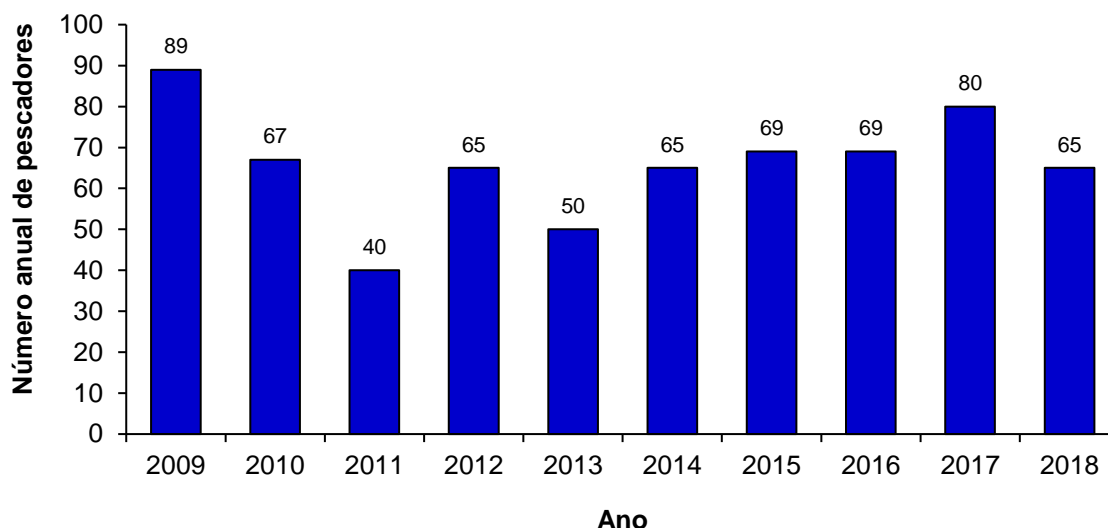


Figura 18. Número anual de pescadores de siri-azul no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

Embora os siris estejam distribuídos em todo o estuário, no Litoral Sul as espécies geralmente usam as áreas de manguezais como zonas de alimentação e abrigo durante seu crescimento e as áreas mais salinas (desembocaduras dos estuários) são ocupadas em épocas de migração reprodutiva (Severino-Rodrigues et al., 2009).

De acordo com Mendonça et al. (2010) até o ano 2000 existiam 163 pescadores de siri-azul no estuário e os autores já apontavam que havia um aumento do esforço, o que poderia comprometer a sustentabilidade do recurso. Mas, recentemente, o número de pescadores tem reduzido, ficando próximo a 80, o que auxilia na manutenção do recurso, diminuindo o esforço pesqueiro sobre a população de siri-azul na região.

Parati: *Mugil curema*

A pesca de parati no estuário está estritamente ligada às áreas de manguezais, embora seja uma espécie pelágica. Esta ligação às áreas de manguezais e estuarinas existe devido aos hábitos alimentares e ciclo de vida da espécie, que as utilizam para engorda e crescimento. Os adultos ocorrem preferencialmente nos canais do estuário e os juvenis nas lagoas e rios adjacentes (Silva & Araújo, 2000; Barcellini et al., 2011; Silva-Neto, 2012). Devido ao seu comportamento alimentar, sendo essencialmente iliófoga (Vasconcelos-Filho, 1990), a espécie apresenta um importante papel ecológico, convertendo a energia potencial dos detritos em energia aproveitável para outros níveis tróficos (Fernandez, 2011), como por exemplo, sendo um dos principais itens alimentares do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Cremer et al., 2012).

O parati é um importante recurso pesqueiro para a frota artesanal em diversos locais do país (Oliveira et al., 2011; Fernandez, 2011) e, especialmente, para o Litoral Sul de São Paulo

(Mendonça & Bonfante, 2011). Nesta última área, seus desembarques, nos últimos anos tem oscilado, chegando a mais de 90 toneladas em 2016, declinando para 49 toneladas em 2018 (Figura 19), sendo que apresentam maiores capturas em dois períodos, em março e abril e em outubro e novembro (Figura 20).

Embora, aparentemente, o número de pescadores sobre esse recurso esteja próximo de 300 pessoas (Figura 21), seus desembarques têm mostrado grande oscilação, indicando que pode estar diminuindo sua abundância, conforme apontaram Mendonça & Bonfante (2011). Suas capturas dentro do estuário ocorrem com dois principais aparelhos pesqueiros: os cercos-fixos e as redes de emalhe. O primeiro tem maiores capturas no segundo semestre, quando os pescadores mudam o tamanho da malha do cerco para captura de peixes de verão (Mendonça et al., 2011). As redes de emalhe são utilizadas, principalmente no primeiro semestre, denominadas de redes de batida, tendo tamanho de malha de 60 mm. Para a captura, o pescador cerca o cardume, próximo a margem dos rios e junto aos manguezais e realiza a batida na água (ato de bater na superfície da água com o remo) visando direcionar os peixes para o pano da rede.

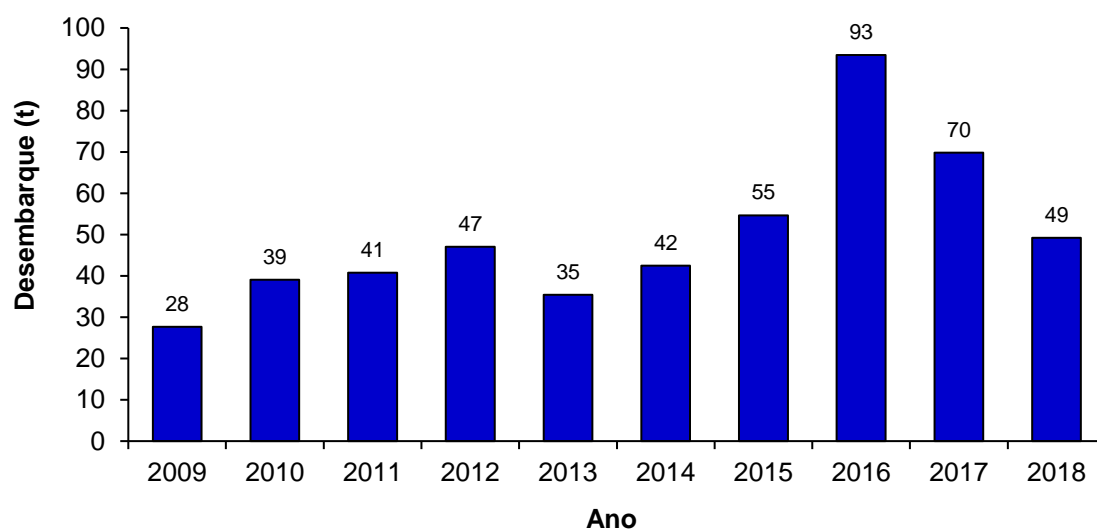


Figura 19. Produção anual de parati desembarcada no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

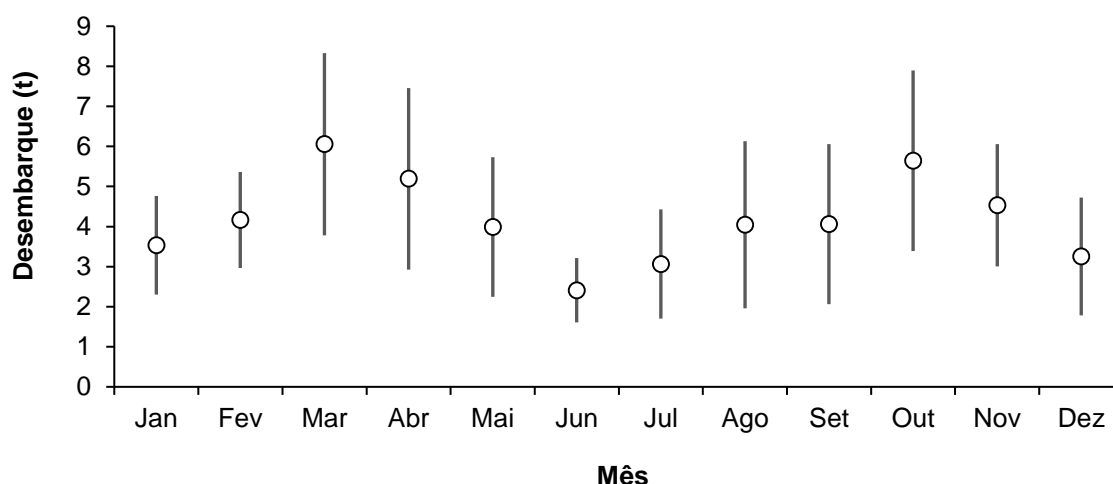


Figura 20. Produção média mensal de parati desembarcada no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Barras indicam o desvio padrão. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

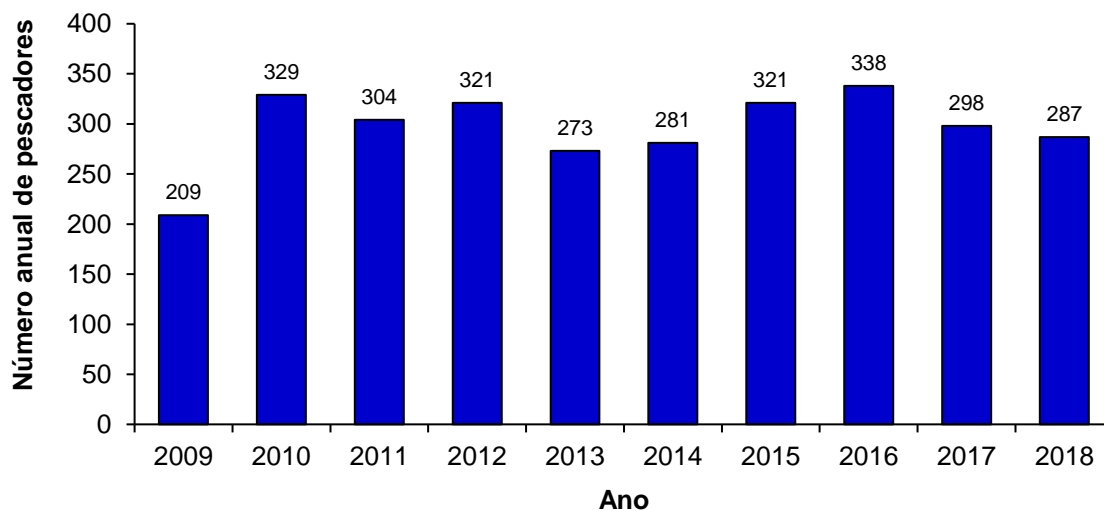


Figura 21. Número anual de pescadores de parati no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

A grande dependência do parati pelas áreas produtivas de manguezais, ocorre como área de alimentação e crescimento (Barcellini et al., 2011). Sua ligação a predadores de topo, como o boto-cinza, faz com que o parati seja, além de um importante recurso pesqueiro para a atividade artesanal, também uma espécie essencial para a manutenção do equilíbrio de todo o sistema estuarino.

Iriko: *Anchoa tricolor*, *A. lyolepsis* e *A. marinii*

O iriko é o nome dado a um tipo de manjuba da família Engraulidae, que pode ser encontrada no litoral sul de São Paulo e norte do Paraná, que compreende as espécies *Anchoa tricolor*, *A. lyolepsis* e *A. marinii*. A pesca de iriko é uma atividade artesanal com uso de redes de arrasto, desenvolvida dentro do estuário. É uma atividade tradicional há mais de 70 anos no Litoral Sul de São Paulo e na baía de Paranaguá (Andriguetto-Filho, 1999; Cardoso & Nordi, 2006). Embora seja um aparelho de pesca do tipo arrasto, esta atividade é regulamentada no estado de São Paulo pela Instrução Normativa nº15, de 16 de junho de 2005. Sua prática utiliza uma rede de arrasto (similar a beach-seine), com tamanho de malha de 2 mm, aproximadamente, com 50 metros de comprimento e 3,5 metros de altura. O iriko tem sua captura realizada por redes que cercam o cardume e puxam para a margem do canal do corpo d'água. Após a captura o produto é cozido em água com sal e exposto ao sol para secar, sendo embalado para comercialização (Cardoso & Nordi, 2006).

Dentre as espécies capturadas por esta modalidade de pesca a *A. marinii* (manjubachata) responde por 75% dos desembarques (Cardoso & Nordi, 2006). Esta espécie apresenta desova múltipla, entre dezembro e abril, em águas com elevada temperatura, sendo que apresentam tamanho de primeira maturação acima de 7 cm (Lopez et al., 2015). Assim, esta pesca é desenvolvida sobre cardumes juvenis, sendo necessário uma grande atenção à atividade para que mantenha a conservação do recurso (Cardoso & Nordi, 2006).

Similar ao parati, o iriko é importante, tanto como recurso pesqueiro aos pescadores do Litoral Sul, como componente da cadeia trófica, ambos sendo itens alimentares dos mais diversos níveis tróficos, como de outros peixes (Cousseau & Perrota, 2004), mamíferos (Lopes, 2012) e aves (Alfaro et al., 2011). Dessa maneira, sua presença no estuário influencia toda a ecologia do sistema, envolvendo tanto o estuário em si, quanto os ecossistemas de manguezais associados.

Os desembarques nos últimos anos têm mostrado oscilação, chegando a 50 toneladas em 2010 e 2017 (Figura 22), sendo que apresentam um período de maior produção entre abril e maio, com os demais meses desembarcando próximo de três toneladas (Figura 23). Este período coincide com a época com menor incidência de chuvas e dias nublados, o que dificultaria o processamento do produto, pós-captura.

Desde 2009 o número de pescadores tem sofrido redução, sendo que existiam 51 pescadores na atividade e nos últimos anos este número reduziu para 34 pescadores (Figura 24). Esta pesca ocorre apenas na porção sul do município de Cananéia, entre as comunidades do Marujá e do Ararapira.

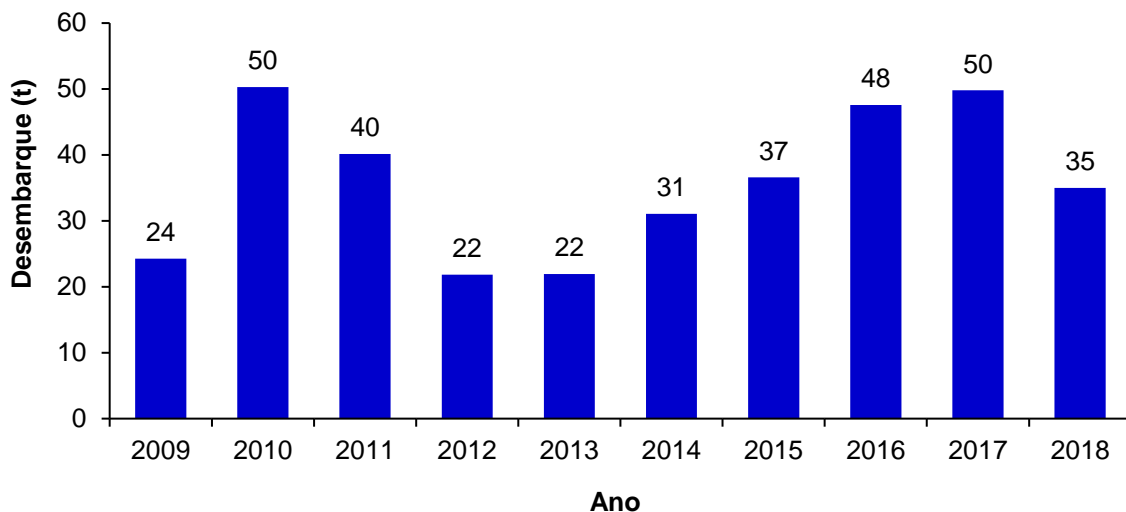


Figura 22. Produção anual de iriço desembarcada no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

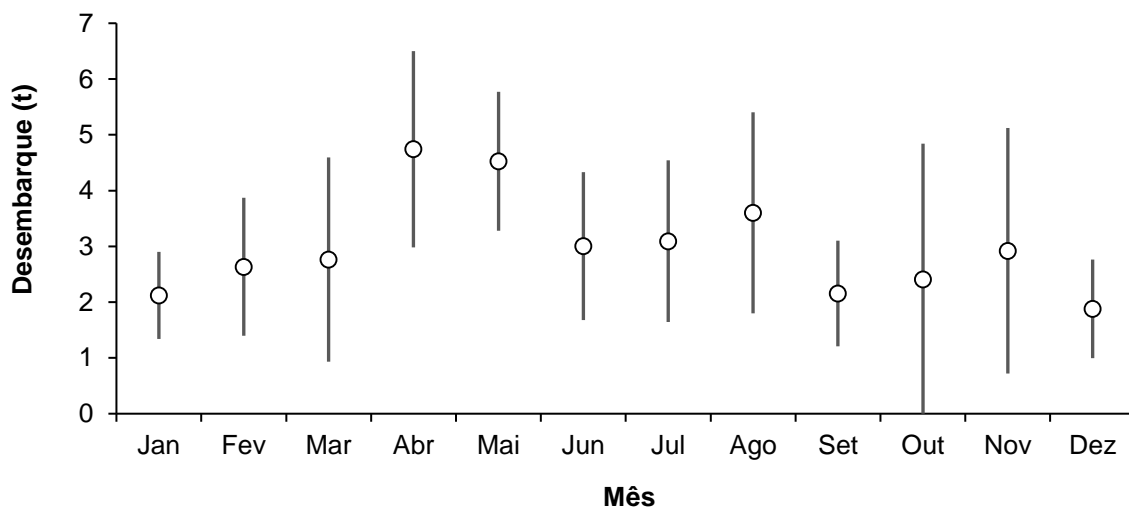


Figura 23. Produção média mensal de iriço desembarcada no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Barras indicam o desvio padrão. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

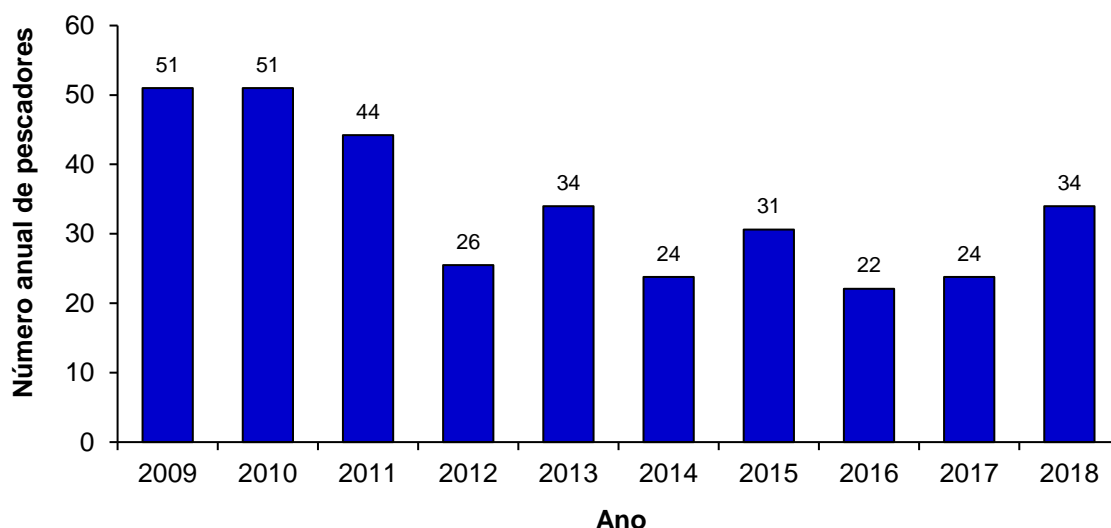


Figura 24. Número anual de pescadores de iriko no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

Esta atividade é tradicional na região, sendo que foi regulamentada em 2005, por meio da Instrução Normativa do MMA nº 15/2005, a qual criou regras que visam diminuir os impactos sobre este recurso pesqueiro, visto que a pesca é desenvolvida sobre indivíduos juvenis.

Fatores intrínsecos da própria atividade, como poucos momentos para a execução da pesca, visto que necessitam de dias de sol, bem como a dificuldade de comercialização vem garantindo o controle do esforço pesqueiro e diminuindo o impacto sobre a população (Mendonça & Jankowsky, 2017), ou seja, a pesca não pode ser desenvolvida continuamente, pois necessita das condições climáticas para que possa ser capturada, e posteriormente, processado o produto.

Mas a manutenção da saúde do estuário e dos manguezais que oferecem as condições para a alimentação e crescimento dos cardumes de iriko é imprescindível para que este recurso se mantenha a níveis sustentáveis para a pesca e disponíveis para a cadeia trófica.

Camarão-estuarino: *Litopenaeus schmitti*, *Farfantepenaeus paulensis* e *F. brasiliensis*

Ao longo do litoral sudeste-sul a pesca dos peneídeos é muito comum, tanto na porção marinha quanto na estuarina. Cabe destacar que a pesca marinha do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), do camarão-vermelho (*Pleoticus muelleri*), do camarão-ferrinho (*Artemesia longinaris*), do camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis* e *F. brasiliensis*) e do camarão-branco (*Litopenaeus schmitti*) compõe o maior volume de camarões desembarcados pela frota do litoral sudeste-sul do país.

Dentre estas espécies existe uma atividade pesqueira artesanal no estuário com os camarões-rosa e camarão-branco, que são chamados popularmente de camarão-estuarino.

Estas espécies entram no estuário na fase de pós-larva e voltam para o mar como sub-adultos, sendo assim capturados na fase juvenil dentro dos estuários (Coelho & Santos, 1994; Chagas-Soares et al, 1995; Gallucci, 1996).

Na região sul do Brasil estas espécies são capturadas por aparelhos de pesca denominados de saquinho e saco e outros tipos chamados de arrasto manual (coca e berimbau) ou motorizado (portas e pauzinho), sendo estes últimos proibidos pela legislação. Estes aparelhos de pesca são utilizados em estuários e capturam principalmente o camarão-rosa (Benedet et al., 2010).

A partir do norte do estado de Santa Catarina, onde as variações de maré são mais acentuadas, a pesca no estuário destas espécies ocorre com o uso de um aparelho determinado de “gerival” sendo um tipo de arrasto dentro do estuário (Mendonça & Katsuragawa, 2001; Pacheco & Wahlrich, 2003), regulamentado no Litoral Sul de São Paulo pela Portaria IBAMA nº42, de 15 de março de 2001. Este aparelho de pesca visa a captura de camarão-branco e camarão-rosa, tendo a finalidade o comércio de isca-viva para subsidiar a pesca amadora muito difundida na região, gerando uma demanda elevada ao longo de todo o ano (Gallucci, 1996; Beccato et al., 2009; Barcellini et al., 2013).

Os peneídeos que ocorrem nos estuários são muito conhecidos pela sua importância na produção da pesca artesanal e como um importante elemento na cadeia produtiva de diversas espécies de peixes (Nogueira, 2009; Lopez, 2012), aves (Miranda & Collazo, 1997) e mamíferos (Zanelatto, 2001; Ougo, 2010), as quais tem forte dependência das áreas de manguezais, sejam para alimentação, crescimento ou proteção.

Nos últimos anos os desembarques têm mostrado uma grande diminuição, ficando entre 15 e 21 toneladas de camarão-estuarino ao ano (Figura 25), mostrando uma significativa variabilidade nos desembarques mensais, embora observe-se que de janeiro a maio é o período de maiores produções no estuário (Figura 26). Embora a produção tenha diminuído significativamente, o número de pescadores na atividade tem mostrado aumento ao longo do período, sendo registrado mais de 110 pescadores nos dois últimos anos (Figura 27).

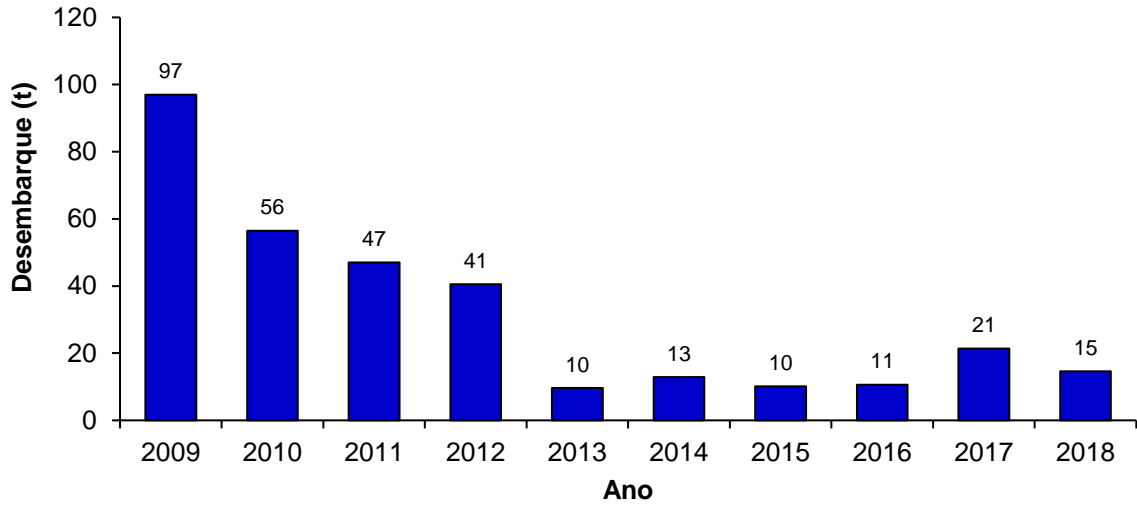


Figura 25. Produção anual de camarão-estuarino desembarcada no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

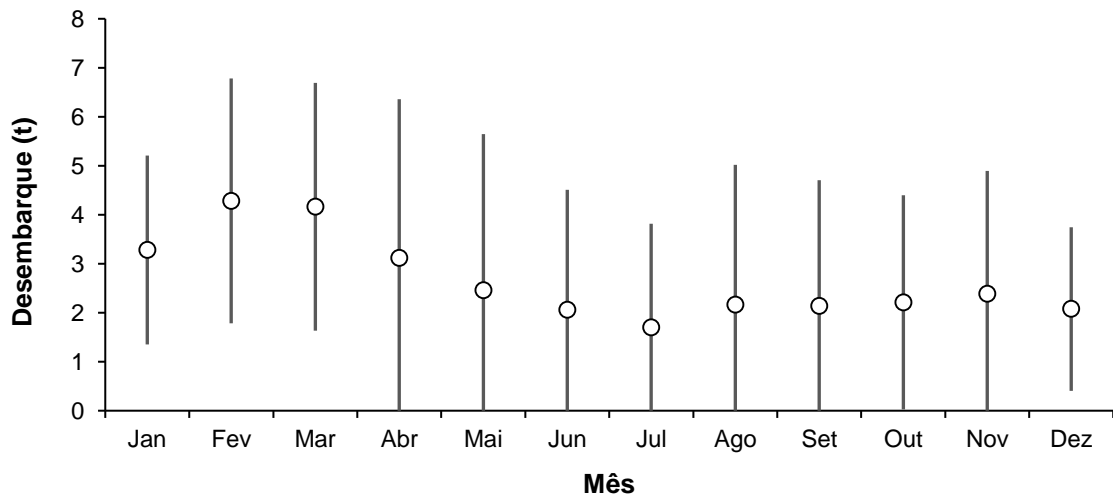


Figura 26. Produção média mensal de camarão-estuarino desembarcada no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Barras indicam o desvio padrão. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

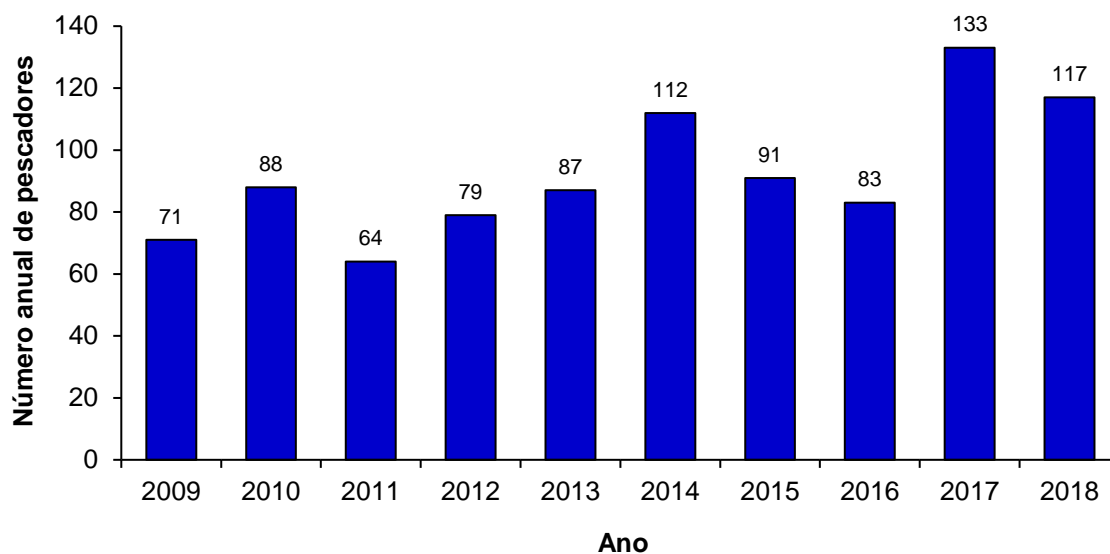


Figura 27. Número anual de pescadores de camarão-estuarino no Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

Este aumento de número de pescadores e diminuição da produção pode estar apontando para uma sobrepesca do recurso. Esta possível diminuição da biomassa pode estar ocorrendo não apenas pela pesca dentro do estuário, pois o recurso ainda é explorado pela pesca artesanal e industrial na área marinha sobre os indivíduos adultos, com o emprego do arrasto de portas e com redes de emalhe (Valentini et al, 2012). Assim, o esforço pesqueiro tem sido elevado tanto nas fases juvenis (no estuário), quanto na fase adulta (na área marinha). Uma outra ameaça à diminuição da biomassa dos camarões é a destruição do seu habitat, através da supressão de manguezais, marismas e eutrofização dos estuários. Mas no Litoral Sul, estas ameaças ainda são pouco significativas, o que possivelmente possa ser apontada a principal causa da diminuição do recurso seja a pesca excessiva.

Robalo-peva: *Centropomus parallelus*

No monitoramento pesqueiro do litoral paulista existem diversos produtos importantes, sendo o robalo-peva considerado um relevante pescado tanto pelo valor comercial que envolve a pesca profissional, quanto por ser o principal atrativo para a pesca amadora (Motta et al., 2016). Os robalos vivem preferencialmente em águas costeiras estuarinas, próximo a mangues, rios, baías e enseadas, podendo ser encontrados nas partes altas dos rios (Rivas, 1986; Taylor et al., 2000).

As espécies de robalo existentes no litoral de São Paulo são a *Centropomus parallelus* e *C. undecimalis*, denominadas de robalo-peva e robalo-flexa, respectivamente. São espécies eurialinas, que migram do ambiente marinho costeiro para os rios e estuários durante todas

as fases do seu ciclo de vida em busca de boa qualidade ambiental e disponibilidade de alimento (Barroso et al., 2007; Andrade et al., 2013).

A pesca do robalo-peva no Litoral Sul de São Paulo, nos últimos anos tem se mostrado estável em termos de produção desembarcada, ficando próximo de 25 toneladas considerando apenas a pesca dentro do estuário (Figura 28). O principal período de captura do robalo é no verão, entre janeiro e março, quando são registrados o maior volume mensal desembarcado (Figura 29). O número de pescadores que desembarcam robalo-peva é elevado, em geral ficando acima de 500 pessoas anualmente (Figura 30). Suas capturas dentro do estuário ocorrem por diversos aparelhos de pesca, como o cerco-fixo, redes de emalhe com tamanhos de malha entre 50 mm a 140 mm, vara de pesca com carretilhas ou molinetes e espinhéis como o espinhel-vertical (“catueiro”) e o espinhel-horizontal. A presença de robalo nas capturas é muito apreciada devido ao alto valor comercial que atinge no mercado.

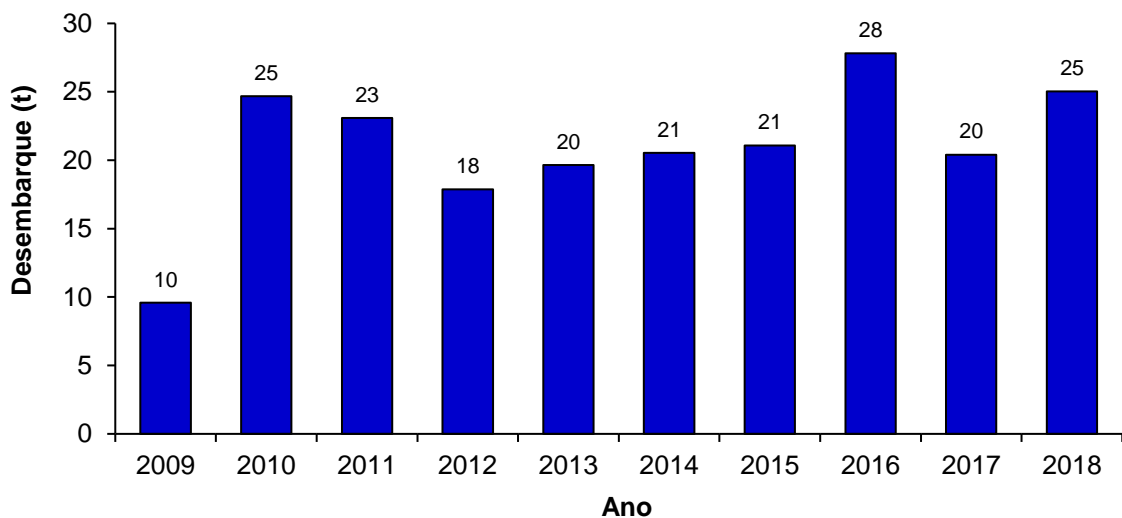


Figura 28. Produção anual de robalo-peva desembarcada no estuário do Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

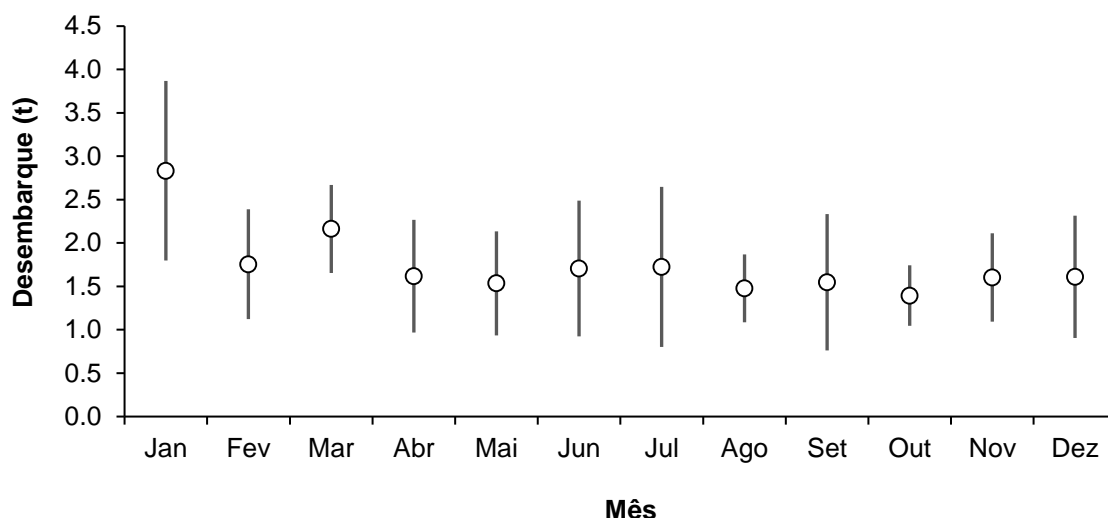


Figura 29. Produção média mensal de robalo-peva desembarcada no estuário do Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Barras indicam o desvio padrão. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

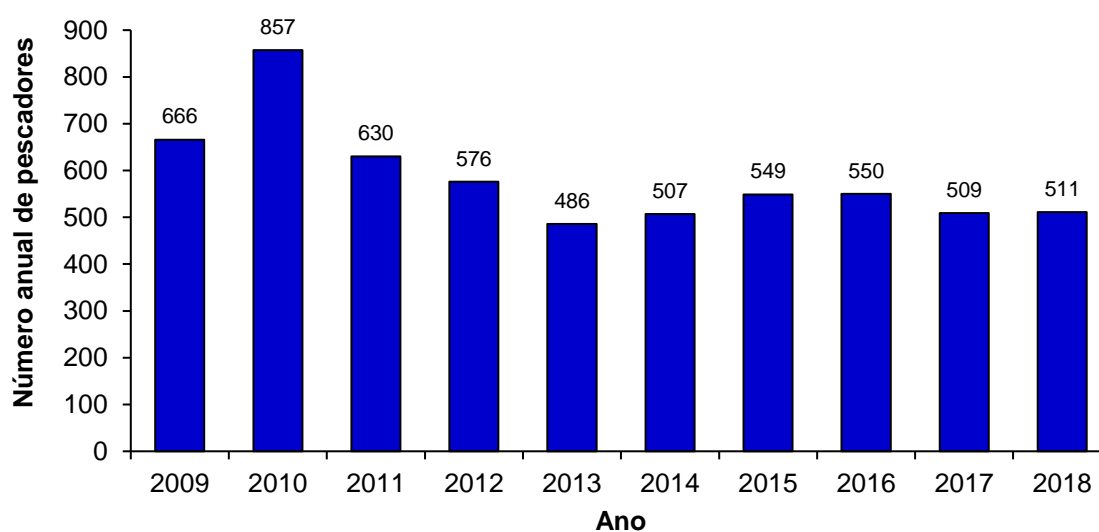


Figura 30. Número anual de pescadores de robalo-peva no estuário do Litoral Sul de São Paulo no período de 2009 a 2018. Fonte: Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP.

Sendo um produto importante da pesca comercial e principal alvo da pesca amadora, a manutenção de sua abundância é imprescindível para os pescadores. Assim, de acordo com o Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental de Cananéia, Iguape e Peruíbe (APACIP), foi estabelecido os tamanhos mínimos (40 cm) e máximos (50 cm) para a captura desta espécie nesta unidade de conservação, visando a manutenção do estoque.

Embora já existissem tamanhos mínimos para a espécie desde 2005, de 30 cm (MMA nº53, 2005), este tem sido desrespeitado, principalmente pela pesca amadora (Motta et al.,

2016), o que trouxe a preocupação de estabelecer nova medida no plano de manejo da unidade de conservação. A princípio, a população de robalo-peva não tem mostrado, nos dados da pesca profissional sinais de sobrepesca, mas relatos tanto da pesca profissional, quanto amadora tem indicado que o recurso pode ter sua sustentabilidade ameaçada, o que pode ser confirmado pelo elevado número de pescadores profissionais sobre o recurso e pelas capturas abaixo do tamanho mínimo da pesca amadora. Estudos específicos sobre a pesca profissional devem ser fomentados para avaliar melhor a condição do recurso no estuário.

Esta abundância nos estuários da região, ocorre principalmente pelo grau de preservação do ambiente, proporcionando condições para completar o ciclo de vida da espécie.

Considerações Finais

A produção de alimento é um dos serviços ecossistêmicos dos manguezais que mais beneficia as populações humanas costeiras. Manguezais saudáveis (conservados) mantêm sua produção de alimento (recursos pesqueiros) rica em diversidade e biomassa. Sustentam a diversidade cultural de comunidades tradicionais, uma vez que uma multiplicidade de artes de pesca tradicionais é usada para capturar diferentes espécies de recursos naturais que usam o ecossistema manguezal em algum momento do seu ciclo de vida (Cunha-Lignon et al., 2017). Os manguezais do Litoral Sul de São Paulo encontram-se em ótimo estado de conservação no trecho sul do sistema costeiro, mas estão impactados no trecho norte do sistema costeiro.

A pesca que ocorre nas áreas de manguezais ou junto destas contribuem significativamente na produção pesqueira da região, envolvendo um número expressivo de pescadores (68% dos pescadores da região) e abastecendo tanto o mercado pesqueiro, quanto fomentando o setor pesqueiro amador.

Em geral os recursos pesqueiros têm mostrado sinais de diminuição de sua abundância, com exceção do caranguejo-uçá e do iriko. A ostra tem sua exploração limitada pelo comércio (Machado et al., 2013), fazendo com que não haja uma exploração em demasia. Apesar disso, a presença da espécie exótica *S. cucullata* tem trazido preocupação, o que poderá acarretar impactos significativos aos bancos de ostra nativa da região.

Outros produtos pesqueiros importantes têm mostrado diminuição de sua abundância, como o parati e o camarão-estuarino, muito motivado pelo aumento ou excessivo esforço pesqueiro, seja localmente, como o parati, quanto a pesca em outras regiões como os camarões-estuarinos. Para o robalo-peva o esforço pesqueiro mais significativo que possa estar causando a diminuição de sua abundância tem sido da pesca amadora, como

apontaram Motta et al. (2016), mas salienta-se, também para o elevado número de pescadores profissionais sobre o recurso.

As variações da abundância dos recursos dependentes das áreas de manguezais têm maior causa pelo excesso de esforço pesqueiro do que degradação do ambiente manguezal, embora seja preocupante a presença da ostra exótica no ambiente.

Referências

- Ab'Saber, A.Z.; Besnard, W. 1953. Sambaquis na região lagunar de Cananéia. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 4(1/2): 215-230.
- Albertoni, E.F.; Palma-Silva, C.; Esteves, F.A. 2003. Natural diet of three species of shrimp in a tropical coastal lagoon. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 46(3): 395-403.
- Albieri, R.J.; Araújo, F.G.; Ribeiro, T.P. 2010. Gonadal development and spawning season of white mullet *Mugil curema* (Mugilidae) in a tropical bay. *Journal of Applied Ichthyology* 26: 105–109.
- Alfaro, M; Mauco, L.; Norbis, W.; Lima, M. 2011. Temporal variation on the diet of the south american tern (*Sterna hirundinacea*, Charadriiformes: Laridae) on its wintering grounds. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84: 451-460.
- Amaral, V.S.; Simone, L.R.L.; Tâmega, F.T.S.; Barbieri, E.; Calazans, S.H.; Coutinho, R.; Spotorno-Oliveira, P. 2020. New records of the non-indigenous oyster *Saccostrea cucullata* (Bivalvia: Ostreidae) from the southeast and south Brazilian coast. *Regional Studies in Marine Science*, 33: 1-6.
- Andrade, H.; Santos, J.; Taylor, R. 2013. Life-history traits of the common snook *Centropomus undecimalis* in a Caribbean estuary and large-scale biogeographic patterns relevant to management. *Journal of Fish Biology*, 82: 1951–1974.
- Andriguetto-Filho, J. M. 1999. *Sistemas técnicos de pesca e suas dinâmicas de transformação no litoral do Paraná, Brasil*. Tese de Doutorado. UFPR. Curitiba. 256 p.
- Bandeira, A.M.; Chahud, A.; Ferreira, I.C.P.; Pacheco, M.L.A.F. 2016. Mobilidade, subsistência e apropriação do ambiente: contribuições da zooarqueologia sobre o sambaqui do Bacanga, São Luís, Maranhão. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*. 11(2): 467-480.
- Barcellini, V.C.; Gomes, C.C.; Rocha, V.; Zanin, G.; Campos, L.P.; Cambeses, D.; Masutti, M. 2011. Avaliação sazonal de peso, comprimento e maturação de *Mugil curema*, no estuário de Santos, SP. *In: V Simpósio Brasileiro de Oceanografia*, Santos, SP, 5p.
- Barcellini V.C., Motta F.S., Martins A.M.; Moro P.S. 2013. Recreational anglers and fishing guides from an estuarine protected area in southeastern Brazil: socioeconomic characteristics and views on fisheries management. *Ocean & Coastal Management*, 76: 23–29.

- Barroso, M.V.; Souza, G.A.P.; Thomé, J.C.A.; Leite Júnior, N. O.; Moreira, L.M.P.; Sangalia, C.; Sales, E.F.; Durão, J.N. 2007. Estratégias de conservação das populações de robalos *Centropomus* spp. na foz do Rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 2(2): 1465-1468.
- Beccato, M.A.B.; Nordi, N. Berzaghi, A.B. 2009. Propostas de manejo para a pesca de iscas vivas na região estuarino lagunar de Cananeia/SP Brasil. *In: Seminário de gestão socioambiental para o desenvolvimento sustentável da aquicultura e da pesca no Brasil*, 3. Arraial do Cabo, RJ, 10p.
- Bemvenuti, C.E. 1987. Predation effects on a benthic Community in estuarine soft-sediments. *Atlântica* 9(1):5-32. Invertebrados bentônicos. *In: Seeliger, U.; Odebrecht, C.; Castello, J. (eds.). Os ecossistemas costeiros e marinho do extremo sul do Brasil*. Rio Grande: Ed. Ecocientia. 46-51.
- Benedet, R.A.; Dolci, D.; D'Incao, F. 2010. Descrição técnica e modo de operação das artes de pesca artesanais do camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica*, 32(1): 5-24.
- Cardoso, T.A.; Nordi, N. 2006. Small scale manjuba fishery around Cardoso Island State Park, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(4): 963-973.
- Carneiro, M.H.; Miranda, L.V.; Mendonça, J.T.; Namora, R.C.; Ávila-Da-Silva, A.O. 2019. Censo da pesca de captura marinha e estuarina no litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil, entre os anos 2008 e 2010. *Informe Pesqueiro de São Paulo*, 107.
- Castilho-Westphal, G.G.; Ostrensky, A.; Pie, M.R.; Boeger, W.A. 2008. Estado da arte das pesquisas com o caranguejo-uçá, *Ucides cordatus*. *Archives of Veterinary Science*, 13(2): 151-166.
- Chagas-Soares, F.; Pereira, O.M.; Santos, E.P. 1995 Contribuição ao ciclo biológico de *Penaeus schmitti* Burkenroad, 1936, *Penaeus brasiliensis*, Latreille, 1817 e *Penaeus paulensis* Perez-Farfante, 1967, na região lagunar-estuarina de Cananéia, São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 22(1): 49-59.
- Chaves, P.T.C.; Nogueira, A.B. 2018. Biologia reprodutiva do robalo-peva, *Centropomus parallelus* (Teleostei), na Baía de Guaratuba (Brasil). *Acta Biológica Paranaense*, 47(3-4): 69-84.
- Christofolletti, R.A. 2005. *Ecologia trófica do caranguejo-uçá, Ucides cordatus (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Ocypodidae) e o fluxo de nutrientes em bosques de mangue, na região de Iguape (SP)*. Tese de Doutorado. UNESP. Jaboticabal. 127p.
- Coelho, P.A.; Santos, M.C.F. 1994. Ciclo biológico de *Penaeus schmitti* (Burkenroad) em Pernambuco (Crustacea, Decapoda, Penaeidae). *Boletim Técnico Científico*. CEPENE, 2(1): 35-50.

- Cousseau, M.B.; Perrotta, I.R.G. 2013. *Peces marinos de Argentina: biología, distribución, pesca*. 4a. Ed. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero INIDEP. 193p.
- Cremer, M.J.; Pinheiro, P.C.; Simões-Lopes, P.C. 2012. Prey consumed by Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) and franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine environment in southern Brazil. *Iheringia*, 102(2): 131-137.
- Cunha-Lignon, M.; Coelho-Jr., C.; Almeida, R.; Menghini, R.; Correa, F.; Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón-Molero, G.; Dahdouh-Guebas, F. 2009. Mangrove Forests and Sedimentary Processes on the South Coast of São Paulo State (Brazil). *Journal of Coastal Research*, Special Issue, 56: 405–409.
- Cunha-Lignon, M.; Coelho-Jr, C.; Almeida, R.; Menghini, R.P.; Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón, G.; Dahdouh-Guebas, F. 2011. Characterisation of mangrove forest types in view of conservation and management: a review of mangals at the Cananéia region, São Paulo State, Brazil. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 64(I): 349-353.
- Cunha-Lignon, M.; Almeida, R.; Lima, N.G.B.; Galvani, E.; Menghini, R.P.; Coelho-Jr., C.; Schaeffer-Novelli, Y. 2015. Monitoramento de Manguezais: abordagem integrada frente às alterações ambientais. In: VIII CBUC - Trabalhos Técnicos. Curitiba, 1-17.
- Cunha-Lignon, M.; Wolf, T.C.; Mendonça, J.T. 2017. Conserved mangroves sustaining cultural diversity of traditional communities. In: IUCN Mangrove Symposium 2017, Bremen, P. 30.
- Cunha-Lignon, M. (coord.) 2020. Projeto Cílios do Lagamar: monitoramento da vegetação ciliar nativa e invasora. Relatório FEHIDRO, 2017-RB-322, 56p.
- Ditty, J.G.; Shaw, R.F. 1996. Spatial and temporal distribution of larval striped mullet (*Mugil cephalus*) and white mullet (*M. curema*, family: Mugilidae) in the northern Gulf of Mexico, with notes on mountain mullet, *Sgonostomus monticola*. *Bulletin of Marine Science*, 59(2): 271-288.
- Donato, D.C., Kauffman, J.B.; Murdiyarsa, D.; Kurnianto, S.; Stidham, M.; Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4: 293–297.
- Duarte, L.F.A.; Duran, R.S.; Mendonça, J.T.; Pinheiro, M.A.A. 2014. Fishery of the Uçá crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) in a mangrove area in Cananéia, State of São Paulo, Brazil: fishery performance, exploitation patterns and factors affecting the catches. *Brazilian Journal of Oceanography*, 62(3):187-199.
- Fernandez, W.S. 2011. *Dinâmica populacional, análise das concentrações de metais e utilização de bioindicadores em Mugil curema Valenciennes, 1836, do estuário de Santos e do sistema costeiro Cananéia-Iguape, SP, Brasil*. Tese de Doutorado. USP. São Paulo. 59p.

- Gallucci, R.R. 1996. *Descrição da pesca de camarão e fauna acompanhante, com aparelho gerival, na região estuarina-lagunar de Cananéia, SP, Brasil*. Dissertação de Mestrado. USP. São Paulo. 111p.
- Galvão, M.S.N.; Alves, P.M.F.; Hilsdorf, A.W.S. 2017. First record of the *Saccostrea* oyster in Bertioga, São Paulo, Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 43(4): 638 – 645.
- Gil, M.P.; Cunha-Lignon, M. 2019. Mapeamento da distribuição da ostra exótica *Saccostrea* nos manguezais do Lagamar paulista. *In: Anais do XXI Congresso Brasileiro de Engenheiros de Pesca*, 1-10.
- Giri, C.; Ochieng, E.; Tieszen, L.L.; Zhu, Z.; Singh, A.; Loveland, T.; Masek, J.; Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20: 154–159.
- Harkot, P.F.G.; Pinheiro, M.A.A.; Machado, I.C.; Barros, M.R.; Graça-Lopes, R.; Ávila-Da-Silva, A.O.; Fagundes, L.; Trasmonte, P.; Zilbermann, B. 2017. O caranguejo-uçá, *Ucides cordatus*, como recurso pesqueiro no litoral centro de São Paulo: uma iniciativa de gestão. *Série Relatórios Técnicos*, São Paulo n. 55.
- Hutchings, P.; Saenger, P. 1987. *Ecology of mangroves*. University of Queensland Press, St Lucia. 388p.
- ICMBio, 2018. *Atlas dos Manguezais do Brasil*. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília, 176p.
- Jankowsky, M. 2007. *Perspectivas a um manejo sustentável subsidiado pela ecologia humana: o caso da captura do caranguejo-uçá, Ucides cordatus no município de Cananéia-SP-Brasil*. Dissertação de Mestrado. UFSCar. São Carlos. 104p.
- Jones, D.A. 1984. Crabs of the mangal ecosystem. p. 89-109. *In: F.D. Por and I. Dor (eds), Hydrobiology of the Mangal*. The Hague, Dr. W. Junk Publishers, 264p.
- Lopes, X.M. 2012. *Hábitos alimentares de toninha, Pontoporia blainvillei (Gervais E D'orbigny, 1844) (Mammalia, Cetacea), no sul do Estado de São Paulo e norte do Paraná, Brasil*. Dissertação de Mestrado. UNESP. Rio Claro. 92p.
- Lopez, J.P. 2012. *Interações tróficas de peixes marinhos no Estado de São Paulo: banco de dados e comparações espaço-temporais*. Dissertação de Mestrado. USP. São Paulo. 113p.
- Lopez, S.; Mabragna, E.; Astarloa, J.M.A.; González-Castro, M. 2015. Reproductive studies of *Anchoa marmorata* Hildebrand, 1943 (Actinopterygii: Engraulidae) in the nearby-coastal area of Mar Chiquita Coastal Lagoon, Buenos Aires, Argentina. *Neotropical Ichthyology*, 13(1): 221-228.
- Machado, I.C.; Mendonça, J.T. 2007. Gestão pesqueira participativa do Complexo Estuarino-lagunar de Cananeia, Iguape e Ilha Comprida e Área Costeira Adjacente. *In: Prates, A.P.*

- e Blanc, D. (eds). *Áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira*. Brasília, MMA/SBF. Série Áreas Protegidas do Brasil, 4: 79-98.
- Machado, I.C.; Fagundes, L.; Henriques, M.B. 2013. Diagnóstico da comercialização da ostra de mangue pelos extrativistas de Cananéia, Estado de São Paulo, 2007. *Informações Econômicas*, 43(5): 1-2.
- Maciel, N.A.L. 2001. *Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna do complexo estuarino-lagunar de Iguape-Cananéia - São Paulo - Brasil*. Tese de Doutorado. USP. São Paulo.
- Mahiques, M.M.; Burone, L.; Figueira, R.C.L.; Lavenère-Wanderley, A.A.O.; Capellari, B.; Rogachski, C.E.; Barroso, C.P.; Santos, L.A.S.; Cordero, L.M.; Cussioli, M.C. 2009. Anthropogenic influences in a lagoonal environment: a multiproxy approach at the Valo Grande Mouth, Cananéia-Iguape System (SE Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*, 57(4): 325-337.
- Mahiques, M.M.; Figueira, R.C.L.; Salaroli, A.B.; Alves, D.P.V.; Gonçalves, C. 2013. 150 years of anthropogenic metal input in a Biosphere Reserve: the case study of the Cananeia-Iguape coastal system, Southeastern Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 68:1073–1087.
- Mendonça, J.T.; Katsuragawa, M. 2001. Caracterização da pesca artesanal no complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, Estado de São Paulo, Brasil (1995-1996). *Acta Scientiarum*, 23(2): 535-547.
- Mendonça, J.T.; Pires, A.D.; Calasans, G.C.; Xavier, S.C.; Sena, R.J.de. 2003. Produção pesqueira marinha do litoral sul do estado de São Paulo no período de 1967 a 1994. *Série Relatórios Técnicos*, São Paulo, 13: 1 – 24.
- Mendonça, J.T.; Pires, A.D.; Calasans, G.C.; Xavier, S.C.; Hoff, E.A.; Sena, R.J.de 2004. Produção pesqueira marinha do litoral sul do estado de São Paulo no período de 1995 a 2002. *Série Relatórios Técnicos*, São Paulo, 18: 1 – 75.
- Mendonça, J.T.; Verani, J.R.; Nordi, N. 2010. Evaluation and management of blue crab *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) (Decapoda - Portunidae) fishery in the Estuary of Cananéia, Iguape and Ilha Comprida, São Paulo, *Brazilian Journal of Biology*, 70(1): 37-45.
- Mendonça, J. T.; Bonfante, T. M. 2011. Assessment and management of white mullet *Mugil curema* (Valencienne, 1836) (Mugilidae) fisheries of the south coast of São Paulo state, Brazil. *Brazilian journal of Biology*, 71(3): 663-672.
- Mendonça, J.T.; Machado, I.C.; Jensen, L.V.; Campolim, M.B.; Lucena, A.; Cardoso. T.A. 2011. Ordenamento da pesca com cercos-fixos no estuário de Cananéia-Iguape-Ilha Comprida. *Arquivos de Ciências do Mar*, 44(2): 36 – 51.

- Mendonça, J.T. 2015. Caracterização da Pesca Artesanal no Litoral Sul de São Paulo – Brasil. *Boletim Instituto de Pesca*, 41(3): 479–492.
- Mendonça, J.T.; Jankowsky, M. 2017. A pesca de manjuba (“iriko”) no complexo estuarino-lagamar de Cananéia, Iguape e Paranaguá: subsídios para gestão. *In: Anais do II Simpósio Brasileiro de Desenvolvimento Territorial Sustentável*. UFPR, Matinhos, 919-930.
- Miranda, L.; Collazo, J.A. 1997. Food Habits of 4 Species of Wading Birds (Ardeidae) in a Tropical Mangrove Swamp. *Colonial Waterbirds*, 20(3): 413-418.
- MMA, 2005. Instrução Normativa N° 15, de 16 de junho de 2005. Estabelece normas, critérios e padrões para a pesca de juvenis das espécies *Anchoa maringii*, *Anchoa tricolor* e *Anchoa lyolepsis*, conhecidas popularmente como “manjuba ou iriko”, e as nomenclaturas regionais.
- MMA, 2005. Instrução Normativa N° 53, de 22 de novembro de 2005. Estabelece o tamanho mínimo de captura de espécies marinhas e estuarinas do litoral sudeste e sul do Brasil.
- Motta, F.S.; Mendonça, J.T.; Moro, P.S. 2016. Collaborative assessment of recreational fishing in a subtropical estuarine system: a case study with fishing guides from south-eastern Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 23(3-4): 291-302.
- Nogueira, A.B. 2009. *Biologia de Centropomus parallelus Poey, 1860 no sistema baía de Guaratuba, Paraná, Brasil*. Dissertação de Mestrado. UFPR. Curitiba. 147p.
- Oliveira, A.; Pinto, T.K.; Santos, D.P.D.; D’Incao, F. 2006. Dieta natural do siri-azul *Callinectes sapidus* (Decapoda, Portunidae) na região estuarina da Lagoa dos Patos, Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 96(3): 305-313.
- Oliveira, M.F.; Costa, E.F.S.; Freire, F.A.M.; Oliveira, J.E.L.; Luchiari, A.C. 2011. Some aspects of the biology of white mullet, *Mugil curema* (Osteichthyes, Mugilidae), in the northeastern region, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 6(2):138-147.
- Ougo, G. 2010. *Ecologia alimentar do boto cinza, Sotalia guianensis (Van Bénédén, 1864) (Cetartiodactyla, Delphinidae), no litoral do estado do Paraná*. Monografia de Bacharelado. UFPR. Pontal do Paraná. 71p.
- Pacheco, A.A.M.; Wahrlich, R. 2003. Estudo do emprego de motor na pesca do gerival na baía da Babitonga, Santa Catarina. *Notas Técnicas Facimar*, 7: 37-46.
- Pereira, O.M.; Machado, I.C.; Henriques, M.B.; Yamanaka, N. 2001. Crescimento da ostra *Crassostrea brasiliana* semeada sobre tabuleiro em diferentes densidades na região estuarino-lagunar de Cananéia-SP (25° S, 48° W). *Boletim do Instituto de Pesca*, 27(2): 163–174.
- Port, D.; Fisch, F.; Branco, J.O. 2016. Biologia populacional e dieta de *Callinectes sapidus* (Decapoda, Portunidae) no Saco da Fazenda, Itajaí, Santa Catarina, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 42(2): 327-341.

- Prado, H.M.; Schlindwein, M.N.; Murrieta, R.S.S.; Nascimento Junior, D.R.; Souza, E.P.; Cunha-Lignon, M.; Mahiques, M.M.; Giannini, P.C.F.; Contente, R.F., 2019. The Valo Grande Channel in the Cananéia-Iguape Estuary-Lagoon Complex (SP, Brazil): environmental history, ecology, and future perspectives. *Revista Ambiente & Sociedade*, 22: 2-22.
- Ramires, M.; Clauzet, M.; Rotundo, M.M.; Begossi, A. 2012. A pesca e os Pescadores artesanais de Ilhabela (SP), Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 38(3): 231-246.
- Rivas, L.R. 1986. Systematic review of the Perciform Fishes of the genus *Centropomus*. *Copeia*, 3(4): 579–611.
- Rodrigues, A.M.T.; Branco, E.J.; Saccardo, S.A.; Blankensteyn, A. 2000. A exploração do caranguejo *Ucides cordatus* (Decapoda: Ocypodidae) e o processo de gestão participativa para normatização da atividade na região sudeste-sul do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 26(1): 63-78.
- Santos, R.R.; Machado, I.C.; Nordi, N. 2009. Etnoconhecimento dos extrativistas da ostra de mangue (*Crassostrea* spp.) em Cananéia (São Paulo, Brasil). In: Anais do Congresso de Meio Ambiente da AUGM, São Carlos. SP, 1-15.
- Santos, V.L.M. 2014. *Biologia reprodutiva e transição sexual do robalo-peva (Centropomus parallelus): aspectos relevantes para a conservação da espécie*. Dissertação de Mestrado. UFRJ. Rio de Janeiro. 110p.
- Schaeffer-Novelli Y.; Mesquita H.D.L.; Cintrón-Molero G., 1990. The Cananeia Lagoon Estuarine System, São Paulo, Brazil. *Estuaries*, 13: 193–203.
- Severino-Rodrigues, E.; Soares, F.C.; Graça-Lopes, R.; Souza, K.H.; Canéo, V.O.C. 2009. Diversidade e biologia de espécies de Portunidae (Decapoda, Brachyura) no estuário de Iguape, Ilha Comprida e Cananéia, São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 35(1): 47-60.
- Silva, M.A.; Araújo, F.G. 2000. Distribuição e abundância de tainhas e paratis (Osteichthyes, Mugilidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17(2): 473-480.
- Silva-Neto, A.G. 2012. *Alimentação da tainha Mugil curema (Perciformes: Mugilidae) e caracterização ambiental do rio Paraíba do Norte*. Dissertação de Mestrado. UEPB. Campina Grande. 53p.
- Spach, H.L.; Godefroid, R.S.; Santos, C; Schwarz Jr., R.; Queiroz, G.M.L. 2004. Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. *Brazilian Journal of Oceanography*, 52(1): 47-58.
- Spach, H.L.; Santos, C; Pichler, H.A.; Ignácio, J.M.; Stoiev, S.B. Bernardo, C. 2007. Padrões estruturais da assembléia de peixes em duas áreas do Canal da Cotinga, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Bioikos*, 21(2): 57-67

- Taylor, R.G.; Whittington, J.A.; Grier, H.J.; Crabtree, R.E. 2000. Age, growth, maturation, and protandric sex reversal in common snook, *Centropomus undecimalis*, from the east and west coasts of South Florida. *Fishery Bulletin*, 98(3): 612-612.
- UNEP, 2014. *The Importance of Mangroves to People: A Call to Action*. van Bochove, J., Sullivan, E., Nakamura, T. (Eds). United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre, Cambridge. 128 pp.
- Valiela, I.; Bowen, J.L.; York, J.K., 2001. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments. *BioScience*, 51: 807-815.
- Van Lavieren, H.; Spalding, M.; Alongi, D.M.; Kainuma, M.; Clüsener-Godt, M.; Adeel, Z., 2013. *Securing the Future of Mangroves*. Police brief, ITTO, ISME, FAO, UNEP, UNESCO, TNC, 54p.
- Vasconcelos-Filho, A.L. 1990. *Estudo do conteúdo estomacal de Mugil curema (Valenciennes, 1836) e Mugil liza (Valenciennes, 1836) (Pisces – Mugilidae), cultivadas em viveiro estuarino na área de Itamaracá (Pernambuco, Brasil)*. Dissertação de Mestrado. UFPE. Recife. 151p.
- Valentini, H.; D'Incao, F.; Rodrigues, L.F.; Dumont, L.F., 2012. Evolução da pesca industrial de camarão-rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis*) na costa sudeste-sul do Brasil – 1968-1989. *Atlântica*, 34(2): 157-171.
- Williams, A.1974. The swimming crabs of the genus *Callinectes* (Decapoda: Portunidae). *Fishery Bulletin*, 72(3): 685-692.
- Worm, B.; Barbier, E.B.; Beaumont, N.; Duffy, J.E.; Folke, C.; Halpern, B.S.; Jackson, J.B.C.; Lotze, H.K.; Micheli, F.; Palumbi, S.R.; Sala, E.; Selkoe, K.A.; Stachowicz, J.J.; Watson, R. 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 3(314): 787–790.
- Zanelatto, R.C. 2001. *Dieta do boto-cinza Sotalia fluviatilis (Cetacea, Delphinidae) no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá e sua relação com a ictiofauna estuarina*. Tese de Doutorado. UFPR. Curitiba. 84p.



Camarões-de-Água-Doce do Vale do Ribeira: Riqueza, Importância Ecológica e Econômica

Giovana Bertini ¹

Maria Maschio Rodrigues ²

Kelly Kanae Izumi ¹

Karyna Satomi Izumi ¹

Resumo

Este capítulo aborda a riqueza das espécies de camarões-de-água-doce presentes na bacia do rio Ribeira de Iguape, Litoral Sul do Estado de São Paulo com ênfase em sua biologia, importância ecológica e econômica. São apresentadas também as características morfológicas dos Caridea, a história de vida e a dependência das espécies pela água salobra. Ainda, com finalidade científica, são apresentadas as principais formas de coleta e análise de uma população, indicando as variáveis mais importantes a serem consideradas em estudos populacionais e reprodutivos. O Vale do Ribeira é representado por oito espécies de camarões-de-água-doce nativas e uma exótica. Esses animais são muito comuns nessa região, sendo o pitu *Macrobrachium acanthurus* a espécie mais popular, utilizado como isca viva na pesca esportiva do robalo e, também, na alimentação humana. Nosso grupo de pesquisa (LABCRUST- Laboratório de Biologia e Cultivo de Crustáceos) trabalha com espécies de camarões-de-água-doce há 15 anos. Desta maneira, neste capítulo, além de apresentar o conhecimento científico sobre o tema, transmitimos a nossa experiência com a coleta desses camarões, bem como, do conhecimento repassado por pescadores locais tradicionais ao longo desses anos.

¹ Universidade Estadual Paulista (UNESP) – Câmpus de Registro – Laboratório de Biologia e Cultivo de Crustáceos (LABCRUST) - Rua Nelson Brihi Badur, 430 - Registro-SP – 11900-000; giovana.bertini@unesp.br

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo (IFES) - Piúma - Rua Augusto Costa de Oliveira, 660 – Piúma-ES – 29285-000.

Introdução

Os crustáceos constituem um dos grupos mais heterogêneos dentro do Filo Arthropoda, com cerca de 67.000 espécies (Brusca & Brusca, 2007). Entre eles, a ordem Decapoda é a mais diversificada, com 14.756 espécies descritas, e inclui animais populares e de grande interesse econômico, como por exemplo: camarões, lagostas, caranguejos e siris (De Grave et al., 2009).

Entre os crustáceos decápodos estão os camarões carídeos (Infraordem Caridea) que compreendem aproximadamente 3.500 espécies, distribuídas em 16 superfamílias e 36 famílias (De Grave et al., 2009; De Grave & Fransen, 2011). São encontrados em todas as latitudes, desde as regiões tropicais até as polares, onde ocupam uma grande variedade de habitats e exibem diversificadas morfologias e ciclos de vida. Algumas espécies são simbióticas de organismos sésseis, outras habitam cavernas subterrâneas ou regiões ocupadas por organismos quimioautotróficos de mares profundos e alguns são semiterrestres, vivendo em manguezais (Bauer, 2004; De Grave et al., 2009). A maioria destes camarões é marinho, porém existe um número relativamente grande de espécies que colonizaram ambientes de água doce (Bauer, 2004), dentre estas, muitas espécies apresentam comportamento migratório do ambiente de água doce para o estuarino ou marinho para fins reprodutivos sendo, portanto, anfídomas (Bauer, 2013; Novak et al., 2016).

Os carídeos dulcícolas são representados pelas famílias Palaemonidae e Atyidae, sendo que ambas possuem espécies no Vale do Ribeira, região sul do estado de São Paulo. A família Palaemonidae compreende cerca de 980 espécies e abrange duas subfamílias: Pontoniinae e Palaemoninae, esta última composta por 18 gêneros, dos quais *Palaemon*, *Palaemonetes* e *Macrobrachium* são considerados os mais representativos em relação ao número de espécies (De Grave et al., 2009; De Grave & Fransen, 2011). A família Atyidae é representada por 469 espécies distribuídas em 42 gêneros (De Grave & Fransen, 2011), e no Brasil são encontrados os gêneros *Atya* e *Potimirim* (Melo, 2003).

Características Morfológicas dos Carídeos

Os camarões carídeos possuem características morfológicas que permitem seu fácil reconhecimento, tais como: os dois primeiros pares de pereópodos possuem pinças (quelas), e o terceiro par nunca é quelado; expansão lateral da pleura do segundo segmento abdominal, que recobre lateralmente as pleuras do primeiro e terceiro segmentos. Outra característica dos carídeos é que o abdome das fêmeas forma uma câmara incubatória para os ovos, proporcionada pela expansão lateral da pleura do segundo segmento abdominal (Bauer, 2004) (Figura 1).

Em muitos carídeos o segundo par de quelípodos é bem desenvolvido e robusto enquanto que o primeiro é fino e delicado, tal como nas espécies do gênero *Macrobrachium*.

Outras espécies possuem os dois primeiros pares de pereópodos (patas torácicas) com tamanhos iguais, ou ainda, com as quelas transformadas em tufos de cerdas (em forma de “pincéis”) como nos atídeos (Bauer, 2004) (Figura 1). Os quelípodos desenvolvidos são usados como armas para predação e em lutas intraespecíficas por território e fêmeas, já os quelípodos delicados com cerdas são usados na autolimpeza e na procura por partículas de alimento (Bauer, 2004).

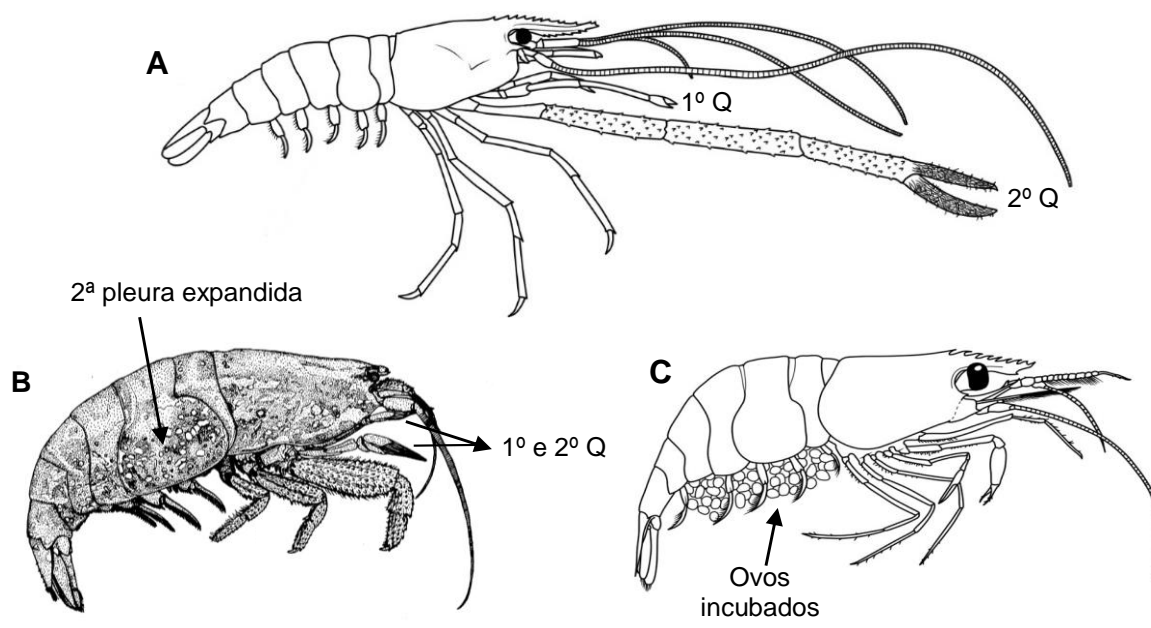


Figura 1. Plano corpóreo dos carídeos evidenciando os tipos de quelípodos. A- *Macrobrachium acanthurus*, 1º par de quelípodos (1º Q) pequeno e 2º par (2º Q) desenvolvido; B- *Atya scabra*, 1º e 2º pares com quelas transformadas em pincéis de cerdas; C- *Caridion gordonii*, 1º e 2º pares de tamanhos iguais. (A: Elaborado por Karyna Izumi; B: reproduzido de Melo, 2003; C: adaptado de Bauer, 2004).

A diferenciação sexual nos camarões carídeos é realizada com base na presença do apêndice masculino, localizado no endopodito do segundo par de pleópodos (patas abdominais) dos machos e na ausência deste apêndice nas fêmeas. Em ambos os sexos há a presença do apêndice interno no endopodito de todos os pares de pleópodos (Figura 2). As aberturas genitais masculinas se localizam na base do quinto par de pereópodos, enquanto que a feminina na base do terceiro par.

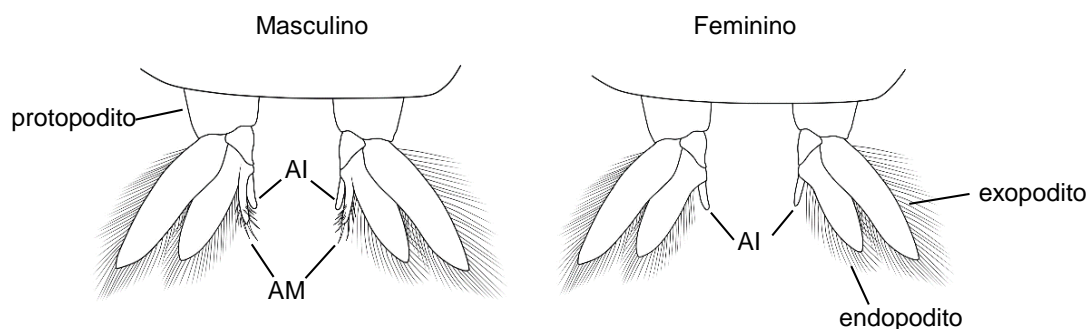


Figura 2. Vista ventral do segundo par de pleópodos e apêndices utilizados para diferenciação sexual nos camarões Caridea. (AM- apêndice masculino; AI- apêndice interno). Elaborado por Karyna Izumi.

História de vida dos carídeos dulcícolas

A história de vida dos camarões-de-água-doce possui diferenças na estratégia reprodutiva e modificações morfológicas e funcionais significativas da fase larval em decorrência do grau de sucesso no processo de colonização do ambiente dulcícola (Jalihal et al., 1993; Bueno & Rodrigues, 1995).

De acordo com o ambiente em que passam a maior parte do ciclo de vida, os camarões-de-água-doce podem ser separados em dois grupos: 1) as espécies anfidromas, com larvas que dependem da água salobra para completar com sucesso o longo desenvolvimento larval e 2) as espécies cujo ciclo de vida transcorre integralmente em água doce, com desenvolvimento larval abreviado ou direto (Magalhães & Walker, 1988; Jalihal et al., 1993; Hancock, 1998; Bauer, 2011).

No primeiro grupo, as fêmeas incubam, na região ventral do abdome, numerosos ovos de tamanho pequeno. A larva livre-natante eclode no estágio de zoea, é planctotrófica (geralmente a partir do segundo estágio) e o desenvolvimento larval possui cerca de 10 estágios de zoea. A eclosão das larvas pode ocorrer nos rios, sendo estas transportadas pelas correntezas até os estuários (Benstead et al., 2000; Bauer, 2011; Bertini et al., 2014) ou, as fêmeas realizam migração em direção aos estuários para liberação larval (Bauer & Delahoussaye, 2008; Rome et al., 2009; Olivier & Bauer, 2011). Após a metamorfose, as formas juvenis migram rio acima e se integram à população local (não necessariamente a parental) (Bauer, 2013). As formas adultas são geralmente de porte médio ou grande (Jalihal et al., 1993; Bueno & Rodrigues, 1995; Bauer, 2011).

No segundo grupo, as fêmeas incubam poucos ovos de tamanho grande; do ovo eclode uma larva de hábito bentônico, lecitotrófica, que apresenta um desenvolvimento larval geralmente composto de apenas dois ou três estágios de zoea (Figura 3). A larva apresenta um reduzido potencial de dispersão, uma vez que tende a permanecer no fundo na área de

ocorrência da população genitora. As formas adultas são geralmente de porte médio ou pequeno (Magalhães & Walker, 1988; Jalihal et al., 1993; Bauer, 2011).

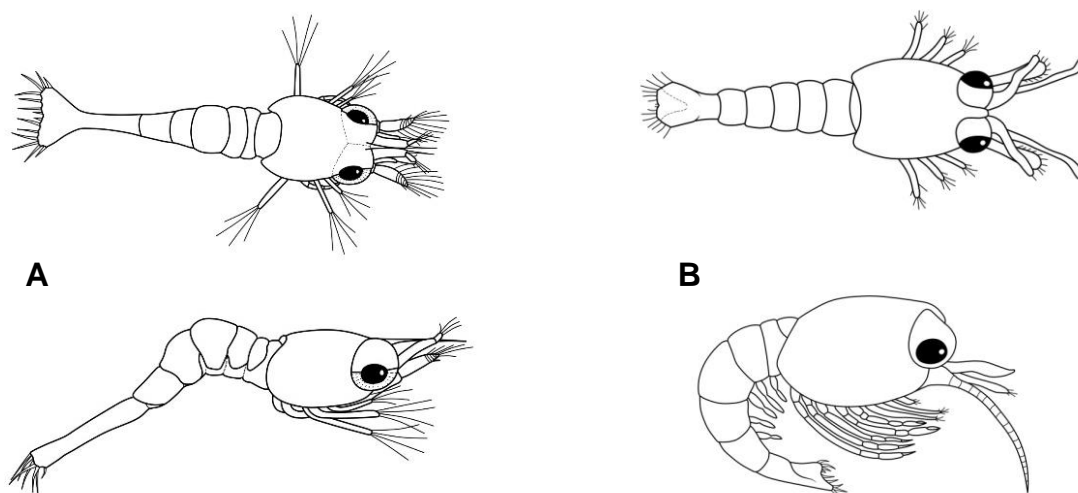


Figura 3. Exemplos de zoeas I de Caridea. A- Larva planctônica com desenvolvimento prolongado; B- Larva bentônica com desenvolvimento abreviado. Elaborado por Karyna Izumi.

Metodologia de coleta de camarões-de-água-doce

A fauna de crustáceos decápodes de água doce distribui-se em função de diversas características ambientais e dos vários recursos explorados pelas diferentes espécies ao longo das fases da vida. Devido a esta heterogeneidade de habitats ocupados, para aumentar a eficiência da coleta de camarões em ambientes dulcícolas devem ser considerados diferentes métodos de captura (passivos e ativos). A amostragem passiva é realizada utilizando-se apetrechos sem a intervenção direta do coletor, causando uma menor perturbação ao ambiente, diferente do método ativo, que consiste na captura utilizando-se apetrechos que perturbam de alguma forma o ambiente (Ribeiro & Zuanon, 2006; Rocha, 2010). Dentre os métodos para a captura de camarões, os passivos mais comuns são as armadilhas (covo e caixa), enquanto que a peneira e o passaguá são os métodos ativos mais utilizados.

As armadilhas podem ser garrafas PET, de fácil confecção e baixo custo, comumente utilizadas por pescadores ribeirinhos para a captura do pitu *Macrobrachium acanthurus* na vegetação marginal dos rios. Outro tipo de armadilha utilizada pelos ribeirinhos são os covos de bambu, para a captura de camarões maiores que ficam no leito do rio. Os covos também podem ser confeccionados em estrutura de arame recoberta com tela plástica e de tamanhos variados. Podemos citar como exemplo o confeccionado com malha de 8 mm com 100 cm de comprimento e 50 cm de diâmetro e com aberturas (funis) em cada lado para a entrada dos camarões (Figura 4 A) (Bertini et al., 2014; Lima et al., 2016). Além dos covos, as armadilhas

podem ser confeccionadas em caixas de polietileno recobertas com malha de 8 mm e com aberturas laterais para a entrada dos camarões, que são colocadas sob a vegetação marginal (Figura 4 B).

Para fins científicos, as armadilhas geralmente são mantidas no rio por cerca de 24 horas. Já os ribeirinhos as mantêm por vários dias, realizando uma “visita” periódica para a retirada dos animais e introdução de novas iscas de atrativo para os camarões, tais como: restos de peixes, ossos de boi e/ou bananas. Para facilitar sua localização, a região da armadilha pode ser marcada com uma fita, bambu (muito comum entre os ribeirinhos) e/ou anotadas as coordenadas utilizando GPS.

A peneira pode ser igual àquelas utilizadas na construção civil, ou confeccionada com diâmetro de 90 cm, e rede com abertura de malha de 3 mm entre nós adjacentes (Figuras 4 C, D). Para a coleta de camarões com este método, a peneira deve ser passada sob a vegetação marginal, que se encontra parcialmente submersa à margem dos rios, por ser o local onde ocorre uma alta abundância de camarões. Para fins científicos, recomenda-se padronizar o esforço de pesca, como por exemplo, duas pessoas por 20 minutos (Bertini et al., 2014). No rio Ribeira de Iguape, por ser um rio profundo, é comum a coleta ser realizada de dentro do barco de alumínio, sendo a peneira introduzida na vegetação marginal pelo coletor (Figura 4 E).

O passaguá é uma rede em formato de triângulo com fundo cônico de diversos tamanhos e com malha de 3 mm (Figura 4 F). Este método é usado em riachos de baixa profundidade em fundos de pedras e areia e deve ser realizado, preferencialmente, no período noturno, no qual os camarões estão mais ativos. Assim, para propiciar a saída dos camarões de seus abrigos e facilitar sua captura, cerca de 20 minutos antes da coleta deve ser lançado na água um atrativo alimentar, que pode ser composto por uma mistura de ração de peixe em pó, farinha de mandioca e água.

Importante ressaltar que para a captura de animais silvestres com finalidade científica ou didática em território nacional é necessária a solicitação de autorização e licença do SISBIO (Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade, <http://www.icmbio.gov.br/sisbio/>), conforme a Instrução Normativa ICMBio nº 03/2014. As autorizações e licenças permanentes concedidas a pesquisadores por meio do SISBIO não podem ser utilizadas para fins comerciais, industriais, esportivos ou para realização de atividades inerentes ao processo de licenciamento ambiental de empreendimentos.



Figura 4. Métodos de coleta de camarões em ambientes dulcícolas. A- Armadilha tipo covô; B- Armadilha tipo caixa; C- Peneira de construção; D- Peneira confeccionada com malha 3 mm; E- Peneira sendo passada na vegetação com auxílio de barco de alumínio; F- Coleta noturna com passaguá. Fotos: Giovana Bertini.

Análises Laboratoriais

A metodologia de coleta dos camarões depende das espécies de interesse e do objetivo da pesquisa. Como apresentado acima, existem diversas metodologias, porém após a coleta, geralmente os camarões são identificados (espécie, local e data de coleta), armazenados (fêmeas com ovos são individualizadas) e refrigerados até a chegada ao local de análise. Em laboratório, os animais são separados quanto ao sexo e, posteriormente, são realizadas as análises pertinentes, de acordo com a finalidade da pesquisa.

A maioria dos estudos com camarões exigem o tamanho dos indivíduos. Essa mensuração pode ser realizada utilizando paquímetro ou estereomicroscópio provido com ocular micrométrica. As regiões mais comuns de serem mensuradas são a do comprimento da carapaça (CC) e a do comprimento total do corpo (CT). A mensuração do CC é realizada do seio orbital ao ponto médio da margem posterior da carapaça, já a do CT é efetuada da extremidade anterior do rostro à extremidade posterior do telson (Figura 5). Com posse do tamanho do animal é possível investigar a amplitude de tamanho da espécie, reconhecer diferenças de tamanho entre os sexos (dimorfismo sexual), estimar a idade relativa dos indivíduos, taxas de crescimento e mortalidade, entre outros.

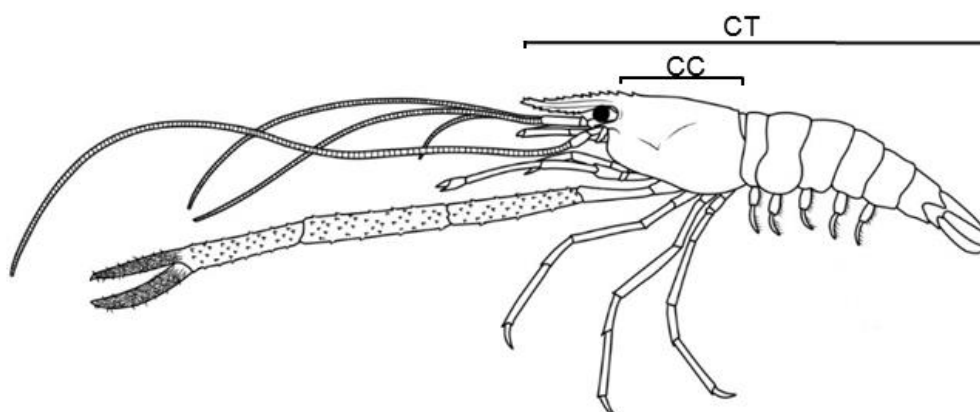


Figura 5. *Macrobrachium acanthurus*. Regiões mensuradas nos camarões. CC- comprimento da carapaça, CT- comprimento total. Elaborado por Karyna Izumi.

Outra análise comum, principalmente para estudos de biologia reprodutiva das espécies, é a avaliação macroscópica das gônadas e a observação da presença de fêmeas ovígeras (carregando ovos no abdome). Neste estudo é possível determinar o período reprodutivo de uma espécie, os locais de reprodução, o tamanho da primeira maturação sexual e fecundidade.

A morfologia do sistema reprodutor entre os camarões-de-água-doce é semelhante. Os testículos (Figura 6) e os ovários (Figura 7) se localizam dorsalmente no cefalotórax embaixo do coração e sobre o hepatopâncreas. Os testículos são pares, unidos medialmente e com

ductos deferentes laterais. Os ductos deferentes são tubos simples que finalizam nas ampolas terminais, localizadas nas coxas do quinto par de pereópodos. A coloração dos testículos varia de translúcida, quando os indivíduos são imaturos, a branco leitoso e com ductos enovelados, quando estão no estágio máximo de desenvolvimento (Figura 6 A, B). O reconhecimento do estágio maduro pode ser efetuado macroscopicamente pela visualização da ampola terminal com aspecto esbranquiçado, indicando a presença de espermatozóides (Figura 6 C).

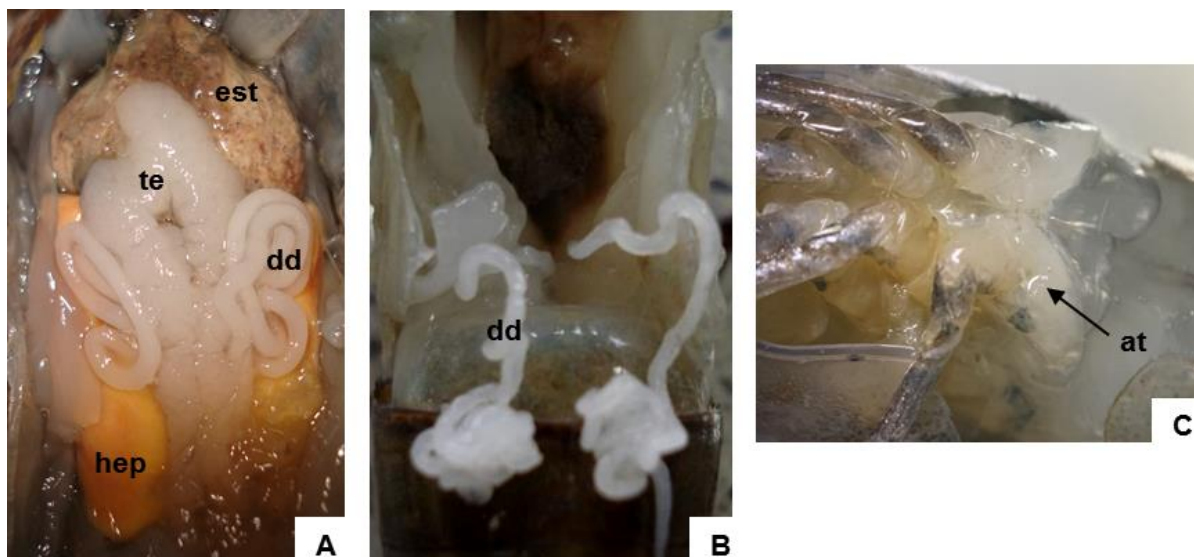


Figura 6. Morfologia do aparelho reprodutor masculino. A- Testículos (te) no cefalotórax de *Macrobrachium carcinus*; B- Ductos deferentes (dd) retirados do cefalotórax evidenciando o enovelamento no estágio maduro de *Macrobrachium acanthurus*; C- Vista ventral mostrando a ampola terminal (at) esbranquiçada na base do quinto par de pereópodos de *Macrobrachium acanthurus*. (est- estômago, hep- hepatopâncreas). Fotos: Giovana Bertini.

Os ovários se iniciam logo atrás dos olhos e vão até o primeiro segmento abdominal quando maduro (Figura 7 A e Figura 8 C). Lateroventralmente de cada lobo ovariano inicia-se o oviduto que se estende até a base do terceiro par de pereópodos, onde se abre no gonóporo (Figura 7 B). Em algumas espécies de carídeos os ovários podem ser visualizados através da carapaça translúcida. Nesses animais a caracterização dos estágios de desenvolvimento pode ser realizada de acordo com a coloração e tamanho dos ovários na carapaça, como o descrito para *M. acanthurus* por Carvalho & Pereira (1981) adaptado por Rodrigues (2020): Imaturo – ovários são pequenos e não visíveis por transparência na carapaça, são incolores e não apresentam cromatóforos; Rudimentar - ovários incolores e ausência de ovos no abdome (Figura 8 A); Em maturação – ovários com coloração verde clara, ocupando $\frac{3}{4}$ da região dorsal do cefalotórax (Figura 8 B); Maduro – ovários com coloração verde escura ocupando toda a região dorsal do cefalotórax, da base do rostro até a metade do primeiro segmento abdominal (Figura 8 C); Esgotado (pós-liberação dos oócitos) - estágio encontrado nas fêmeas ovígeras que estão com os ovos em estágio inicial do desenvolvimento

embrionário, ou seja, os ovários são pequenos e flácidos apresentando coloração esbranquiçada ou pardo-amarelada (Figura 7 C e Figura 8 D).

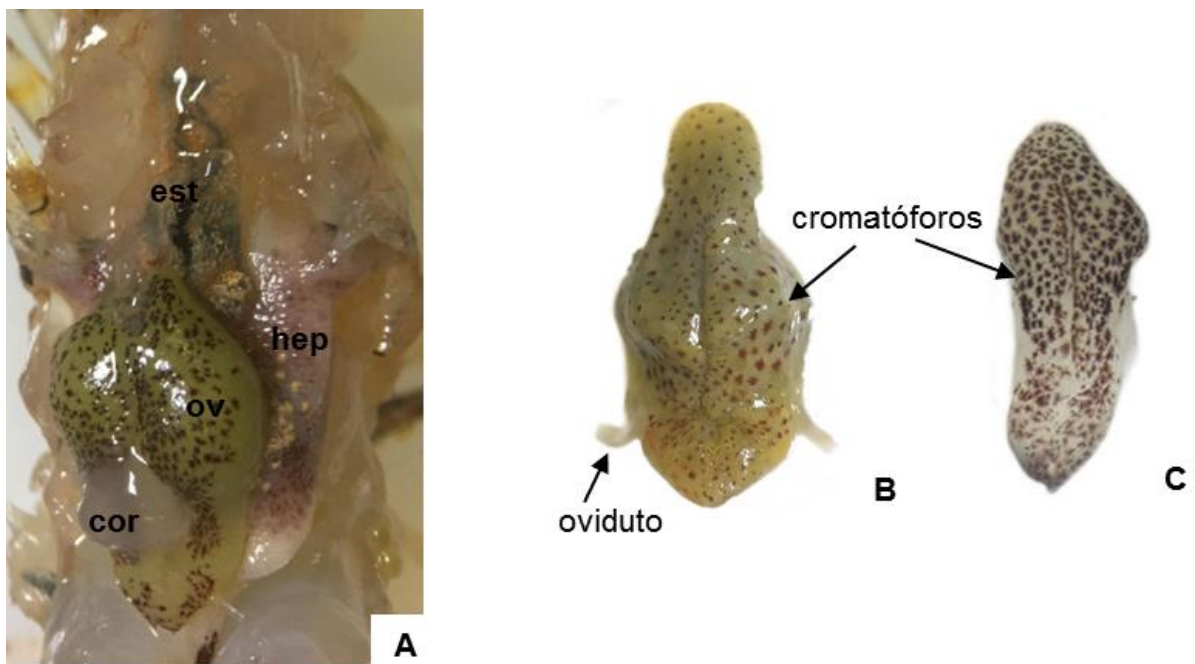


Figura 7. Morfologia do aparelho reprodutor feminino de *Macrobrachium acanthurus*. A- Ovários maduros no cefalotórax; B- Ovário maduro com oviduto; C- Ovário esgotado. (cor- coração, est- estômago, hep- hepatopâncreas, ov- ovário). Fotos: Maria M. Rodrigues.

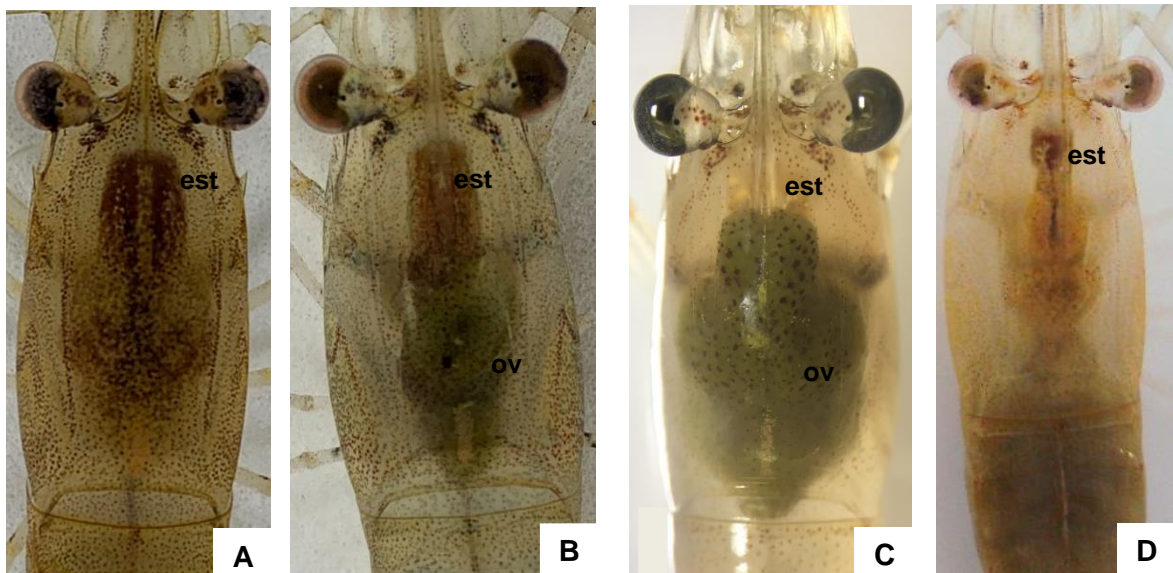


Figura 8. Vista dorsal do cefalotórax de fêmeas de *Macrobrachium acanthurus* mostrando diferentes estágios de desenvolvimento dos ovários na carapaça translúcida. A- Ovários rudimentares; B- Ovários em maturação; C- Ovários maduros; D- Fêmea ovígera com ovários esgotados (est- estômago, ov- ovário). Fêmeas com CC de 12 a 15mm. Fotos: Maria M. Rodrigues.

Camarões-de-água-doce do Vale do Ribeira

Gênero *Macrobrachium*

O gênero *Macrobrachium* é representado por 243 espécies descritas, com distribuição tropical e subtropical (De Grave & Fransen, 2011), sendo 19 espécies com ocorrência no Brasil, e dessas, 12 no estado de São Paulo (Magalhães, 1999; Maciel et al., 2011; Pileggi & Mantelatto, 2012; Santos et al., 2013). Esses camarões habitam ambientes dulcícolas, estuarinos e encontram-se associados à vegetação marginal submersa, em plantas aquáticas, sob ou entre rochas, cascalhos, raízes e/ou serapilheira no leito dos cursos d'água (Mantelatto et al., 2016).

Muitas espécies deste gênero apresentam grande importância, pois são utilizadas como alimento, sendo considerada boa fonte de proteína animal devido à qualidade da carne (Reis et al., 2004), além de apresentar boa aceitação no mercado consumidor (Valenti, 1984). Em geral, dentre os palemonídeos, o gênero *Macrobrachium* possui o maior tamanho corporal em relação aos demais membros da família (Mantelatto et al., 2016). Devido ao porte avantajado, algumas espécies como *M. acanthurus*, *M. carcinus* e *M. amazonicum* apresentam interesse econômico e alto potencial de cultivo no Brasil (Bertini & Valenti, 2010). As espécies nativas presentes no Vale do Ribeira são: *M. acanthurus*, *M. carcinus*, *M. heterochirus*, *M. offersii* e *M. potiuna*.

Além dessas espécies nativas, o camarão exótico, *M. rosenbergii*, tem sido constantemente coletado no rio Ribeira de Iguape, na região de Iguape e, por isso, também será incluído na descrição das espécies que são encontradas no Vale do Ribeira apresentada a seguir.

Macrobrachium acanthurus (Wiegmann, 1836) (Figura 9)

Nome vulgar: Camarão-canela, Pitu, Pitu-de-Iguape.



Figura 9. Exemplar macho de *Macrobrachium acanthurus*, CC = 23 mm. Foto: Giovana Bertini.

Distribuição geográfica

Ampla distribuição geográfica em rios, estuários e pequenas lagoas que deságuam no Oceano Atlântico (Tamburus et al., 2012). Ocorre desde a Carolina do Norte nos Estados Unidos até o Rio Grande do Sul no Brasil (Pileggi et al., 2014).

Tamanho

São camarões de grandes dimensões, machos e fêmeas atingem comprimento máximo do corpo de 158 e 108 mm, respectivamente (Valenti et al., 1987a; Albertoni et al., 2002).

Aspectos biológicos

O nome popular “camarão-canela” está relacionado com à sua coloração marrom-avermelhada, presente nos adultos, no entanto, os indivíduos jovens são translúcidos. Além disso, apesar da maioria das vezes o adulto apresentar essa cor, essa espécie tem a habilidade de modificar sua coloração adaptando-se ao ambiente.

Os indivíduos dessa espécie vivem na vegetação marginal densa e parcialmente submersa, e os maiores podem ser encontrados em áreas mais profundas, onde há galhos e detritos que servem de refúgio. Os juvenis e adultos são onívoros/detritívoros, com uma dieta

variada que inclui detritos, insetos e macroalgas (Albertoni et al., 2003). Para a captura desses camarões é comum o uso da peneira passada sob a vegetação marginal e as armadilhas que também são colocadas nestas áreas de vegetação.

Os machos são territorialistas com comportamento bastante agressivo, porém em menor intensidade que seu congênere *M. carcinus*. Assim como *M. rosenbergii* e *M. amazonicum* (Moraes-Riodades & Valenti, 2004; Brown et al., 2010), os machos dessa espécie apresentam diferentes morfotipos (Aguar, 2016).

No sudeste do Brasil, *M. acanthurus* se reproduz o ano todo, mas com maior intensidade durante o verão (Valenti et al., 1986; Bertini et al., 2014). Produzem em média 8.900 ovos, podendo chegar até quase 18.000 ovos (Valenti et al., 1989b; Bertini & Baeza, 2014). O período de incubação dos ovos dura cerca de 12 dias (Fukuda et al., 2017).

As fêmeas ovíferas se distribuem ao longo de todo o rio Ribeira de Iguape e as larvas são transportadas pela correnteza até o estuário, no município de Iguape (Bertini et al., 2014). *Macrobrachium acanthurus* exhibe desenvolvimento larval prolongado, as larvas são planctônicas carnívoras e levam cerca de 40 dias para se metamorfosear (Choudhury, 1970; Quadros et al., 2004), passando por 10 estágios larvais (Quadros et al., 2004). Além disso, as larvas têm a capacidade de se adaptar a diferentes salinidades, porém necessitam de água salobra para completar seu ciclo de desenvolvimento (Bertini et al., 2014; Rodrigues et al., 2018).

Aspectos econômicos

É uma das espécies brasileiras de camarão-de-água-doce mais estudada devido à sua importância econômica. Esse camarão possui alto potencial para a carcinicultura de água doce, pois apresenta grande porte, altas taxas de fertilidade e fecundidade, fácil manutenção e reprodução em cativeiro (New, 1995). Porém, ainda não há tecnologia desenvolvida para o seu cultivo (Rodrigues et al., 2018). No Vale do Ribeira é a espécie mais explorada pela pesca artesanal, tanto para consumo humano quanto para o mercado de iscas vivas para a pesca esportiva do robalo, atividade muito comum na região (Bertini & Valenti, 2010).

Estudos realizados no Vale do Ribeira

Os primeiros estudos com essa espécie na região do Vale do Ribeira foram efetuados na década de 1980, relacionados com a dinâmica da reprodução (Valenti et al., 1986), crescimento (Valenti et al., 1987b), biologia populacional (Valenti et al., 1987a), crescimento relativo (Valenti et al., 1989a) e fecundidade (Valenti et al., 1989b).

Posteriormente, frente à grande importância de *M. acanthurus* no Vale do Ribeira, o grupo de pesquisa LABCRUST da UNESP-Registro iniciou seus estudos com essa espécie em 2004, culminando em diversos artigos, tais como: Bertini & Valenti (2010) que realizaram

um levantamento geral sobre a importância econômica de *M. acanthurus* na região; Bertini et al. (2014) estudaram a população habitante do rio Ribeira de Iguape ao longo de 155 km de extensão para esclarecer se ocorre migração das fêmeas em direção ao estuário para a liberação larval e conhecer outros aspectos de seu ciclo de vida, como: razão sexual, tamanho da primeira maturidade sexual das fêmeas e taxas de crescimento de ambos os sexos; Bertini & Baeza (2014) analisaram a fecundidade e fertilidade; Fukuda et al. (2017) efetuaram experimentos em laboratório referente ao efeito da salinidade no desenvolvimento embrionário; Rodrigues et al. (2018) estudaram as taxas de sobrevivência das larvas em diferentes níveis de salinidade e dietas; Rodrigues et al. (2019) detectaram a ocorrência de antênulas heteromórficas em fêmeas submetidas a ablação peduncular dos olhos; Rodrigues (2020) em sua tese de doutorado analisou os efeitos da ablação do pedúnculo ocular no desenvolvimento ovariano e reprodução e Rodrigues et al. (2021) analisaram a performance reprodutiva de fêmeas submetidas a ablação peduncular.

Além desses, Rocha & Bueno (2004) efetuaram um levantamento dos crustáceos decápodes de água doce com ocorrência na bacia do rio Ribeira de Iguape e rios costeiros adjacentes, no qual essa espécie foi citada.

Macrobrachium carcinus (Linnaeus, 1758) (Figura 10)

Nome vulgar: Pitu, Lagostim-de-água doce, Lagosta, Lagostinha-do-ribeira.



Figura 10. Exemplar macho de *Macrobrachium carcinus*. CC = 35,4 mm. Foto: Giovana Bertini.

Distribuição geográfica

Ocorre na Flórida, Mississippi, Texas, México, Guatemala, Nicarágua, Costa Rica, Panamá, Cuba, Porto Rico, Jamaica, Barbados, Pequenas Antilhas, Colômbia, Venezuela, Guiana, Suriname e Brasil (do Pará ao Rio Grande do Sul), Equador e Peru (Holthuis, 1980; Melo, 2003).

Tamanho

São camarões de grandes dimensões, machos e fêmeas atingem comprimento máximo do corpo de 300 e 175 mm, respectivamente, com cerca de seis anos (Valenti et al., 1994; Bowles et al., 2000). Dentre as espécies nativas do Vale do Ribeira, esta espécie atinge o maior tamanho corporal.

Aspectos biológicos

O nome popular Lagostinha-do-ribeira está relacionado ao seu grande porte, que o destaca dentre as outras espécies do gênero *Macrobrachium*. Os adultos têm coloração marrom-escura, com faixas longitudinais em diferentes tons de bege. No rio Ribeira de Iguape sua captura é efetuada somente com armadilhas tipo covão que são deixadas no leito do rio em locais de fundos rochosos e com a presença de galhos e detritos que servem de refúgio aos animais. Com esta metodologia é comum a captura de indivíduos adultos, entretanto a

captura de camarões com menos de 20 mm de comprimento de carapaça nunca ocorreu durante a realização dos projetos de pesquisa do LABCRUST ao longo do rio Ribeira de Iguape. Assim, ainda não se tem conhecimento de como ocorre o recrutamento dos jovens à fase adulta dessa espécie e qual ambiente é preferido nesta fase da vida.

Os adultos apresentam um comportamento bastante agressivo (Bond-Buckup & Buckup, 1989). Possuem uma dieta variada que inclui detritos, insetos e macroalgas, sendo onívoros e de hábitos noturnos (Coelho, 1963; Lima & Silva, 2014).

Na região do Vale do Ribeira, é possível observar a presença de fêmeas ovígeras de *M. carcinus* ao longo do rio Ribeira de Iguape durante três estações: primavera, verão e outono, mas com a maior intensidade durante o verão. Produzem em média 8.000 ovos, podendo chegar até quase 138.200 ovos (Valenti et al., 1985). Seu período de incubação dura em torno de 19 dias (Graziani et al., 1993).

O desenvolvimento larval é prolongado, sendo necessária água salobra para completar seu ciclo de vida, as larvas são planctônicas carnívoras e levam em torno de 90 dias até se metamorfosear, passando por dez estágios larvais (Lewis & Ward, 1965). Assim, as larvas que nascem nas regiões mais distantes da foz do rio Ribeira de Iguape são transportadas com a correnteza para o estuário onde completam seu desenvolvimento.

Aspectos econômicos

Esse camarão possui alto potencial para a carcinicultura de água doce devido ao reconhecido valor econômico (Ingle & Eldred, 1960). Por apresentar grande porte e altas taxas de fertilidade e fecundidade tem motivado vários experimentos visando o seu cultivo (Valenti et al., 1985; Lara & Wehrtmann, 2009). Já existem estudos para domesticação com intenção de cultivo, com êxito parcial e, em alguns casos, com guias de manejo (García-Guerrero et al., 2013). Devido ao seu grande tamanho, juntamente com *M. acanthurus*, é uma espécie muito visada pela pesca artesanal na região do Vale do Ribeira, sendo capturados, principalmente, na época do verão para serem vendidos para consumo humano.

Estudos realizados no Vale do Ribeira

Alguns estudos foram desenvolvidos com essa espécie na região do Vale do Ribeira, destacando-se trabalhos sobre: fecundidade (Valenti et al., 1985), dinâmica da reprodução (Valenti et al., 1986), maturação e crescimento (Lobão et al., 1986; Valenti et al., 1994). Outros estudos foram realizados pelo grupo de pesquisa LABCRUST referente à população que ocorre no rio Ribeira de Iguape, sendo abordados aspectos da distribuição espacial e estrutura populacional (Furuyama et al., 2008), importância econômica (Bertini & Valenti, 2010), estudo da captura por unidade de esforço da pesca (Izumi & Bertini, 2017) e diferenciação morfológica entre os sexos (Izumi et al., 2017).

Macrobrachium heterochirus (Wiegmann, 1836) (Figura 11)

Nome vulgar: Pitu, Camarão-de-cachoeira, Camarão-cascata.



Figura 11. Exemplar macho de *Macrobrachium heterochirus*. Foto: João Vicente Coffani Nunes.

Distribuição geográfica

Encontrado em rios que se conectam com o Oceano Atlântico, desde a Flórida nos Estados Unidos até o Rio Grande do Sul no Brasil. Entretanto, sua distribuição é descontínua, sendo que no Brasil é encontrado nos estados do RN, PE, BA, ES, RJ, SP, SC e RS (Melo, 2003; Rocha & Bueno, 2004).

Tamanho

São camarões de grandes dimensões, podendo atingir um tamanho total de 153 mm (Mejía-Ortíz et al., 2001).

Aspectos biológicos

O nome popular na região, “camarão-cascata”, está relacionado à sua maior ocorrência se dar em regiões de cachoeiras e grande movimentação da água, devido às altas concentrações de oxigênio dissolvido (Fukuda, 2015). São dificilmente observados durante o dia, sendo ativos a partir do entardecer, quando saem das suas tocas sob as pedras à procura de alimento e interações interespecíficas. Sua captura é realizada revirando as pedras do leito

dos riachos e com o uso do passaguá. Além disso, é necessário o uso de lanternas de cabeça para a sua visualização (Figura 4 G).

Macrobrachium heterochirus exibe desenvolvimento larval prolongado, sendo necessária a água salobra para completar seu ciclo de vida (Holthuis, 1952). Apresentam alta fecundidade, podendo produzir 29.000 ovos, sendo eles pequenos, medindo em média 0,6 mm (Ching & Velez, 1985; Mejía-Ortiz & Alvarez, 2010). Na região do Vale do Ribeira, *M. heterochirus* se reproduz durante o ano todo, com picos no verão e no outono (Fukuda, 2015).

Aspectos econômicos

Comparando *M. heterochirus* com algumas espécies que possuem interesse econômico na região, ele apresenta menor comprimento que *M. carcinus* e maior que *M. acanthurus*. Entretanto, apesar de ser um camarão de grande porte, ainda não é explorado economicamente no Vale do Ribeira, podendo ser capturado esporadicamente para o consumo das populações ribeirinhas.

Estudos realizados no Vale do Ribeira

Poucos estudos foram desenvolvidos com essa espécie na região do Vale do Ribeira, destacando-se trabalhos sobre sua ocorrência (Rocha & Bueno, 2004) e biologia populacional no rio Mandira em Cananéia (Fukuda, 2015).

Macrobrachium olfersii (Wiegmann, 1836) (Figura 12)

Nome vulgar: Ferrinho, Popeye, Braçudinho, Camarão-aratanha, Pitú.

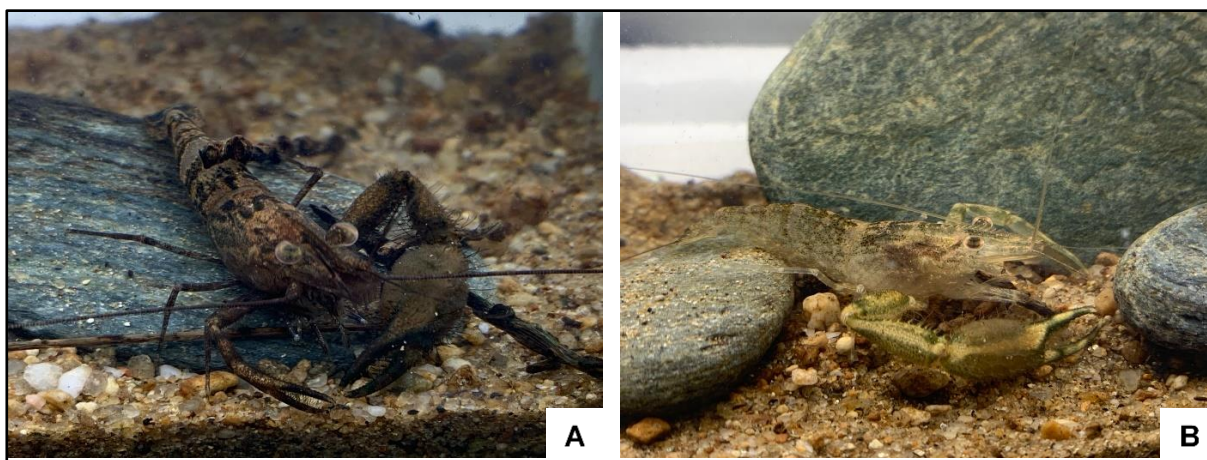


Figura 12. Exemplares machos de *Macrobrachium olfersii*. Ilustram-se os tipos de coloração que podem apresentar. A, B- Espécimes com 11,2 e 13 mm de CC, respectivamente. Fotos: Giovana Bertini.

Distribuição geográfica

É encontrado em águas tropicais e subtropicais, desde a região sudeste dos Estados Unidos até o sul do Brasil (Rossi & Mantelatto, 2013).

Tamanho

São camarões de porte pequeno a médio, com machos podendo atingir cerca de 82 mm de comprimento total e as fêmeas 57 mm (Mossolin & Bueno, 2002).

Aspectos biológicos

Os camarões adultos apresentam o segundo par de pereópodos desigual (heteroquelia), em termos de tamanho e robustez. Embora essa característica seja notada em ambos os sexos, nos machos é mais visível (Mossolin & Bueno, 2003). Tal característica é responsável pelo nome vulgar de “Popeye” e “Braçudinho”. Adultos possuem uma coloração marrom-amarelada ou esverdeada, porém, assim como *M. acanthurus*, esta espécie tem a capacidade de mudar a sua coloração conforme o ambiente. Jovens são translúcidos.

A ocupação do ambiente é diferencial, com os indivíduos de menor porte habitando preferencialmente a vegetação marginal e os machos adultos têm o hábito de ocupar o leito dos rios. Em riachos, no período noturno ocupam todo o leito do rio em substratos de areia e pedriscos. No rio Ribeira de Iguape, *M. olfersii* é encontrado no mesmo habitat que *M. acanthurus*, sendo espécies simpátricas. Apresentam hábito crepuscular, realizando suas atividades principalmente no início e fim do dia, quando saem à procura de alimento, que

consiste basicamente de detritos orgânicos e invertebrados (Coelho, 1963; Holthuis & Provenzano, 1970).

Análises filogenéticas usando DNA mitocondrial demonstraram que *M. birai* e *M. holthuisi* são sinônimos de *M. olfersii* (Pileggi & Mantelatto, 2012). Além disso, existe controvérsia sobre a grafia correta desta espécie de camarão, parte da literatura científica escreve *olfersi* e parte *olfersii*. Porém, em 2016 foi publicada uma nota indicando que a grafia mais adequada é com dois “i”s, *M. olfersii* (Rossi et al., 2016).

Apresentam reprodução contínua, com maior atividade reprodutiva durante os meses mais quentes e chuvosos (dezembro a março) (Mossolin & Bueno, 2002; Ribeiro, 2018). É uma espécie que produz ovos pequenos em grandes quantidades, em média 1.900 ovos/fêmea (Nazari et al., 2003), podendo chegar a quase 9.000 ovos (Anger & Moreira, 1998). A incubação dos ovos dura em torno de 14 dias (Müller et al., 2003).

Aspectos econômicos

Devido ao seu pequeno tamanho corporal, *M. olfersii* não é uma espécie de interesse para a aquicultura, porém exerce um importante papel ecológico como integrante da cadeia trófica, sendo detritívoros, e fonte de alimento para muitas espécies de peixes e aves (Kensley & Walker, 1982; Bauer, 2004). No Vale do Ribeira não são muito explorados pois, de acordo com relatos de pescadores, a carne não é boa para consumo por apresentar gosto amargo.

Estudos realizados no Vale do Ribeira

Muitos trabalhos foram realizados com essa espécie, porém, poucos deles foram realizados na região do Vale do Ribeira. Rocha & Bueno (2004) detectaram sua presença no levantamento dos crustáceos decápodes de água doce com ocorrência no Vale do Ribeira e rios costeiros adjacentes. Rocha (2010) testou dois métodos de coleta de decápodes na região, onde *M. olfersii* foi uma das espécies analisadas e Ribeiro (2018) estudou a dinâmica populacional desta espécie ao longo do rio Ribeira de Iguape, com ênfase na estrutura populacional, período reprodutivo, taxas de crescimento, maturidade sexual e razão sexual. Recentemente, Ribeiro et al. (2020) analisaram a abundância e a distribuição espaço-temporal dessa espécie ao longo de 155 km do rio Ribeira de Iguape, entre os municípios de Eldorado e Iguape.

Macrobrachium potiuna (Müller, 1880) (Figura 13)

Nome vulgar: Potiuna, Camarão-preto.



Figura 13. Exemplar macho de *Macrobrachium potiuna*, CC = 15 mm. Foto: Giovana Bertini.

Distribuição geográfica

Encontrado nas bacias da vertente Atlântica do sudeste e sul do Brasil, desde o Espírito Santo até o Rio Grande do Sul (Bond-Buckup & Buckup, 1989). Possui maior ocorrência em águas interiores devido independência da água salobra na reprodução (Nazari et al., 2003).

Tamanho

São camarões de pequenas dimensões, atingem um comprimento total máximo de 79 mm (Fukuda, 2015).

Aspectos biológicos

O nome popular “camarão-preto” está relacionado à sua coloração mais escura; “Potiuna” vem do tupi-guarani, *poti* (camarão) e *una* (negro).

Macrobrachium potiuna é um importante elo da cadeia trófica de ambientes límnicos. Habita áreas montanhosas de Mata Atlântica ameaçadas por pressões antrópicas, especialmente expansão urbana desordenada, atividades turísticas e agrícolas (Mattos & Oshiro, 2009).

Sua reprodução ocorre durante a primavera e o verão, com fecundidade média de 24 ovos por fêmea (Antunes & Oshiro, 2004). Faz parte do grupo de camarões com

desenvolvimento larval abreviado, onde todo o desenvolvimento ocorre na água doce e suas larvas não necessitam do contato com a água salobra como as espécies anfídromas (Nazari et al., 2003).

Aspectos econômicos

Podem ser encontrados em algumas lojas de aquarismo para a venda como espécie ornamental e no Vale do Ribeira podem ser usados ocasionalmente como isca viva.

Estudos realizados no Vale do Ribeira

Foram realizados apenas dois estudos com essa espécie na região do Vale do Ribeira, sendo o de Lombardi et al. (1996) sobre os aspectos populacionais de *M. potiuna* (como *M. petronio*) nos municípios de Cananéia e Juréia e o de Fukuda (2015) que estudou a composição dos camarões carídeos no rio Mandira, Cananéia, sendo *M. potiuna* a espécie mais abundante no local.

Macrobrachium rosenbergii (de Man, 1879) (Figura 14)

Nome vulgar: Camarão-gigante-da-malásia, Camarão-da-malásia, Camarão-havaiano.

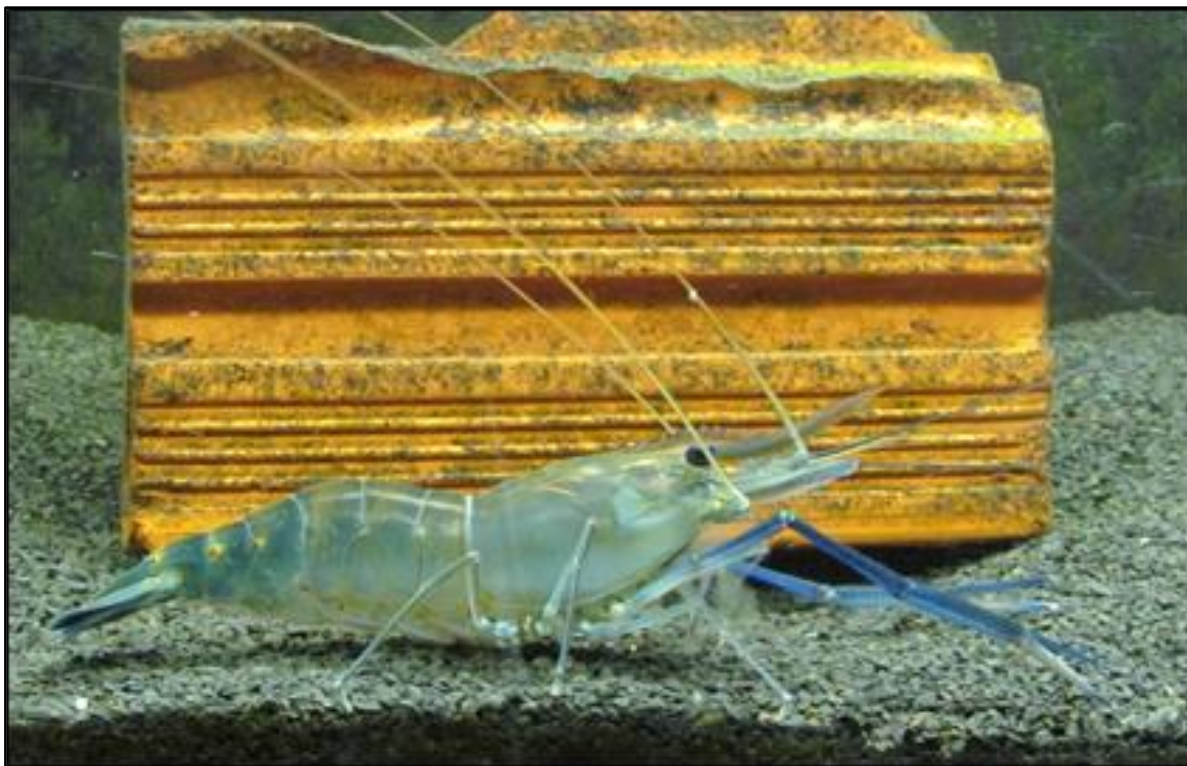


Figura 14. Exemplar de *Macrobrachium rosenbergii*. Foto: Walther Ishikawa.

Distribuição geográfica

É uma espécie exótica no Brasil e ocorre naturalmente em todo o sul e sudeste da Ásia (Wowor & Ng, 2007), porém tem sido registrada como espécie invasora em diversos países (FAO-Dias, 2020).

Tamanho

É a maior espécie conhecida dentre todo o gênero *Macrobrachium*. Os machos podem atingir um comprimento total de corpo de até 320 mm e as fêmeas 250 mm (Brown et al., 2010).

Aspectos biológicos

Com interesse na carcinicultura, esta espécie foi introduzida em muitos países, chegando ao Brasil na década de 1970 (Iketani et al., 2011). Após a expansão de seu cultivo no Brasil, espécimes foram frequentemente encontrados em habitats aquáticos naturais costeiros em todo o país (Sampaio et al., 2009). Apesar de não existir relatos de qualquer dano econômico ou impacto ambiental relacionado à sua introdução em várias localidades,

espécies exóticas podem causar efeitos negativos nas comunidades de organismos aquáticos nativos (Magalhães et al., 2005).

Na natureza habita rios e reservatórios que se comunicam com águas salobras e, durante o período reprodutivo, fêmeas ovígeras migram para regiões estuarinas para liberação larval, onde o desenvolvimento larval se completa (Sandifer et al., 1975). Fêmeas ovadas carregam em torno de 170 mil ovos (Ling & Merican, 1961). As larvas eclodem como zoeas e apresentam o seu desenvolvimento constituído em 11 estágios (Uno & Know, 1969).

Os indivíduos sexualmente maduros de *M. rosenbergii* apresentam três morfotipos masculinos distintos (subtipos morfológicos): BC (“Blue Claw”), OC (“Orange Claw”) e SM (“Small Male”). O BC é o morfotipo maior, com grandes quelas azuladas, o OC possui tamanho intermediário, com quelas alaranjadas e o SM é o menor com coloração mais translúcida (Brown et al., 2010). Essa variação reflete em uma estrutura populacional complexa, que diferem além de sua morfologia, também na fisiologia e comportamento podendo passar de um tipo morfológico em outro (Karplus & Sagi, 2010).

Aspectos econômicos

Devido ao tamanho, a natureza rústica, o alto valor de mercado e a disponibilidade de técnicas de cultivo eficientes, o camarão-da-malásia é muito utilizado na aquicultura nas Américas, na África e em partes da Europa (New & Kutty, 2010). Atualmente é uma das principais espécies de camarão-de-água-doce cultivada comercialmente no Brasil e no mundo (FAO, 2020). No ano de 2017, a produção mundial desta espécie foi aproximadamente de 263 mil toneladas, movimentando mais de US\$ 2 bilhões (FAO, 2020).

Na década de 1980, na região do Vale do Ribeira, houve uma tentativa de implantação de seu cultivo, no entanto, a atividade não se manteve. Posteriormente, piscicultores da região fizeram outras tentativas de cultivo, mas a atividade sempre esbarrou na dificuldade de obtenção das pós-larvas, sendo que hoje em dia não há registro de cultivo comercial na região.

Estudos realizados no Vale do Ribeira

Os registros da espécie até o momento são provenientes de coletas de pescadores no rio Ribeira de Iguape, no município de Iguape e em coletas do projeto financiado pela FAPESP (Proc. 13/06457-2, Giovana Bertini) na UNESP – Registro, que visou investigar a diversidade e distribuição espaço-temporal de larvas e adultos de camarões carídeos no curso inferior da bacia do rio Ribeira de Iguape (SP). Neste projeto foram obtidos quatro indivíduos (3 machos e 1 fêmea) de *M. rosenbergii*, sendo o maior com tamanho de 30,3 mm de comprimento de carapaça e 130,6 mm de comprimento total.

Gênero *Palaemon*

O gênero *Palaemon* compreende 84 espécies distribuídas mundialmente (Carvalho et al., 2014), nove das quais reportadas para o Brasil (Carvalho, 2014). As espécies desse gênero ocupam ambientes dulcícolas, estuarinos e marinhos e assim como as espécies do gênero *Macrobrachium* encontram-se associados a substratos e vegetação marginal nos cursos d'água (Mantelatto et al., 2016). O Vale do Ribeira é representado somente pela espécie *Palaemon pandaliformis*.

Palaemon pandaliformis (Stimpson, 1871) (Figura 15)

Nome vulgar: Camarão-fantasma, Potitinga.



Figura 15. Exemplar de uma fêmea de *Palaemon pandaliformis* com ovos. Foto: Solange Nalenvajko.

Distribuição geográfica

Oceano Atlântico Ocidental: Guatemala, Nicarágua, Panamá, Cuba, Porto Rico, Ilhas Virgens, Barbados, Venezuela, Trindade e Tobago, Brasil (do Ceará ao Rio Grande do Sul) (Ferreira et al., 2010; De Grave & Ashelby, 2013).

Tamanho

Possuem pequeno porte, podendo atingir 50 mm de comprimento total (Müller et al., 1996). Macroscopicamente o dimorfismo sexual é difícil, exceto quando as fêmeas carregam ovos.

Aspectos biológicos

O nome “camarão-fantasma” vem da sua coloração translúcida. Não são exigentes quanto à alimentação, comem desde algas a animais mortos (inclusive outros camarões). São muito importantes na ciclagem de nutrientes, ao coletar restos de alimentos em locais inacessíveis a outros animais (Mortari & Negreiros-Fransozo, 2007).

Essa espécie apresenta grande capacidade osmorreguladora (Foster et al., 2010), exploram ambientes de água doce e, também, podem suportar as altas variações de salinidade que ocorrem diariamente nos estuários (Mortari & Negreiros-Fransozo, 2007). Habitam substratos de areia ou lama sob pedras ou detritos de plantas e vivem associados a várias espécies de macrófitas e na vegetação marginal de rios com conexões oceânicas diretas ou indiretas (Paschoal et al., 2013).

É uma espécie que se reproduz ao longo de todo o ano, mas com picos na primavera e verão (Lima & Oshiro, 2002; Rosa et al., 2015). As fêmeas ovadas carregam de 300 a 700 ovos aderidos aos pleópodos (Müller et al., 1996). Após a eclosão, o período larval dura cerca de 19 dias e as larvas passam por sete estágios até se tornarem pós-larvas (Gamba, 1998).

Aspectos econômicos

Devido ao seu pequeno tamanho, *P. pandaliformis* não é utilizado como recurso alimentar pelo homem e nem como isca viva. Entretanto, apresenta uma grande importância ecológica e faz parte da dieta de peixes e aves (Mortari & Negreiros-Fransozo, 2007).

Estudos realizados no Vale do Ribeira

É uma espécie abundante em vários rios da região do Vale do Ribeira, porém os estudos ainda são limitados, podendo citar o trabalho de Rocha & Bueno (2004) sobre a ocorrência dessa espécie na região e o de Bertini et al. (2018) sobre a estrutura populacional dos animais coletados na região estuarina do rio Ribeira de Iguape.

Gênero *Atya*

Este gênero possui 13 espécies no mundo (De Grave & Fransen, 2011) e quatro espécies no Brasil (Melo, 2003; Torati & Mantelatto, 2012). O tamanho corporal da maioria das espécies de camarões atídeos é pequeno, sendo os representantes do gênero *Atya* os maiores da família (Hobbs & Hart, 1982). A bacia hidrográfica do Vale do Ribeira é representada somente pela espécie *Atya scabra*.

Atya scabra (Leach, 1815) (Figura 16)

Nome vulgar: Camarão-filtrador ou Camarão-de-pedra possui também diversos nomes regionais (ex: Guaricuru, Conca, Coruca, Cruca).



Figura 16. Exemplar de *Atya scabra*. Note as quelas transformadas em pincéis. Foto: Douglas F. R. Alves.

Distribuição geográfica

Extensa distribuição geográfica. América - Cuba, Jamaica, Porto Rico, de Ilha de São Domingos até Curaçao e Trindade, México, Guatemala, Honduras, Nicarágua, Costa Rica, Panamá, Colômbia, Venezuela e Brasil (CE, PE, AL, SE, BA, ES, RJ, SP, SC e RS). África - da Libéria ao norte de Angola, e de Cabo Verde para o sul até a Ilha de Annobón (Hobbs & Hart, 1982; Melo, 2003; De Grave et al., 2013).

Tamanho

Os machos geralmente são maiores que as fêmeas, com comprimento total de 89 mm, enquanto as fêmeas podem chegar a 64 mm (Galvão & Bueno, 2000; Almeida et al., 2010).

Aspectos biológicos

A presença destes animais é fortemente determinada por quesitos específicos de habitat, como a rápida e turbulenta vazão de rios e riachos e com águas ricas em oxigênio. Geralmente vivem nos fundos rochosos desses riachos ou em remansos perto de áreas de correntes mais rápidas e entre raízes submersas ao longo das margens (Hobbs & Hart, 1982). Sua morfologia é adaptada à vida neste ambiente: os dois primeiros pares de pereópodos são modificados para capturar alimentos, sendo as quelas compostas por um aparente tufo de cerdas e o terceiro par é bem desenvolvido e usado para ancorar no substrato (Souza & Moulton, 2005). Possuem hábito noturno e se alimentam de matéria orgânica, não descartando insetos e algas em sua dieta (Hobbs & Hart, 1982). A reprodução é contínua e as fêmeas carregam ovos pequenos e numerosos com uma média de 3.811 ovos/fêmea (Galvão & Bueno, 2000; Almeida et al., 2010).

Aspectos econômicos

Na região do Vale do Ribeira são pouco explorados economicamente. No entanto, no sul da Bahia é relativamente comum sua exploração pelas populações ribeirinhas para alimento e para isca na pesca de *M. carcinus* (Almeida et al., 2010). Na região do nordeste brasileiro também possuem uma importância comercial considerável para as populações ribeirinhas e em alguns países da América central (Holthuis, 1980).

Estudos realizados no Vale do Ribeira

Destaca-se somente o estudo de Rocha & Bueno (2004) sobre a distribuição e riqueza de crustáceos decápodes, onde a espécie é citada.

Gênero *Potimirim*

Mundialmente, são reconhecidas cinco espécies para o gênero *Potimirim* (Torati & Mantelatto, 2012). No Brasil são registradas duas espécies: *Potimirim potimirim* e *P. brasiliana* (Torati & Mantelatto, 2012), as quais ocorrem em simpatria no Vale do Ribeira, com *P. potimirim* se sobrepondo em abundância.

Potimirim potimirim (Müller, 1881) (Figura 17) e ***Potimirim brasiliana*** Villalobos, 1959

Nome vulgar: Potimirim, Potim, Camarão-miúdo, Camarão-neon.



Figura 17. Exemplar de fêmea ovígera de *Potimirim potimirim*. Foto: Marina M. Costa.

Distribuição geográfica

Potimirim potimirim ocorre na Flórida, América Central e Brasil (PE, AL, BA, ES, RJ, SP e SC) (Melo, 2003; Torati & Mantelatto, 2012). *Potimirim brasiliana* é endêmica do Brasil, com ocorrências registradas nos estados da Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina (Torati & Mantelatto, 2012).

Tamanho

São camarões de tamanho reduzido, em que as fêmeas de ambas as espécies atingem maiores tamanhos que os machos (Grilli et al., 2014). O comprimento total de fêmeas de *P. potimirim* chega a 25 mm e machos a 20 mm (Lima et al., 2006), enquanto que *P. brasiliana* apresenta fêmeas com até 23,3 mm e machos com 20,7 mm (Rocha et al., 2013).

Aspectos biológicos

Os camarões desse gênero habitam exclusivamente rios e riachos litorâneos. No rio Ribeira de Iguape ocorrem em aglomerações com populações numerosas sob a vegetação marginal e associados às plantas aquáticas. Em riachos também ocorrem entre folhas acumuladas no leito do rio (Rocha & Bueno, 2004).

O pico reprodutivo ocorre nos meses mais quentes do ano para ambas as espécies (Lima et al., 2006; Rocha et al., 2013). A fecundidade média de *P. brasiliiana* é de 361,5 ovos/fêmea (Rocha et al., 2013) e de *P. potimirim* é de 485,0 ovos/fêmea (Lima & Oshiro, 1999).

Aspectos econômicos

Embora esses camarões não sejam utilizados como recurso alimentar pelo homem, estes possuem grande importância ecológica na ciclagem de nutrientes orgânicos, além de exercer um papel fundamental na cadeia trófica dos ambientes límnicos (Souza & Moulton, 2004). Podem ser vendidos em lojas de aquarismo como espécies ornamentais.

Estudos realizados no Vale do Ribeira

Rocha & Bueno (2004) descreveram a ocorrência destas espécies no Vale do Ribeira e Rocha et al. (2013) analisaram a biologia reprodutiva e estrutura populacional de *P. brasiliiana* na Estação Ecológica de Juréia-Itatins em Peruíbe (SP). Fukuda (2015) estudou a distribuição e abundância no rio Mandira, Cananéia. Recentemente, Costa (2020) analisou a existência de hermafroditismo protândrico em *P. potimirim* com base em análise histológica e comportamental com indivíduos coletados em Iguape.

Considerações Finais

O Vale do Ribeira é representado por oito espécies nativas e uma exótica de camarões-de-água-doce. Dentre as nativas, sete são anfídomas (*M. acanthurus*, *M. carcinus*, *M. heterochirus*, *M. olfersii*, *P. brasiliiana*, *P. potimirim*, *A. scabra*) e uma totalmente de água doce (*M. potiuna*). As principais espécies de importância econômica encontradas na região são *M. acanthurus* e *M. carcinus*. Ambas são exploradas pela pesca artesanal e, apesar de não existir o cultivo comercial dessas espécies, possuem grande potencial para a aquicultura.

A presença dos camarões carídeos é observada em toda a bacia do rio Ribeira de Iguape, porém sua abundância pode ser ameaçada por diversos impactos antrópicos. Alguns dos impactos sofridos na região são: a pesca (Bertini & Valenti, 2010), a supressão de mata ciliar nas margens do rio (Iori et al., 2019) e a contaminação por pesticidas provindos da cultura de banana no entorno dos rios (Marques et al., 2007a, b). Neste sentido, o conhecimento da biodiversidade nos ambientes naturais é extremamente importante, pois

contribui para o manejo, gestão e conservação tanto das espécies como do meio em que vivem.

Ultimamente tem-se observado aumento no número de trabalhos relacionados à ecologia, biologia populacional e reprodutiva dos camarões-de-água-doce devido à preocupação com os estoques naturais e o crescente interesse na criação de espécies nativas. Esses estudos são essenciais para identificar os impactos causados pela ação antrópica e determinação dos períodos de defeso dos camarões. Ainda, o conhecimento da biologia dos camarões em ambiente natural pode contribuir para o desenvolvimento de pacotes tecnológicos de espécies de interesse para aquicultura.

Referências

- Aguiar, M.G.A. 2016. *Diferenciação morfofotográfica de machos do camarão de água doce Macrobrachium acanthurus (Decapoda, Palaemonidae)*. Trabalho de conclusão de curso, UNESP, Registro. 31p.
- Albertoni, E.; Palma-Silva, C.; Esteves, F. 2002. Distribution and growth in adults of *Macrobrachium acanthurus* (Decapoda, Palaemonidae) in a tropical coastal lagoon, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19: 61-70.
- Albertoni, E.; Palma, C.; Esteves, F. 2003. Natural diet of three species of shrimp in a tropical coastal lagoon. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 46: 395-403.
- Almeida, A.O.; Mossolin, E.C.; Luz, J.R. 2010. Reproductive biology of the freshwater shrimp *Atya scabra* (Leach, 1815) (Crustacea: Atyidae) in Ilhéus, Bahia, Brazil. *Zoological Studies*, 49(2): 243-252.
- Anger, K.; Moreira, G.S. 1998. Morphometric and reproductive traits of tropical caridean shrimps. *Journal of Crustacean Biology*, 18: 823-838.
- Antunes, L.S.; Oshiro, L.M.Y. 2004. Aspectos reprodutivos do camarão de água doce *Macrobrachium potiuna* (Müller) (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae), na Serra do Piloto, Mangaratiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2): 261-266.
- Bauer, R.T. 2004. *Remarkable Shrimps: Natural History and Adaptations of the Carideans*. University of Oklahoma Press: Norman, OK. 282pp.
- Bauer, R.T. 2011. Amphidromy and migrations of freshwater shrimps. I. Costs, benefits, evolutionary origins and an unusual case of amphidromy. *New frontiers in Crustacean Biology*, Brill, 145-156.
- Bauer, R.T. 2013. Amphidromy in shrimp: A life cycle between rivers and the sea. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41(4): 633-650.
- Bauer, R.T.; Delahoussaye, J. 2008. Life history migrations of the amphidromous river shrimp *Macrobrachium ohione* from a continental large river system. *Journal of Crustacean Biology*, 28: 622-632.

- Benstead, J.P.; March, J.G.; Pringle, C.M. 2000. Estuarine larval development and upstream post-larval migration of freshwater shrimps in two tropical rivers of Puerto Rico. *Biotropica*, 32(3): 545-548.
- Benzie, J.A.H. 1982. The complete larval development of *Caridina mccullochi* Roux, 1929 (Decapoda, Atyidae) reared in the laboratory. *Journal of Crustacean Biology*, 2(4): 493-513.
- Bertini, G.; Baeza, J.A. 2014. Fecundity and fertility in a freshwater population of the neotropical amphidromous shrimp *Macrobrachium acanthurus* from the southeastern Atlantic. *Invertebrate Reproduction & Development*, 58(3): 207-217.
- Bertini, G.; Baeza, J.A.; Perez, E. 2014. A test of large-scale reproductive migration in females of the amphidromous shrimp *Macrobrachium acanthurus* (Caridea: Palaemonidae) from south-eastern Brazil. *Marine and Freshwater Research*, 65: 81-93.
- Bertini, G.; Freitas, D.F.B.; Rodrigues, M.M.; Ribeiro, C.C. 2018. Estrutura populacional de *Palaemon pandaliformis* (Caridea: Palaemonidae) na região estuarina do Rio Ribeira de Iguape, Iguape, São Paulo. *In: X Congresso Brasileiro sobre Crustáceos*, Recife. p. 213.
- Bertini, G.; Valenti, W.C. 2010. Importância econômica dos camarões de água doce. *In: Silva R.B. & Ming, L.C. (Org.). Polo de Biotecnologia da Mata Atlântica*. FUNEP, p. 155-170.
- Bond-Buckup, G.; Buckup, L. 1989. Os Palaemonidae de águas continentais do Brasil meridional (Crustacea, Decapoda). *Revista Brasileira de Biologia*, 49: 883-896.
- Bowles, D.E.; Aziz, K.; Knight, C.L. 2000. *Macrobrachium* (Decapoda: Caridea: Palaemonidae) in the contiguous United States: A review of the species and an assessment of threats to their survival. *Journal of Crustacean Biology*, 20(1): 158-171.
- Brown, J.H.; New, M.B.; Ismael, D. 2010. Biology. *In: New, M. B.; Valenti, W.C.; Tidwell, J.H.; D'Abramo, L.R. & Kutty, M.N. (Eds.). Freshwater prawns: biology and farming*. Oxford: Wiley Blackwell, p. 18-39.
- Brusca, R.; Brusca, G. 2007. *Invertebrados*. 2ª ed., Sinauer Associates, Guanabara Koogan S.A., 968 p.
- Bueno, S.L.S.; Rodrigues, S.A. 1995. Abbreviated larval development of the freshwater prawn, *Macrobrachium iheringi* (Ortman, 1897) (Decapoda, Palaemonidae), reared in the laboratory. *Crustaceana*, 68: 665-686.
- Carvalho, F.L. 2014. *Sistemática do gênero Palaemon Weber, 1795 (Decapoda, Palaemonidae): uma abordagem molecular e morfológica de padrões filogeográficos, evolução de características ecológicas e status taxonômico das espécies no Brasil*. Tese de Doutorado. USP, FFCLRP, Ribeirão Preto. 192p.
- Carvalho, F.L.; Magalhães, C.; Mantelatto, F.L. 2014. Molecular and morphological differentiation between two Miocene-divergent lineages of Amazonian shrimps, with the

- description of a new species (Decapoda, Palaemonidae, *Palaemon*). *Zookeys*, 457: 79-108.
- Carvalho, H.A.; Pereira, M.C.G. 1981. Descrição dos estádios ovarianos de *Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann 1836) (Crustacea, Palaemonidae) durante o ciclo reprodutivo. *Ciência e Cultura*, 33: 1353-1358.
- Ching, C.A.; Velez, M.J.JR. 1985. Mating, incubation and embryo number in the freshwater prawn *Macrobrachium heterochirus* (Wiegmann, 1836) (Decapoda, Palaemonidae) under laboratory conditions. *Crustaceana*, 49(1): 42-48.
- Choudhury, P.C. 1970. Complete larval development of the Palaemonid shrimp *Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann, 1836) reared in the laboratory. *Crustaceana*, 18(2): 113-132.
- Coelho, P.A. 1963. Observações preliminares sobre a biologia e a pesca dos camarões do gênero *Macrobrachium* Bate, 1868 (Decapoda, Palaemonidae) no Estado de Pernambuco. *Trabalhos do Instituto Oceanográfico da Universidade do Recife*, 3: 75-81.
- Costa, M. M. 2020. *O hermafroditismo protândrico é uma característica do camarão carídeo Potimirim potimirim (Crustacea, Decapoda, Atyidae)? Análise histológica e comportamental*. Dissertação de Mestrado. UNESP, Instituto de Biociências, Botucatu. 84p.
- De Grave, S.; Ashelby, C. 2013. A re-appraisal of the systematic status of selected genera in Palaemoninae (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae). *Zootaxa*, 3734(3): 331-344.
- De Grave, S.; Fransen, C.H.J.M. 2011. Carideorum Catalogus: The recent species of the Dendrobranchiate, Stenopodidean, Procarididean and Caridean shrimps (Crustacea: Decapoda). *Zoologische Mededelingen*, 85: 195-588.
- De Grave, S.; Pentcheff, N.D.; Ahyong, S.T.; Chan, T.Y.; Crandall, K.A.; Dworschak, P.C.; Felder, D.L.; Feldmann, R.M.; Fransen, C.H.J.M.; Goulding, L.Y.D.; Lemaitre, R.; Low, M.E.Y.; Martin, J.W.; NG, P.K.L.; Schweitzer, C.E.; Tan, S.H.; Tshudy, D.; Wetzler, R. 2009. A classification of living and fossil general of decapod crustaceans. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 21: 1-109.
- De Grave, S.; Villalobos, J.; Mantelatto, F.L.; Alvarez, F. 2013. *Atya scabra* (errata version published in 2016). *The IUCN Red List of Threatened Species 2013*: e.T197895A107024088. Acessado em 10/Fev./2020.
- FAO. 2020. Fishery and Aquaculture Statistics. [Global Aquaculture Production 1950-2016] (FishStatJ). Rome, Italy: FAO Fisheries and Aquaculture Department. [online].
- FAO-DIAS. 2020. Database on Introductions of Aquatic Species (DIAS). Rome, Italy: FAO Fisheries and Aquaculture Department. [online].
- Ferreira, R.S.; Vieira, R.R.R.; D'Incao, F. 2010. The marine and estuarine shrimps of the Palaemoninae (Crustacea: Decapoda: Caridea) from Brazil. *Zootaxa*, 2606: 1-24.

- Foster, C.; Amado, E.M.; Souza, M.M.; Freire, C.A. 2010. Do osmoregulators have lower capacity of muscle water regulation than osmoconformers? A study on decapod crustaceans. *Journal of Experimental Zoology*, 313A(2): 80-94.
- Fukuda, B. 2015. *Composição dos carídeos e biologia populacional de Macrobrachium heterochirus (Decapoda; Palaemonidae), no Rio Mandira, Vale do Ribeira, Estado de São Paulo*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Pesca, São Paulo. 123p.
- Fukuda, B.; Bertini, G.; Almeida, L.C.F. 2017. Effect of salinity on the embryonic development of *Macrobrachium acanthurus* (Decapoda: Palaemonidae). *Invertebrate Reproduction & Development*, 61(1): 1-8.
- Furuyama, F.E.S.; Bertini, G.; Avventurato, F.B. 2008. Distribuição espacial e estrutura populacional de *Macrobrachium carcinus* (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae) na região do Vale do Ribeira, SP. In: XX Congresso de Iniciação Científica da UNESP, São José dos Campos (SP). s/n.
- Galvão, R.; Bueno, S.L.S. 2000. Population structure and reproductive biology of the camacuto shrimp, *Atya scabra* (Decapoda, Caridea, Atyidae), from São Sebastião, Brazil. *Crustacean Issues*, 12: 291-299.
- Gamba, A.L. 1998. The Larval Development of a Fresh-Water Prawn, *Palaemon pandaliformis* (Stimpson, 1871), under Laboratory Conditions (Decapoda, Palaemonidae). *Crustaceana*, 71(1): 9-35.
- García-Guerrero, M.U.; Becerril-Morales, F.; Vega-Villasante, F.; Espinosa-Chaurand, L.D. 2013. Los langostinos del género *Macrobrachium* con importancia económica y pesquera en América Latina: conocimiento actual, rol ecológico y conservación. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41(4): 651-675.
- Graziani, C.A., Chung, K.S.; Donato, M. 1993. Comportamiento reproductivo y fertilidad de *Macrobrachium carcinus* (Decapoda: Palaemonidae) en Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 41(3): 657-665.
- Grilli, N.M.; Terossi, M.; Mantelatto, F.L. 2014. Sexual system of the freshwater shrimps of the genus *Potimirim* Holthuis (Decapoda: Caridea: Atyidae): is there a pattern in this genus?. *Marine and Freshwater Research*, 65(9): 759-765.
- Hancock, M.A. 1998. The relationship between egg size and embryonic and larval development in the freshwater shrimp *Paratya australiensis* Kemp (Decapoda: Atyidae). *Freshwater Biology*, 39(4): 715-723.
- Hobbs, H.H. Jr.; Hart, C.W. Jr. 1982. The Shrimp Genus *Atya* (Decapoda: Atyidae). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 364: 1-143.
- Holthuis, L.B. 1952. A general revision of the Palaemonidae (Crustacea Decapoda Natantia) of the Americas. II. The subfamily Palaemoninae. *Occasional Papers of the Allan Hancock Foundation*, 12: 1-396.

- Holthuis, L.B. 1980. Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. *FAO Fisheries Synopsis*, 125: 1-231.
- Holthuis, L.B.; Provenzano, A.J. 1970. New distribution records for species of *Macrobrachium* with notes on the distribution of the genus in Florida (Decapoda, Palaemonidae). *Crustaceana*, 19(2): 211-213.
- Iketani, G.; Pimentel, L.; Silva-Oliveira, G.; Maciel, C.; Valenti, W.C.; Schneider, H.; Sampaio, I. 2011. The history of the introduction of the giant river prawn, *Macrobrachium cf. rosenbergii* (Decapoda, Palaemonidae), in Brazil: new insights from molecular data. *Genetics and Molecular Biology*, 34(1): 142-151.
- Ingle, R.M.; Eldred, B. 1960. Notes on the artificial cultivation of freshwater shrimp. *West Indies Fishery Bulletin*, 4: 1-5.
- Iori, P.; Silva, R.B.; Júnior, M.D.S.D.; Nakamura, R.; Almeida, L.C.F. 2019. Soil quality analysis in riparian areas for soil and water resource management. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 1-14.
- Izumi, K.K.; Bertini, G. 2017. Estudo da CPUE da pesca da lagostinha-do-ribeira (*Macrobrachium carcinus*) no Rio Ribeira de Iguape, São Paulo. In: XX Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca - CONBEP, Florianópolis. p. 65.
- Izumi, K.K.; Bertini, G.; Almeida, L.C.F. 2017. Diferenciação morfotípica entre os sexos da lagostinha-do-ribeira, *Macrobrachium carcinus* (Caridea: Palaemonidae). In: XXIX Congresso de Iniciação Científica da UNESP, Registro, São Paulo. s/n.
- Jalihai, D.R.; Sankolli, K.N.; Shenoy, S. 1993. Evolution of larval developmental patterns and the process of freshwaterization in the prawn genus *Macrobrachium* Bate, 1868 (Decapoda, Palaemonidae). *Crustaceana*, 65(3): 365-376.
- Karplus, I.; Sagi, A. 2010. The Biology and management of size variation. In: New, M.B.; Valenti, W.C.; Tidwell, J.H.; D'Abramo, L.R. & Kutty, M.N. (Eds.), *Freshwater prawns: biology and farming*. Oxford, Wiley Blackwell. p. 316-345.
- Kensley, B.; Walker, I. 1982. Palaemonid shrimps from the Amazon Basin, Brazil (Crustacea: Decapoda: Natantia). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 362: 1-28.
- Lara, L.; Wehrtmann, I.S. 2009. Reproductive biology of the freshwater shrimp *Macrobrachium carcinus* (L.) (Decapoda: Palaemonidae) from Costa Rica, Central America. *Journal of Crustacean Biology*, 29(3): 343-349.
- Lima, J.D.F.; Bastos, A.; Montagner, D. 2016. Armadilha em PVC para pesca comercial de camarões de água doce. *Embrapa Amapá, Comunicado Técnico*, 143: 1-5.
- Lima, G.V.; Oshiro, L.M.Y. 1999. Aspectos Reprodutivos do camarão de água doce *Potimirim potimirim* (Müller, 1881) (Crustacea, Decapoda, Atyidae) do rio Sahy, Mangaratiba/RJ. *Nauplius*, 7: 65-71.

- Lima, G.V.; Oshiro, L.M.Y. 2002. Aspectos reprodutivos de *Palaemon pandaliformis* (Stimpson) (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) no Rio Sahy, Mangaratiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(3): 855-860.
- Lima, J.F.; Silva, T.C. 2014. Natural diet and feeding habits of a freshwater prawn (*Macrobrachium carcinus*: Crustacea, Decapoda) in the estuary of the Amazon River. *Acta Amazonica*, 44: 235-244.
- Lima, G.V.; Silveira, C.M.; Oshiro, L.M. 2006. Estrutura populacional dos camarões simpátricos *Potimirim glabra* e *Potimirim potimirim* (Crustacea, Decapoda, Atyidae) no rio Sahy, Rio de Janeiro, Brasil. *Iheringia Série Zoologia*, 96: 81-87.
- Ling, S.W.; Merican, A.B.O. 1961. Notes on the life and habits of the adults and larval stages of *Macrobrachium rosenbergii* (De Man). *Proceedings of the Indo-Pacific Fisheries Council*, 9(2): 55-60.
- Lewis, J.B.; Ward, J. 1965. Developmental stages of the palaemonid shrimp *Macrobrachium carcinus* (Linnaeus, 1758). *Crustaceana*, 9(2): 137-148.
- Lobão, V.L.; Valenti, W.C.; Mello, J.T.C. 1986. Crescimento relativo de *Macrobrachium carcinus* (L.) (Decapoda, Palaemonidae). *Boletim do Instituto de Pesca*, 13(1): 105-109.
- Lombardi, J.V.; Lobão, V.L.; Roverso, E.A. 1996. Estudos populacionais de *Macrobrachium birai* Lobão, Melo & Fernandes e *Macrobrachium petronioi* Melo, Lobão & Fernandes das regiões de Cananéia e Juréia (SP – Brasil). *Boletim do Instituto de Pesca*, 23: 47-54.
- Maciel, C.R.; Quadros, M.L.A.; Abrunhosa, F.A.; Peixoto, S.N.B.; Schneider, H.; Sampaio, M.I.C. 2011. Occurrence of the Indo-Pacif freshwater prawn *Macrobrachium equidens* Dana, 1852 (Decapoda, Palaemonidae) on the coast of Brazilian Amazonia, with notes on its reproductive biology. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 83: 533- 544.
- Magalhães, C. 1999. Crustáceos Decápodes. In: Ismael, D.; Valenti, W.C.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O. (Eds). *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Invertebrados de Água Doce*. São Paulo, FAPESP, vol. 4, XXII+ 176p. p. 127-133.
- Magalhães, C.; Bueno, S.L.S.; Bond-Buckup, G.; Valenti, W.C.; Silva, H.L.M.; Kiyohara, F.; Mossolin, E.C.; Rocha, S.S. 2005. Exotic species of freshwater decapod crustaceans in the state of São Paulo, Brazil: Records and possible causes of their introduction. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1929-1945.
- Magalhães, C.; Walker, I. 1988. Larval development and ecological distribution of Central Amazonian palaemonid shrimps (Decapoda, Caridea). *Crustaceana*, 55: 279-292.
- Mantelatto, F.L.; Pileggi, L.G.; Magalhães, C.; Carvalho, F.L.; Rocha, S.S.; Mossolin, E.C.; Rossi, N.; Bueno, S.L.S. 2016. Avaliação dos Camarões Palemonídeos (Decapoda: Palaemonidae). In: Pinheiro, M.A.A. & Boos, H. (Orgs.). *Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014*. Porto Alegre, RS: Sociedade Brasileira de Carcinologia. Cap. 20, p. 252-267.

- Marques, M.N.; Badiru, A.I.; Beltrame Filho, O.; Pires, M.A.F. 2007a. Pesticide leaching and run-off Hazard in the Ribeira de Iguape River Basin in São Paulo State, Brazil. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, 2(2): 179-185.
- Marques, M.N.; Cotrim, M.B.; Pires, M.A.F.; Beltrame Filho, O. 2007b. Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, São Paulo. *Química Nova*, 30(5): 1171-1178.
- Mattos, L.A.; Oshiro, L.M.Y. 2009. Estrutura populacional de *Macrobrachium potiuna*. (Crustacea, Palaemonidae). *Biota Neotropica*, 9(1): 81-86.
- Mejía-Ortiz, L.M.; Alvarez, F. 2010. Seasonal patterns in the distribution of three species of freshwater shrimp, *Macrobrachium spp.*, along an altitudinal river gradient. *Crustaceana*, 83(4): 385-397.
- Mejía-Ortiz, L.M.; Alvarez, F.; Román, R.; Viccon-Pale, J.A. 2001. Fecundity and distribution of freshwater prawns of the genus *Macrobrachium* in the Huitzilapan river, Veracruz, México. *Crustaceana*, 74(1): 69-77.
- Melo, G.A.S. 2003. *Manual de identificação dos Crustacea Decapoda de água doce do Brasil*. Loyola, São Paulo, 429p.
- Moraes-Riodades, P.M.C.; Valenti, W.C. 2004. Morphotypes in male amazon river prawns, *Macrobrachium amazonicum*. *Aquaculture*, 236: 297-307.
- Mortari, R.C.; Negreiros-Fransozo, M.L. 2007. Composition and abundance of the caridean prawn species in two estuaries from the northern coast of São Paulo State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(2): 211-219.
- Mossolin, E.C.; Bueno, S.L.S. 2002. Reproductive Biology of *Macrobrachium olfersi* (Decapoda, Palaemonidae) in São Sebastião, Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 22(2): 367-376.
- Mossolin, E.C.; Bueno, S.L.S. 2003. Relative growth of the second pereopod in *Macrobrachium olfersi* (Wiegmann, 1836) (Decapoda, Palaemonidae). *Crustaceana*, 76(3): 363-376.
- Müller, Y.M.R.; Nazari, E.M.; Bressan, C.M.; Ammar, D. 1996. Aspectos da reprodução de *Palaemon pandaliformis* (Stimpson) (Decapoda, Palaemonidae) no Manguezal de Ratoles, Florianópolis, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Zoologia*, 13(3): 633-642.
- Müller, Y.M.R.; Nazari, E.M.; Simões-Costa, M.S. 2003. Embryonic stages of the freshwater prawn *Macrobrachium olfersi* (Decapoda, Palaemonidae). *Journal of Crustacean Biology*, 23: 869-875.
- Nazari, E. M.; Simões-Costa, M. S.; Muller, Y.M.R.; Ammar, D.; Dias, M. 2003. Comparison of fecundity, egg size, and egg mass volume of the freshwater prawns *Macrobrachium potiuna* and *Macrobrachium olfersi* (Decapoda, Palaemonidae). *Journal of Crustacean Biology*, 23(4): 862-868.

- New, M.B. 1995. Status of freshwater farming: a review. *Aquaculture Research*, 26(1): 1-54.
- New, M.B.; Kutty M.N. 2010. Commercial Freshwater Prawn Farming and Enhancement around the World. In: New, M.B.; Valenti, W.C.; Tidwell, J.H.; D'Abramo, L.R. & Kutty, M.N. (Eds.). *Freshwater prawns: Biology and Farming*. Oxford, Wiley-Blackwell. p. 346-399.
- Novak, P.A.; Garcia, E.A.; Pusey, B.J.; Douglas, M.M. 2016. Importance of the natural flow regime to an amphidromous shrimp: a case study. *Marine and Freshwater Research*, 68(5): 909-921.
- Olivier, T.J.; Bauer, R.T. 2011. Female downstream-hatching migration of the river shrimp *Macrobrachium ohione* in the lower Mississippi River and the Atchafalaya River. *American Midland Naturalist*, 166: 379-393.
- Paschoal, L.R.P.; Souza, R.M.; Guimarães, F.J.; Couto, E.C.G. 2013. Phytophilous caridean shrimps (Atyidae and Palaemonidae) in Salsa river (Canavieiras, Bahia, Brazil). *Nauplius*, 21: 123-126.
- Pileggi, L.G.; Mantelatto, F.L. 2012. Taxonomic revision of doubtful Brazilian freshwater shrimp species of genus *Macrobrachium* (Decapoda, Palaemonidae). *Iheringia, Série Zoologia*, 102(4): 426-437.
- Pileggi, L.G.; Rossi, N.; Wehrtmann, I.S.; Mantelatto, F.L. 2014. Molecular perspective on the American transisthmian sister of *Macrobrachium* (Caridea, Palaemonidae). *Zookeys*, 457: 109-131.
- Quadros, M.L.A.; Maciel, C.; Bastos, S.; Sampaio, I. 2004. Reprodução do camarão canela - *Macrobrachium acanthurus* em condições controladas de laboratório e montagem de um atlas para identificação de estágios larvais. *Revista Científica da UFPA*, 4: 1-11.
- Reis, J. A.; Hoffman, P.; Marcos, L.M.; Taddei, F.G.; Hoffman, F.L. 2004. Estudo higiênico-sanitário dos camarões dulcícolas *Macrobrachium amazonicum* e *M. jelskii*. *Revista Higiene Alimentar*, 18: 58-68.
- Ribeiro, C.C. 2018. *Biologia populacional e reprodutiva de Macrobrachium olfersii (Caridea: Palaemonidae) ao longo do Rio Ribeira de Iguape, litoral sul do estado de São Paulo*. Dissertação de Mestrado. UNESP, Instituto de Biociências. Botucatu. 71p.
- Ribeiro, C.C.; Lopes, V.H.P.; Bertini, G. 2020. Abundance and spatio-temporal distribution of the amphidromous shrimp *Macrobrachium olfersii* (Caridea: Palaemonidae) along the Ribeira de Iguape River (São Paulo, Brazil). *Nauplius*, 28: e2020017.
- Ribeiro, O.M.; Zuanon, J. 2006. Comparação da eficiência de dois métodos de coleta de peixes em igarapés de terra firme da Amazônia Central. *ACTA Amazônica*, 36(3): 389-394.
- Rocha, S.S. 2010. Diferença entre dois métodos de coleta utilizados na captura de crustáceos decápodes em um rio da Estação Ecológica Juréia-Itatins, São Paulo. *Iheringia, Série Zoologia*, 100(2): 116-122.

- Rocha, S.S.; Bueno, S.L.S. 2004. Crustáceos decápodes de água doce com ocorrência no Vale do Ribeira de Iguape e rios costeiros adjacentes, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(4): 1001-1010.
- Rocha, S.S.; Bueno, S.L.S.; Shimizu, R.M.; Mantelatto, F.L. 2013. Reproductive biology and population structure of *Potimirim brasiliiana* Villalobos, 1959 (Decapoda, Atyidae) from a littoral fast-flowing stream, Sao Paulo state, Brazil. *Crustaceana*, 86(1): 67-83.
- Rodrigues, M.M. 2020. *Efeito da ablação do pedúnculo ocular no desenvolvimento ovariano e reprodução de Macrobrachium acanthurus (Caridea: Palaemonidae)*. Tese de Doutorado. UNESP, Instituto de Biociências. Botucatu. 89p.
- Rodrigues, M.M.; Almeida, L.C.F.; Bertini, G. 2018. Survival rate of *Macrobrachium acanthurus* (Caridea: Palaemonidae) larvae in laboratory conditions under different salinities and diets. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 13(2): 121-130.
- Rodrigues, M.M.; López Greco, L.S.; Bertini, G. 2019. First reported occurrence of a heteromorph antennule in the freshwater prawn *Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann, 1836) (Decapoda, Caridea). *Crustaceana*, 92(4): 505-511.
- Rodrigues, M.M.; López Greco, L.S.; Almeida, L.C.F.; Bertini, G. 2021. Reproductive performance of *Macrobrachium acanthurus* (Crustacea, Palaemonidae) females subjected to unilateral eyestalk ablation. *Acta Zoologica*, 00: 1– 9. <https://doi.org/10.1111/azo.12374>
- Rome, N.; Conner, S.L.; Bauer, R.T. 2009. Delivery of hatching larvae to estuaries by an amphidromous river shrimp: tests of hypotheses based on larval moulting and distribution. *Freshwater Biology*, 54: 1924-1932.
- Rosa, L.C.; Passos, A.C.; Corrêa, M.F.M. 2015. Aspectos populacionais e reprodutivos de *Palaemon pandaliformis* (Stimpson, 1871) (Crustacea: Palaemonidae), em uma marisma subtropical no sul do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 41(4): 849-857.
- Rossi, N.; De Grave, S.; Mantelatto, F.L. 2016. A note on the correct spelling of the name of the freshwater shrimp *Macrobrachium offersii* (Wiegmann, 1836) (Decapoda, Palaemonidae). *Zootaxa*, 4114(5): 587-589.
- Rossi, N.; Mantelatto, F.L. 2013. Molecular analysis of the freshwater prawn *Macrobrachium offersii* (Decapoda, Palaemonidae) supports the existence of a single species throughout its distribution. *PLoS ONE*, 8(1): e54698.
- Sampaio, S.R.; Nagata, J.K.; Lopes, O.D.; Masunari, S. 2009. Camarões de águas continentais (Crustacea, Caridea) da Bacia do Atlântico oriental paranaense, com chave de identificação tabular. *Acta Biologica Paranaense*, 38: 11-34.
- Sandifer, P.A.; Hopkins, J.S.; Smith, T.I.J. 1975. Observations on salinity tolerance and osmoregulation in laboratory-reared *Macrobrachium rosenbergii* post-larvae (Crustacea: Caridea). *Aquaculture*, 6: 103-114.

- Santos, A.; Hayd, L.; Anger, K. 2013. A new species of *Macrobrachium* Spence Bate, 1868 (Decapoda, Palaemonidae), *M. pantanalense*, from the Pantanal, Brazil. *Zootaxa*, 3700: 534-546.
- Souza, M.L.; Moulton, T.P. 2005. The effects of shrimps on benthic material in a Brazilian island stream. *Freshwater Biology*, 50: 592-602.
- Tamburus, A.F.; Mossolin, E.C.; Mantelatto, F.L. 2012. Populational and reproductive aspects of *Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann, 1836) (Crustacea: Palaemonidae) from north coast of São Paulo State, Brazil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 16(1): 9-18.
- Torati, L.S.; Mantelatto, F.L. 2012. Ontogenetic and evolutionary change of external morphology of the neotropical shrimp *Potimirim* (Holthuis, 1954) explained by a molecular phylogeny of the genus. *Journal of Crustacean Biology*, 32(4): 625-640.
- Uno, Y.; Kwon, C.S. 1969. Larval development of *Macrobrachium rosenbergii* (De Man) reared in the laboratory. *Journal of the Tokyo University of Fisheries*, 55(2): 179-190.
- Valenti, W.C. 1984. *Estudo populacional dos camarões de água doce Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann, 1836) e *Macrobrachium carcinus* (Linnaeus, 1758) do rio Ribeira de Iguape (Crustacea, Palaemonidae). Dissertação de Mestrado. USP, Instituto de Biociências, São Paulo. 156p.
- Valenti, W.C.; Lobão, V.L.; Mello, J.T.C. 1987a. Notas sobre a biologia populacional de *Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann, 1836) do Rio Ribeira de Iguape. *Ciência Zootécnica*, 2(1): 2-3.
- Valenti, W.C.; Lobão, V.L.; Mello, J.T.C. 1989a. Crescimento relativo de *Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann, 1836) (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 6(1):1-8.
- Valenti, W.C.; Mello, J.T.C.; Lobão, V.L. 1985. Fecundidade em *Macrobrachium carcinus* (Linnaeus) do Rio Ribeira de Iguape. *Boletim do Instituto de Pesca*, 12(3): 1-8.
- Valenti, W.C.; Mello, J.; Lobão, V.L. 1986. Dinâmica da Reprodução de *Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann, 1836) e *Macrobrachium carcinus* (Linnaeus, 1758) do Rio Ribeira de Iguape (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae). *Ciência e Cultura*, 38(7): 1256-1262.
- Valenti, W.C.; Mello, J.T.C.; Lobão, V.L. 1987b. Crescimento de *Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann, 1836) do Rio Ribeira de Iguape (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 47: 349-355.
- Valenti, W.C.; Mello, J.T.C.; Lobão, V.L. 1989b. Fecundidade em *Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann, 1836) do Rio Ribeira de Iguape (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 6(1): 9-15.

- Valenti, W.C.; Mello, J.; Lobão, V.L. 1994. Maturation and growth curves of *Macrobrachium carcinus* (Linnaeus) (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) from Ribeira de Iguape River, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 11(4): 649-658.
- Wowor, D.; Ng, P.K.L. 2007. The giant freshwater prawns of the *Macrobrachium rosenbergii* species group (Crustacea: Decapoda: Caridea: Palaemonidae). *Raffles Bulletin of Zoology*, 55(2): 321-336.



A Manjuba-de-Iguape: Importância Ecológica, Econômica e Social

Santiago Montealegre-Quijano ¹

Marina Vianna Loeb ²

Jocemar Tomasino Mendonça ³

Resumo

A manjuba-de-Iguape *Anchoviella lepidentostole* é uma espécie de peixe de relevante importância ecológica, econômica e social no Vale do Ribeira, sul do Estado de São Paulo. Seu estoque tem sido explorado durante mais de um século, sendo um dos sete principais produtos pesqueiros do estado. O histórico de desembarques de 1940 a 2019 é descrito por quatro fases, com média anual de 830 toneladas nos últimos vinte anos. A pesca da manjuba-de-Iguape ocorre durante a migração reprodutiva, quando densos cardumes remontam o rio, provavelmente vindos do mar, em safras anuais, de setembro/outubro de um ano, a março/abril do ano seguinte (primavera e verão), coincidindo com a época de chuvas frequentes e intensas na região. A atividade pesqueira para a espécie é normatizada pelo Ministério do Meio Ambiente, que estabelece época de defeso e áreas de exclusão da pesca, bem como, define as características técnicas das artes de pesca. No presente capítulo apresentamos uma revisão bibliográfica sobre o conhecimento do estoque da manjuba-de-Iguape, discutindo aspectos para o seu aproveitamento sustentável no contexto da importância ecológica, econômica e social para o Vale do Ribeira.

¹ Universidade Estadual Paulista (UNESP), Câmpus de Registro, santiago.m.quijano@unesp.br

² Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, MZUSP, Seção de Peixes, loeb.mv@gmail.com

³ Instituto de Pesca, APTA/SAA/SP, Núcleo de Pesquisa do Litoral Sul, jocemar.mendonca@gmail.com

Introdução

As manjubas e as sardinhas, peixes pertencentes à Ordem Clupeiformes, estão entre os recursos pesqueiros mais abundantes e comercialmente importantes em nível mundial (Helfman et al., 1997). Densos cardumes desses peixes são capturados com redes de emalhar ou de cerco em áreas não muito distantes da costa, mas também em estuários e rios, e comercializadas frescas, congeladas, enlatadas ou inclusive defumadas para o consumo humano. Algumas espécies, no entanto, são utilizadas para a produção de ração, óleo de peixe, fertilizantes, ou também como isca viva para a pesca de tunídeos (Whitehead, 1985).

Manjuba é o nome comum mais usado para se referir aos peixes da família Engraulidae, embora outras denominações também sejam conhecidas no Brasil, como por exemplo, pilombeta, pititinga, aletria, manjubinha, anchova, azeitona, xangó, apapá, ginga e sardinha (Carvalho-Filho, 1999). Em nível mundial, as manjubas são conhecidas como “anchovies” (inglês). A origem do termo “manjuba” é desconhecida, mas há evidências que o significado mais plausível seja o de “coisa de comer”, derivação do provincianismo do Algarve “manjúa”, utilizado antigamente em Portugal para uma espécie de sardinha cujos volumosos cardumes sugeriam alimento em abundância (Ihering, 1930).

A manjuba *Anchoviella lepidentostole* (Figura 1), em inglês “broadband anchovy”, ocorre na América do Sul desde o delta do rio Orinoco, na Venezuela, até o Estado do Paraná, sul do Brasil. É uma espécie costeira, diádroma, de águas rasas, especialmente abundante no litoral sul do Estado de São Paulo, no baixo rio Ribeira de Iguape, onde é denominada de manjuba-de-Iguape. Nesta região, a manjuba-de-Iguape é um importante recurso pesqueiro, explorado em nível comercial desde a década de 1930 (Carvalho & Ramos, 1941a; Nomura, 1962; 1964; McDowall, 1988). De acordo com a estatística pesqueira do Estado de São Paulo, no âmbito do Programa de Monitoramento das Atividades Pesqueiras (PMAP) do Instituto de Pesca, a manjuba-de-Iguape é um dos sete principais produtos pesqueiros em termos de volume desembarcado (Mendonça & Sobrinho, 2013).

Dada essa significativa importância, apresentamos neste capítulo uma revisão bibliográfica sobre o conhecimento da manjuba-de-Iguape, passando por aspectos da sistemática e ecologia, mas principalmente sobre a exploração pesqueira da espécie. Na expectativa que a análise aqui apresentada contribua com processos de gestão, discutimos algumas perspectivas para o aproveitamento sustentável desse patrimônio natural, no contexto ecológico, econômico e social para o Vale do Ribeira.

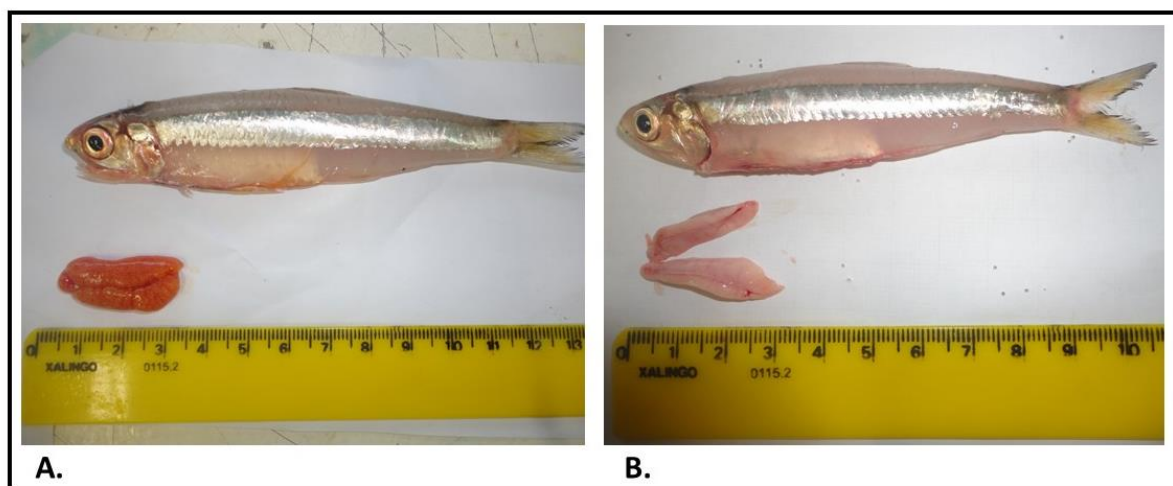


Figura 1. Exemplos da manjuba-de-Iguape *Anchoviella lepidentostole* capturados por pescadores artesanais no rio Ribeira de Iguape. A gônada em desenvolvimento de cada indivíduo permite a identificação do sexo: (A) exemplar fêmea. (B) exemplar macho.

Aspectos da taxonomia e sistemática das manjubas

A Ordem Clupeiformes é um importante grupo de peixes com ampla distribuição em águas tropicais, subtropicais e temperadas, que inclui além das manjubas e sardinhas, os arenques, os apapás e as anchovas (Grande & Nelson, 1985; Whitehead, 1985; Nelson et al., 2016). Habitam águas oceânicas, costeiras, estuarinas e águas doces, podendo ser encontrados em rios, riachos e lagos, com algumas espécies diádromas (Fréon et al., 2005). Consideradas espécies de pequeno a médio porte, costeiras, formadoras de cardumes e consumidores primários por filtração, os Clupeiformes apresentam uma ampla diversidade fenotípica, com espécies que atingem tamanhos máximos de 2 a 30 cm e ocupam diferentes níveis de especificidade trófica, desde filtradores de plâncton e algas até predadores de peixes e moluscos (Whitehead, 1985; Bloom & Lovejoy, 2014; Bloom & Egan, 2018; Egan et al., 2018). Caracterizam-se pelo corpo comprimido lateralmente, ausência de linha lateral, presença de nadadeiras sem espinhos, arranjo diferenciado dos ossos que suportam a nadadeira caudal, além da presença de uma câmara na região ótica do neurocrânio para onde convergem canais sensoriais, denominada *recessus lateralis*, e bexiga natatória conectada ao esôfago por meio de um duto (Whitehead, 1985). Lavoué et al. (2004) dividiram os Clupeiformes em seis famílias, sendo que as sardinhas (família Clupeidae) e as manjubas (família Engraulidae) agrupam cerca de 218 e 146 espécies, respectivamente (Nelson, 2016).

As manjubas (família Engraulidae) são peixes de pequeno a médio porte, caracterizadas pelo focinho proeminente, projetando-se além da ponta da mandíbula, maxila superior geralmente longa e delgada, com a sua articulação posterior geralmente situada bem atrás do olho (Whitehead et al., 1988). É comum a presença de duas supramaxilas. Os dentes da mandíbula são geralmente pequenos ou diminutos. Os rastros branquiais são curtos e não

numerosos. A nadadeira dorsal é curta e próxima ao ponto médio do corpo. As nadadeiras peitorais são baixas no corpo. As nadadeiras pélvicas podem estar antes, embaixo ou atrás da base da nadadeira dorsal, com 6 raios finos. Possuem de 30 a 60 escamas em séries laterais. Normalmente, o dorso é azul esverdeado e os flancos prateados (às vezes com uma faixa prateada distinta). As nadadeiras são hialinas ou levemente amareladas, às vezes cromo ou laranja, como também a boca e/ou a cavidade branquial. Podem ocorrer manchas pretas nas pontas das nadadeiras ou margens, ou logo atrás da abertura branquial, mas aparentemente nenhuma espécie possui manchas pretas nos flancos (Whitehead et al, 1988). Apesar da similaridade morfológica, as manjubas não apresentam quilhas no abdômen como a maioria das espécies de sardinhas (família Clupeidae) presentes na costa brasileira.

Grande & Nelson (1985) incluíram os gêneros da família Engraulidae em duas subfamílias: Coilinae e Engraulinae. A subfamília Coilinae possui cinco gêneros (*Coilia*, *Lycothyssa*, *Papuengraulis*, *Setipinna* e *Thryssa*), cujas espécies ocorrem apenas na região do Indo-Pacífico (Nelson et al., 2016). A subfamília Engraulinae possui onze gêneros, sendo um de ampla ocorrência em áreas tropicais, subtropicais e temperadas (*Engraulis*), dois gêneros de ocorrência no Indo-Pacífico, Pacífico oeste e áreas contíguas (*Stolephorus* e *Encrasicholina*) e os outros oito gêneros que ocorrem no chamado novo mundo, incluindo águas costeiras e de mar aberto do Pacífico Leste e Atlântico Oeste nas Américas, águas salobras e a região continental da América Central e do Sul (*Anchoa*, *Anchovia*, *Anchoviella*, *Amazonsprattus*, *Lycengraulis*, *Cetengraulis*, *Jurengraulis* e *Pterengraulis*). Análises de caracteres moleculares têm corroborado a origem comum desse agrupamento (Lavoué et al., 2010; Bloom & Lovejoy, 2012; Bloom & Egan, 2018), confirmando a família Engraulidae como um grupo monofilético com aproximadamente 140 espécies (Figura 2).

Anchoviella é um dos gêneros com maior número de espécies (n = 15) da família Engraulidae. São peixes de pequeno a médio porte (3 a 16 cm de comprimento padrão), de boca ampla, com maxilar alongado ultrapassando a margem posterior da órbita e geralmente, apresentam uma faixa longitudinal prateada nos flancos do corpo. Ocorrem em ambientes marinhos, estuarinos e de água doce da América do Norte, Central e do Sul (Whitehead et al., 1988; Loeb, 2015). Dentre as características gerais para o gênero estão o corpo ligeiramente comprimido, a presença de 15 a 35 rastros branquiais longos no ramo inferior do primeiro arco branquial e o maxilar superior relativamente curto, não ultrapassando a margem anterior do pré-opérculo, dentes cônicos nas maxilas superior e inferior, rastros branquiais delgados, pseudobrânquia mais curta que o olho, não alcançando a face interna do opérculo, nadadeira anal curta com origem sob a base da nadadeira dorsal, ou um pouco mais posteriormente (Whitehead et al., 1988).

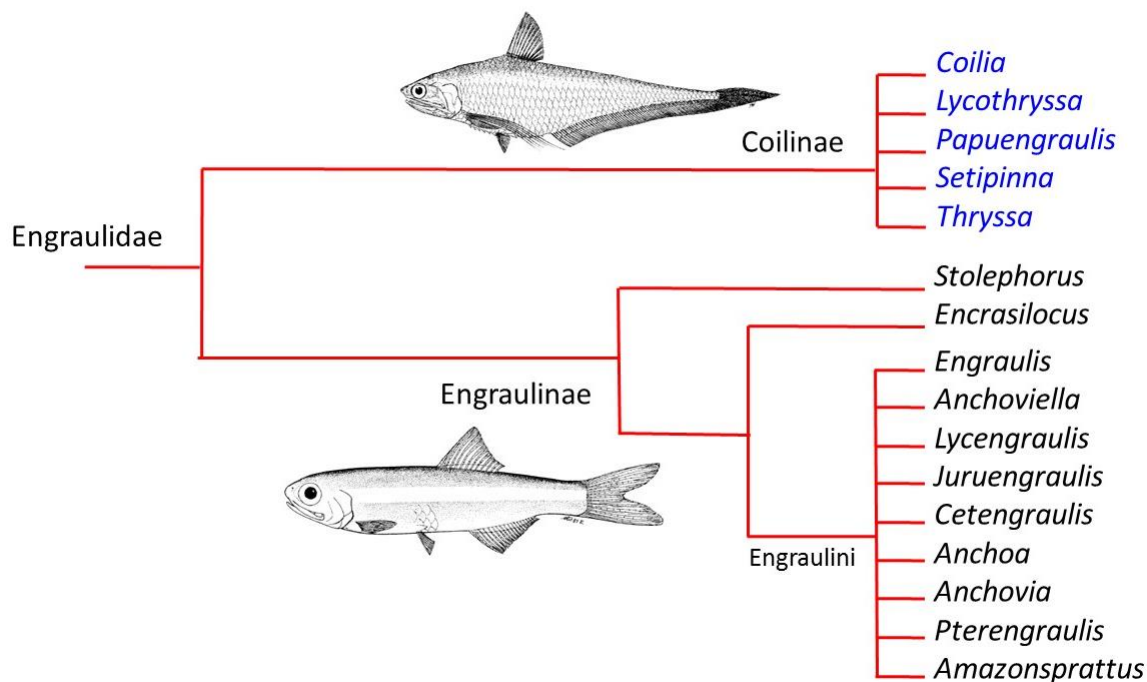


Figura 2. Relações filogenéticas das manjubas (família Engraulidae), elaborada com base na análise dos trabalhos de Lavoué et al. (2010), Bloom & Lovejoy (2012) e Bloom & Egan (2018). Os desenhos representativos de cada subfamília foram extraídos de Whitehead (1985) e Whitehead et al. (1988).

A taxonomia do gênero *Anchoviella* foi revisada recentemente, com a posterior publicação de novas espécies e de rearranjos taxonômicos. Atualmente, oito espécies de *Anchoviella* ocorrem no Brasil, três das quais estão distribuídas ao longo da costa, podendo ocorrer também nas partes inferiores dos rios costeiros (*Anchoviella lepidentostole*, *Anchoviella brevisrostris* e *Anchoviella cayennensis*). Outras cinco espécies de água doce do gênero estão distribuídas nos rios e riachos da Amazônia, no rio São Francisco e no Alto Paraná (Loeb, 2012; 2016; Loeb & Figueiredo, 2014; Loeb & Menezes, 2015; Loeb et al., 2018).

Anchoviella lepidentostole é caracterizada pelo porte moderado, com corpo alongado e altura de 4 a 5 vezes no comprimento padrão, focinho curto, com cerca de 2/3 do diâmetro do olho, maxila relativamente longa, alcançando o pré-opérculo, 18 a 25 rastros branquiais no lobo inferior do primeiro arco branquial, nadadeira anal longa, com 19 a 23 raios, sua origem sob a base da nadadeira dorsal, ou um pouco mais posteriormente, presença de uma larga faixa longitudinal prateada ao longo dos flancos do corpo, com altura igual ou maior que o diâmetro do olho (Menezes & Figueiredo, 1985; Whitehead et al., 1988; Loeb, 2016).

As espécies de manjuba da costa brasileira são bastante similares, o que leva a inúmeros erros de identificação. Dentre as características diagnósticas para as espécies do gênero estão o posicionamento das nadadeiras anal e dorsal; o número de raios nas nadadeiras anal e peitoral; a altura do corpo em relação ao comprimento padrão, o

comprimento da maxila superior e do focinho em relação ao comprimento da cabeça e o número de rastros no primeiro arco branquial (Whitehead et al, 1988).

Contextualização ecossistêmica e pesca das manjubas em geral

As manjubas são peixes forrageiros, consumidores primários que se alimentam de fitoplâncton, zooplâncton e pequenos invertebrados bentônicos, e são também a principal fonte de alimento para numerosas espécies de predadores como aves, mamíferos e peixes maiores. São, portanto, elos fundamentais na transferência de energia desde os produtores para outros níveis tróficos dos ecossistemas aquáticos, com papel fundamental no equilíbrio das comunidades (Pikitch et al., 2014) (Figura 3).

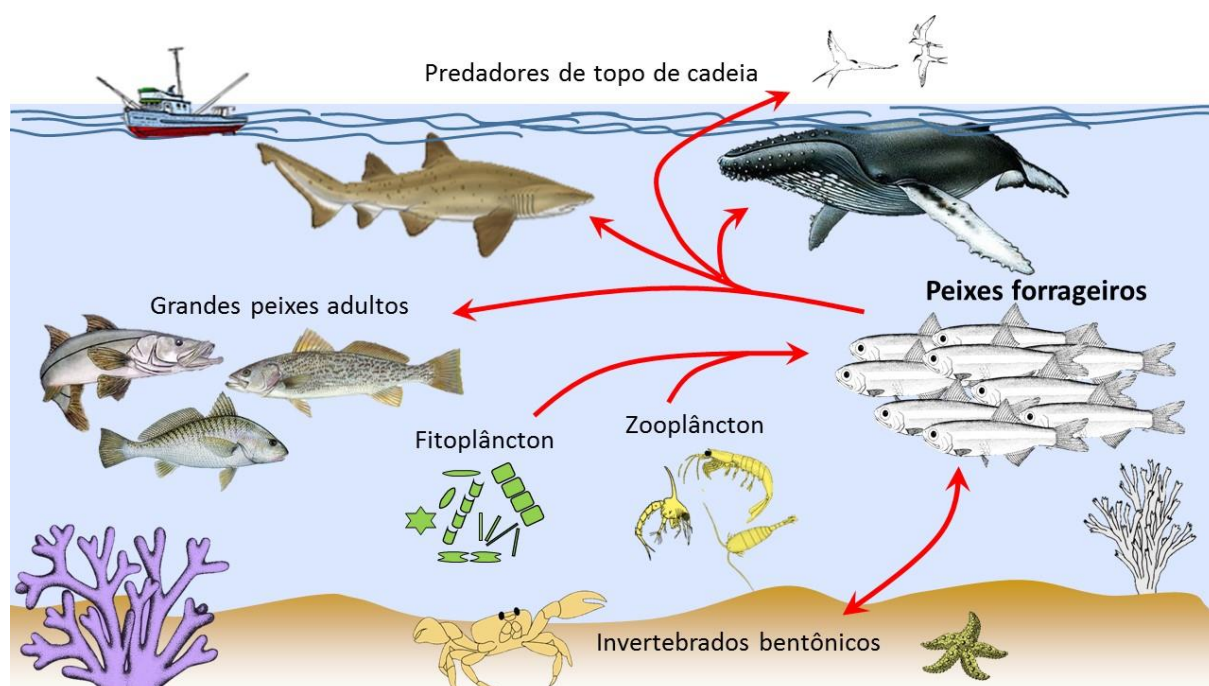


Figura 3. Espécies de pequenos peixes formadores de cardumes, comumente conhecidos como peixes forrageiros, desempenham um papel crítico na manutenção do equilíbrio dos ecossistemas. Essas espécies alimentam-se de plantas e animais microscópicos (plâncton), tornando-se uma importante fonte de alimento para predadores maiores como peixes, aves e mamíferos. As setas indicam o fluxo da energia. Figura elaborada a partir de desenhos obtidos da internet.

As interações alimentícias nas redes tróficas podem ter efeitos significativos sobre a riqueza de uma comunidade, bem como da produtividade e estabilidade do ecossistema (Krebs, 2009). Devido à sua abundância e baixo nível trófico, as manjubas são um recurso alimentício importante de numerosas espécies de predadores (Helfman et al., 1997). A manjuba da Califórnia, *Engraulis mordax*, por exemplo, cujos estoques têm sido intensamente estudados por mais de 60 anos, é um item alimentício fundamental na dieta de pelo menos 64 espécies de predadores, que incluem peixes, lulas, aves e mamíferos (Sydeman et al.,

2020). No caso da manjuba-de-Iguape, de acordo com testemunhos de pescadores do Vale do Ribeira, a espécie é também um item alimentar frequente na dieta de várias espécies de peixes, como por exemplo os robalos (*Centropomus* spp.), dourados (*Salminus* sp.), traíras (*Hoplias* sp.), mas também de lontras e aves.

Em relação à sua alimentação, alguns estudos demonstram que a dieta das manjubas muda ao longo do seu ciclo de vida, sendo inicialmente composta por ovos de peixes, dinoflagelados, diatomáceas e larvas de copépodes, e depois passando para presas do zooplâncton cada vez maiores de acordo com seu crescimento (Chiappa-Carrara & Gallardo-Cabello, 1993; Morote et al., 2010). No caso da manjuba-de-Iguape, existem indícios de que a espécie também mude seu hábito alimentar durante o desenvolvimento ontogenético. No estuário de São Vicente, onde a espécie ocorre apenas na fase juvenil, a dieta é predominantemente composta por organismos do zooplâncton (Goiten, 1984; Paiva Filho et al., 1986), enquanto no rio Ribeira de Iguape, onde ocorrem adultos, a fração do regime alimentar representada pelo zooplâncton é praticamente insignificante (Cipólli, 1990).

Diferenças no hábito alimentar também ocorrem em termos espaciais decorrentes do processo reprodutivo. Durante o inverno, época que antecede à reprodução, as manjubas adultas no rio Ribeira de Iguape alimentam-se ativamente, enquanto no verão, fim da sua migração reprodutiva, os indivíduos encontram-se com os estômagos mais vazios (Giamas et al., 1984). Os principais componentes da dieta da manjuba-de-Iguape nas proximidades do mar são insetos, camarões, gastrópodes e detritos, enquanto nos trechos rio acima são apenas insetos e detritos. Uma dieta mais diversa e abundante na região próxima ao mar pode ser devido a dois fatores: menor disponibilidade de alimento conforme a manjuba se distancia do mar em direção ao interior do rio; ou, menor atividade alimentar dos indivíduos da espécie à medida que sobem o rio (Cipólli, 1990).

Além do importante papel nos ecossistemas marinhos que os forrageiros desempenham, estes peixes também são centrais na economia mundial, ao sustentar, de forma direta ou indireta, muitas pescarias. Os peixes forrageiros contribuem anualmente com cerca de US\$5,6 bilhões de dólares ao valor global da pesca mundial, enquanto as pescarias de peixes que se alimentam dos forrageiros com US\$11,3 bilhões de dólares, totalizando US\$16,9 bilhões de dólares, o que representa em torno de 20% do valor de todas as pescarias marinhas combinadas (Pikitch et al., 2014).

Pescarias de peixes forrageiros constituem grande parte das capturas comerciais em todo o planeta. Nove das 25 espécies com desembarques mais volumosos em nível mundial, são peixes forrageiros (FAO, 2018). Para ter uma ideia da dimensão desses volumes, em 2018 foram desembarcadas sete milhões de toneladas apenas da *anchoveta* peruana (*Engraulis ringens*), o equivalente a 9,8% do total da produção mundial de peixes (FAO, 2020).

Espécies que ocupam níveis tróficos baixos apresentam grandes flutuações na abundância interanual, cujas causas parecem ter uma origem natural associada a variações cíclicas das condições ambientais que repercutem no sucesso reprodutivo. O estoque do arenque da Noruega *Clupea harengus*, por exemplo, sofreu grandes flutuações durante o último século, variando de 16 milhões de toneladas para 50 mil toneladas em 20 anos (1940-1960) e se recuperando nas duas décadas seguintes para 10 milhões de toneladas. Foi comprovado que essas flutuações foram determinadas principalmente por variações na temperatura das massas de água da região (Toresen & Ostvedt, 2000). Outros exemplos são a sardinha *Sardinops sagax* e a manjuba da Califórnia *Engraulis mordax*, que apresentam pronunciadas flutuações, abrangendo várias ordens de magnitude em termos de biomassa (Lindegren et al., 2013), bem como a anchoveta peruana *E. ringens*, que apresenta flutuações sincrônicas entre diferentes estoques (Cahuin et al., 2014).

Existe uma tendência de consenso mundial acerca da necessidade de gerenciar as pescarias com foco no ecossistema, isto é, avaliando os seus efeitos não apenas nas espécies alvo, mas também nos aspectos ecológicos e socioeconômicos. No entanto, na prática o que mais continua sendo utilizado é a tradicional abordagem baseada em uma única espécie, onde procura-se otimizar o rendimento máximo sustentável e evitar a sobre-exploração desse estoque sem levar em consideração possíveis efeitos negativos para outras espécies. Isto decorre principalmente da carência de estudos que tenham tentado quantificar as contribuições econômicas indiretas de cada componente no ecossistema (Walters & Martell, 2002). Quantificar o valor indireto que as espécies forrageiras fornecem para outras pescarias não é tarefa simples, mas isso pode fornecer informação importante para avaliar a compensação entre a exploração de peixes forrageiros ou outras espécies no mesmo ecossistema marinho.

A pesca da manjuba-de-Iguape

A pesca da manjuba-de-Iguape é realizada há mais de um século ao longo do rio Ribeira de Iguape e ocorre principalmente de setembro a março (primavera e verão), durante sua migração reprodutiva, quando densos cardumes, possivelmente procedentes do oceano, vão desovar no rio Ribeira de Iguape (Carvalho & Ramos, 1941a; Nomura, 1962; Giamas et al., 1983; McDowall, 1988; Bendazoli & Rossi-Wongtschowski, 1990).

Embora pareça um volume pequeno ou pouco expressivo, quando comparado aos famosos desembarques industriais marinhos de outros Engraulidae em nível mundial (Tabela 1), é destacável, no entanto, que a pesca da manjuba-de-Iguape ocorre numa área geográfica relativamente pequena, restrita apenas ao baixo rio Ribeira de Iguape e complexo estuarino-lagunar adjacente (Mar Pequeno) (Figura 4), e ainda, realizada por técnicas artesanais primitivas (Carvalho & Ramos, 1941a; Mendonça & Sobrinho, 2013).

Tabela 1. Volume médio desembarcado, em milhares de toneladas, no período de 2007 a 2016, das principais espécies de engraulídeos exploradas em nível mundial¹, e volume médio desembarcado da manjuba-de-Iguape (*Anchoviella lepidentostole*), no rio Ribeira de Iguape e região estuarina adjacente (Mar Pequeno). Os dados da manjuba-de-Iguape provêm de duas fontes: (A) 1962 – 2007, obtidos dos relatórios da produção pesqueira do Brasil; (B) 1974 – 2019 a partir da literatura científica e do banco de dados do PMAP. Detalhes no texto.

Espécie	Nome comum em inglês	Desembarque (10 ³ t)	Máx. histórico (10 ³ t) - (ano)
<i>Engraulis ringens</i>	Peruvian anchovy	5500 ± 1900	13000,0 - (1970)
<i>Engraulis japonicus</i>	Japanese anchovy	1300 ± 94	1900,0 - (1988)
<i>Engraulis encrasicolus</i>	European anchovy	490 ± 120	860,0 - (1988)
<i>Engraulis capensis</i>	South African anchovy	220 ± 71	970,0 - (1987)
<i>Engraulis mordax</i>	Californian anchovy	42 ± 43	400,0 - (1981)
<i>Engraulis anchoita</i>	Argentine anchovy	19 ± 6,5	44,0 - (2006)
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	Broadband anchovy	(A) 3,9 ± 4,1	18,4 - (1981)
		(B) 1,4 ± 1,1	5,4 - (1997)

Nas primeiras décadas do século XX, a exploração e industrialização da manjuba no rio Ribeira de Iguape eram destinadas a atender o consumo local, exercidas por produtores japoneses de chá, radicados no Vale do Ribeira² que, após salgar os peixes, secavam-nos ao sol, para em seguida serem levados aos centros consumidores (Carvalho & Ramos, 1941a). O método de exploração utilizado por esses primeiros pescadores da manjuba era semelhante ao utilizado na exploração de um produto japonês denominado “iriko” (Nomura, 1952).

Nas décadas de 1920 e 1930 a pesca era uma atividade consorciada à agricultura, com periodização das plantações e das pescarias, que seguiam um calendário regido pelos fluxos da natureza, sendo comuns as capturas de robalo, bagre, pescada, corvina, entre outros (Saldanha, 2005). No entanto, a partir da década de 1930 a pesca da manjuba-de-Iguape passou a ser uma das principais atividades comerciais da região (Carvalho & Ramos, 1941a; Furuya, 1959b). De acordo com Carvalho & Ramos (1941a), “quando os primeiros colonos japoneses iniciaram as suas atividades agrícolas, nos primórdios da fundação da vila de Registro, e entregaram-se, como ocupação acessória, à pesca e à industrialização da manjuba, muito provavelmente não previram o que poderia vir a ser essa pesca em um futuro não muito distante”.

Em meados da década de 1940, *A. lepidentostole* converteu-se na matéria prima de pelo menos dezessete indústrias, nove em Registro e oito em Iguape, que recebiam a produção obtida por pescadores de Barra do Ribeira, Iguape, Jairê, Registro, Sete Barras e Xiririca (atual Eldorado, SP) (Figura 4) (Carvalho & Ramos, 1941a; Furuya, 1959a). Os

¹ Dados obtidos em consulta online na página eletrônica da FAO, no sistema de busca nas Fichas Técnicas de Espécies Aquáticas. [<http://www.fao.org/fishery/species/search/en>]

² Em 1917 o número de famílias japonesas assentadas nas colônias de Iguape (Katsura), Registro e Sete Barras totalizava 5121 pessoas. [[https://pt.wikipedia.org/wiki/Registro_\(S%C3%A3o_Paulo\)](https://pt.wikipedia.org/wiki/Registro_(S%C3%A3o_Paulo))]

desembarques ocorriam em quarenta portos, desde a cidade de Iguape até as proximidades de Xiririca, com um total aproximado de 2000 pescadores e 1000 redes sendo operadas ao longo do Ribeira de Iguape (Carvalho & Ramos, 1941a; DPA, 1945). O procedimento seguido pelas indústrias consistia em salgar a seco em tanques e deixar que a "cura" se completasse na salmoura (Furuya, 1959b). Na atualidade, de acordo com a estatística pesqueira do estado de São Paulo, pelo menos 2750 pescadores dependem diretamente da pesca da manjuba-de-Iguape, sendo o pescado comercializado fresco, congelado e uma pequena porção seca, conforme o procedimento acima descrito.

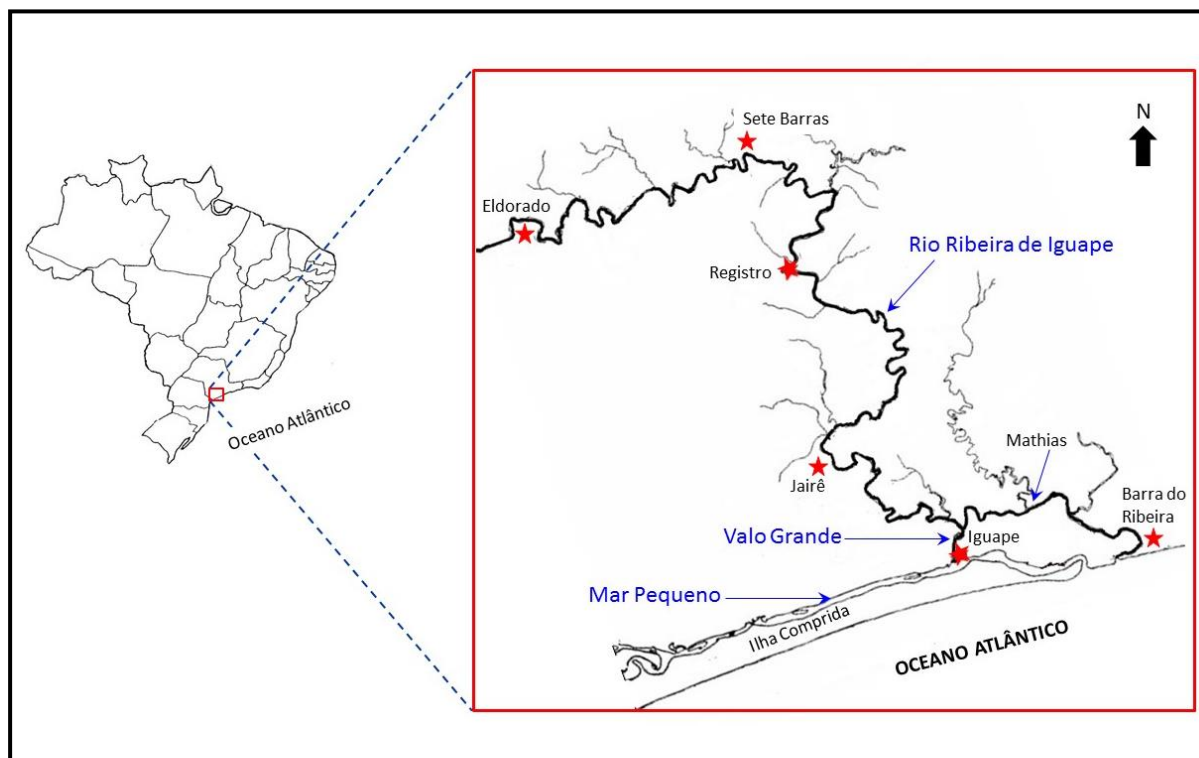


Figura 4. Localização geográfica do baixo rio Ribeira de Iguape. Identificam-se as seis principais localidades onde se realizavam desembarques da manjuba-de-Iguape, *Anchoviella lepidentostole* nos primórdios da sua exploração comercial na primeira metade do século XX. Na atualidade os desembarques ocorrem nas quatro localidades mais próximas do mar, da Barra do Ribeira até Registro.

[História dos desembarques de manjuba-de-Iguape](#)

De acordo com a síndrome da mudança das linhas de base (“*shifting baseline syndrome*”), proposta por Pauly (1995), o homem ignora, no gerenciamento das pescarias, as condições do passado (*i.e.*, padrões de abundância, distribuição, parâmetros populacionais, entre outros), e passa a aceitar o estado presente (ou desde o início de sua percepção) como sendo o estado natural (*baseline*), em uma nociva falta de perspectiva histórica. Portanto, é fundamental compreender a verdadeira magnitude dos declínios populacionais dos recursos pesqueiros, para assim poder identificar os desafios para a sustentabilidade da sua exploração no presente e futuro. A categorização de espécies ameaçadas em listas

vermelhas, critério muito usado em conservação, também depende desta perspectiva (IUCN, 2019). Partindo dessa premissa, apresenta-se a seguir um levantamento do histórico da produção de manjuba-de-Iguape no rio Ribeira de Iguape.

Registros dos desembarques de manjuba-de-Iguape estão disponíveis nos anuários da produção pesqueira do Brasil e/ou do Estado de São Paulo¹; no banco de dados do PMAP (Programa de Monitoramento das Atividades Pesqueiras do Estado de São Paulo)² e em algumas publicações científicas (Carvalho & Ramos, 1941a; Bendazoli et al., 1990; Mendonça & Sobrinho, 2013). A partir dessas fontes foi compilado o histórico de desembarques da espécie desde o final da década de 1930 até 2019 (Figura 5).

Para a reconstrução da série de desembarques, as fontes de dados foram agrupadas em dois conjuntos, denominados A e B. No conjunto “A” foram incluídos os dados obtidos dos relatórios nacionais de produção pesqueira de 1962 a 2007, nos quais consta a produção de manjuba para o Estado de São Paulo; e no conjunto B, os dados compilados de trabalhos científicos e da estatística pesqueira do Estado de São Paulo (produzidos por instituições paulistas), nos períodos de 1938 a 1944 e 1974 a 2019. Esse agrupamento foi necessário pelo fato do período de 1974 a 2007 ter sobreposição entre os dois conjuntos de dados, com valores diferentes em vários desses anos (Figura 5).

Pelo menos quatro espécies de manjuba são desembarcadas no litoral sul de São Paulo (Mendonça & Miranda, 2008), portanto, as informações nos relatórios nacionais sobre a categoria “manjuba” nesse estado, podem não ser exclusivas da manjuba-de-Iguape. No entanto, considerando a importância econômica e social dessa espécie desde a década de 1930 (Carvalho & Ramos, 1941a; 1941b; Carvalho, 1951; Nomura, 1962; 1964), analisamos estes dados sob essa premissa. A descrição cronológica do histórico dos desembarques é realizada alternando entre os dois conjuntos de dados.

Os dados mais antigos datam de 1935, na cidade de Registro, com cerca de 200 toneladas anuais, e aumento gradativo para 350 t em 1938 e 540 t em 1940 (Carvalho, 1951). Entretanto, para o rio Ribeira de Iguape como um todo, os desembarques aumentaram de 1335 t em 1938, para 3150 t em 1940 e 5737,3 t em 1944 (Figura 5) (Carvalho & Ramos, 1941a; DPA, 1945). À época, considerou-se que, se bem gerenciada, a abundância da manjuba-de-Iguape poderia ser objeto de excelente aproveitamento comercial e industrial pois, por falta de meios adequados de transporte, era por vezes empregada como adubo na lavoura (Carvalho, 1951).

¹ Relatórios estatísticos antigos da produção pesqueira do Brasil, ou do Estado de São Paulo, disponíveis na página eletrônica do Centro de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul (CEPSUL), do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). [<https://www.icmbio.gov.br/cepsul/acervo-digital/37-download/estatistica/111-estatistica.html>]

² <http://www.propesq.pesca.sp.gov.br/usuarioexterno/>

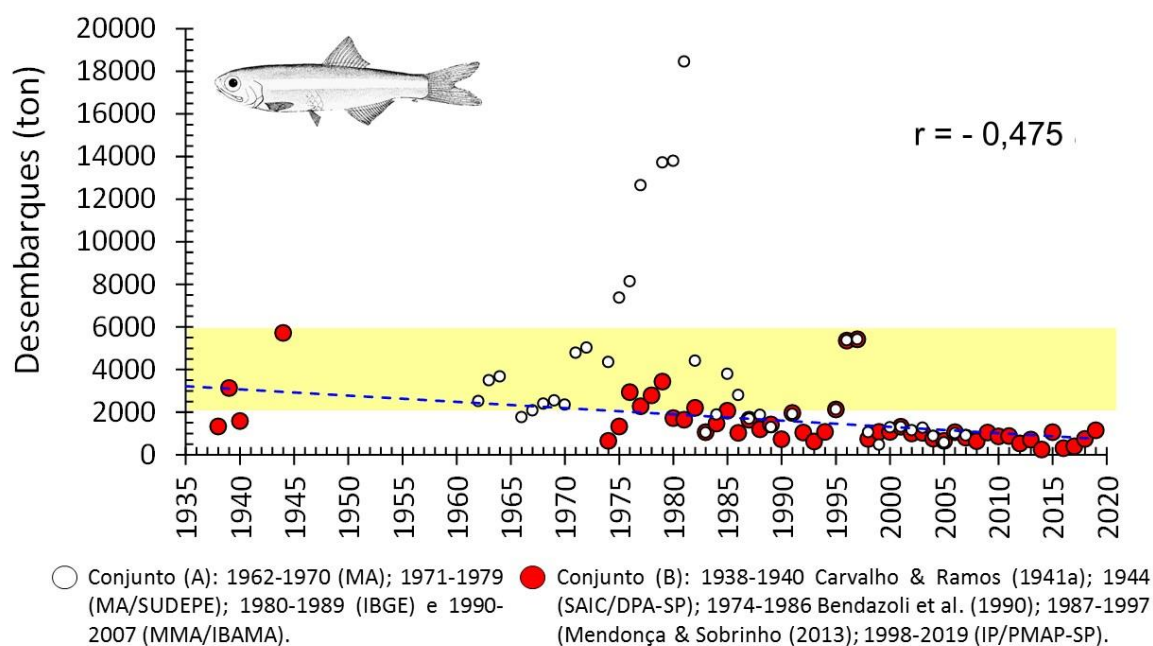


Figura 5. Histórico dos desembarques de manjuba-de-Iguape (*A. lepidentostole*), no período de 1938 a 2019, reconstruído a partir de dois conjuntos de dados: Conjunto (A), obtido dos relatórios nacionais de produção pesqueira, onde a categoria “manjuba” consta em separado para o estado de São Paulo; Conjunto (B), obtido da literatura científica e dos relatórios de produção pesqueira do Estado de São Paulo (produzidos por instituições paulistas). A linha de tendência e coeficiente de correlação foram ajustados aos dados do Conjunto (B). A faixa horizontal amarela delimita as produções de 2000 a 6000 toneladas anuais. O significado das siglas consta na Tabela 2.

Na segunda metade da década de 1940 e em toda a década de 1950, os desembarques de manjuba ao longo do rio Ribeira de Iguape atingiam 1000 toneladas por mês (Nomura, 1962; 1964). A pesca era realizada com canoas de madeira e redes de arrastão-de-praia de 100 m de comprimento e 3 m de altura, às vezes com mais de 1000 dessas redes em operação ao mesmo tempo.

A partir da década de 1960, os relatórios anuais da produção pesqueira nacional foram produzidos pelo menos até 2011. Ao longo desses quase 50 anos essa tarefa foi realizada por cinco diferentes órgãos federais (Tabela 2). Na maior parte desse período, esses relatórios mantiveram um padrão comum de informações apresentadas, discriminando as produções por categoria e Unidades da Federação, o que permitiu acesso aos dados da produção de manjuba-de-Iguape (Figura 5). Porém, nos relatórios de 2008 a 2011 essa discriminação da produção por Estado foi excluída, passando a manjuba (e outros recursos pesqueiros) a ser apresentada como uma única categoria para todo o litoral brasileiro, comprometendo seriamente a utilidade desses dados. Outra falha encontrada nos registros pesqueiros em nível nacional foi o fato dos relatórios dos anos 1990 a 1994 apresentarem exatamente o

mesmo valor de produção de manjuba para São Paulo (1926 t), fato sem explicação e, por esse motivo, consideramos apenas um desses anos (Figura 5).

Tabela 2. Relação dos períodos e instituições brasileiras responsáveis pela produção dos anuários estatísticos da produção pesqueira Nacional e/ou do Estado de São Paulo, utilizados na reconstrução histórica de desembarques da manjuba-de-Iguape (*Anchoviella lepidentostole*).

Período	Sigla	Instituição
1944	SAIC / DPA-SP	Secretaria de Agricultura Industria e Comercio / Departamento de Produção Animal - SP
1955 - 1961	IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
1962 - 1971	MA	Minitério de Agricultura
1972 - 1980	MA/SUDEPE	Minitério de Agricultura / Superintendência do Desenvolvimento da Pesca
1981 - 1989	IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
1990 - 2007	MMA/IBAMA	Ministério do Meio Ambiente / Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
2008 - 2011	MPA	Minitério da Pesca e Aquicultura
1998 - 2018	IP / PMAP-SP	Instituto de Pesca / Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira do Estado de São Pulo

A análise dos relatórios nacionais de produção pesqueira (conjunto A), do período de 1962 a 2007, mostra um padrão geral de desembarques anuais da ordem de 2000 a 4000 t por ano até 1997, e depois de aproximadamente de 1000 t por ano até 2007 (Figura 5). É possível observar, no entanto, que nos anos de 1975 a 1981 foram obtidas produções muito superiores a esse padrão geral observado, com aumento contínuo do volume desembarcado a cada ano, passando de 4369 a 18743 t por ano, um incremento de 322,8% em oito anos, com variação média de 1796,8 t a mais por ano (Figura 6A).

Contudo, considerando o padrão geral de desembarques para todo o período, essas altas produções de 1975 a 1981 resultam anômalas, e foram consequência do fechamento do Valo Grande¹, que levou a manjuba a penetrar no rio Ribeira de Iguape através de sua foz natural (Barra do Ribeira), provocando desta maneira o aumento de pescadores neste local, bem como do número excessivo de redes. A relativa baixa produção no período de 1998 a

¹ No intuito de restaurar as características naturais do sistema lagunar, interromper o intenso processo de erosão de suas margens e estabelecer ligação rodoviária com o bairro do Rocio ao centro da cidade, um dique de pedras e areia foi construído em 1978 (Prado et al, 2019). Mais informação no capítulo “Contextualização Ambiental” deste E-Book.

2007 em relação aos primeiros anos, pode ser devida a esses anos de pesca predatória, que impediu a subida dos peixes para a desova (Giamas et al., 1987).

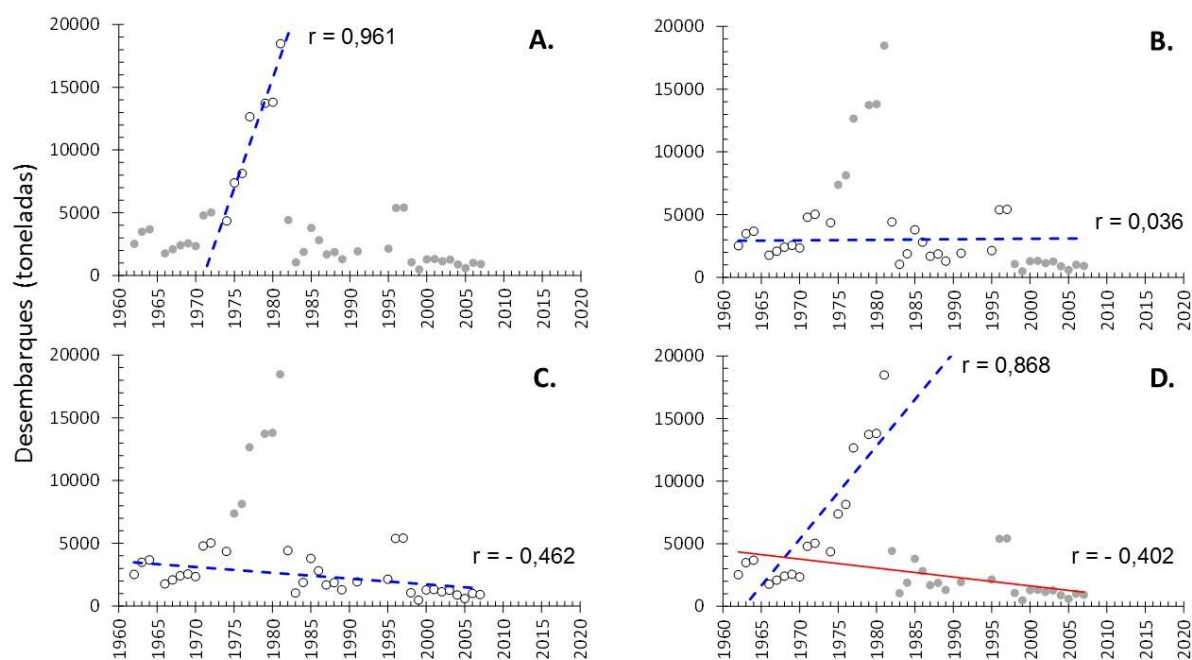


Figura 6. Histórico dos desembarques de manjuba no Estado de São Paulo, no período de 1962 a 2007, reconstruído a partir dos relatórios nacionais de produção pesqueira (conjunto A). Apresentam-se tendências para diferentes intervalos de tempo: (A) 1974–1981; (B) 1962–1997, sem incluir 1975-1981; (C) 1962-2007, sem incluir 1975-1981; (D) 1962-1981 e 1982-2007. Os pontos em cinza não são incluídos no ajuste das tendências e nem dos coeficientes de correlação, exceto em (D), com a linha contínua.

Portanto, na análise da série histórica de desembarques, é pertinente considerar cenários, excluindo e incluindo esses anos atípicos. Numa primeira situação, considerando apenas o período de 1962 a 1997 sem incluir os anos atípicos, nota-se a ausência de tendência significativa na produção (Figura 6B), enquanto para a série temporal completa, de 1962 a 2007, também sem incluir esses anos atípicos, observa-se uma diminuição de 56,4% na produção (Figura 6C). Contudo, incluindo os anos atípicos houve também uma tendência negativa, com diminuição média de 57,6% entre 1974 e 2007, determinada pelos relativos baixos desembarques de 1998 a 2007, que variaram em torno de 1059,3 t; enquanto no período anterior (1982 a 1997) oscilaram em torno das 2812,1 t. Este padrão se corrobora ao ajustar linhas de tendência para os períodos de 1962-1981 e 1982-2007, onde é possível observar duas fases opostas, sendo o primeiro período com tendência ao aumento (média de 36,2%) e o segundo com tendência ao declínio (média de 56,7%) (Figura 6D).

Considerando as informações produzidas por instituições paulistas (conjunto B), observa-se um padrão similar à estatística nacional em termos do padrão de aumento e diminuição da produção no período de 1974 até o presente. Na década de 1970 houve um aumento significativo na produção (Figuras 5 e 7A), que coincide com os mesmos anos

atípicos observados na estatística nacional, decorrentes do fechamento do Valo Grande, passando de 667 t em 1974 para 3444,9 t em 1979, um aumento de 416,5% e variação média anual de 472,2 t a mais por ano (Figuras 6A e 7A). No período de 1980 a 1995, os desembarques de manjuba foram da ordem de 1000 a 2000 t por ano (média $1447,1 \pm 498$ t) (Figura 7B). Em 1996 e 1997 foram registradas produções extremamente altas em relação ao padrão geral observado nesse conjunto de dados, as chamadas “supersafras”, com valores em torno das cinco mil toneladas. A seguir, de 1998 a 2019 houve uma ampla variação interanual, com desembarques variando de 250 a 1300 t por ano (média $830,8 \pm 283,1$ t) (Figura 7B). A tendência da produção excluindo as “supersafras” dos anos 1940, 1996 e 1997, foi de diminuição média de 73,2% (Figura 7B). Igualmente, incluindo as “supersafras”, na análise do período de 1980 a 2019 observou-se diminuição média de 69% (Figura 7C) e, para o conjunto total de dados (1934-2018), 75,3% (Figuras 5 e 7D).

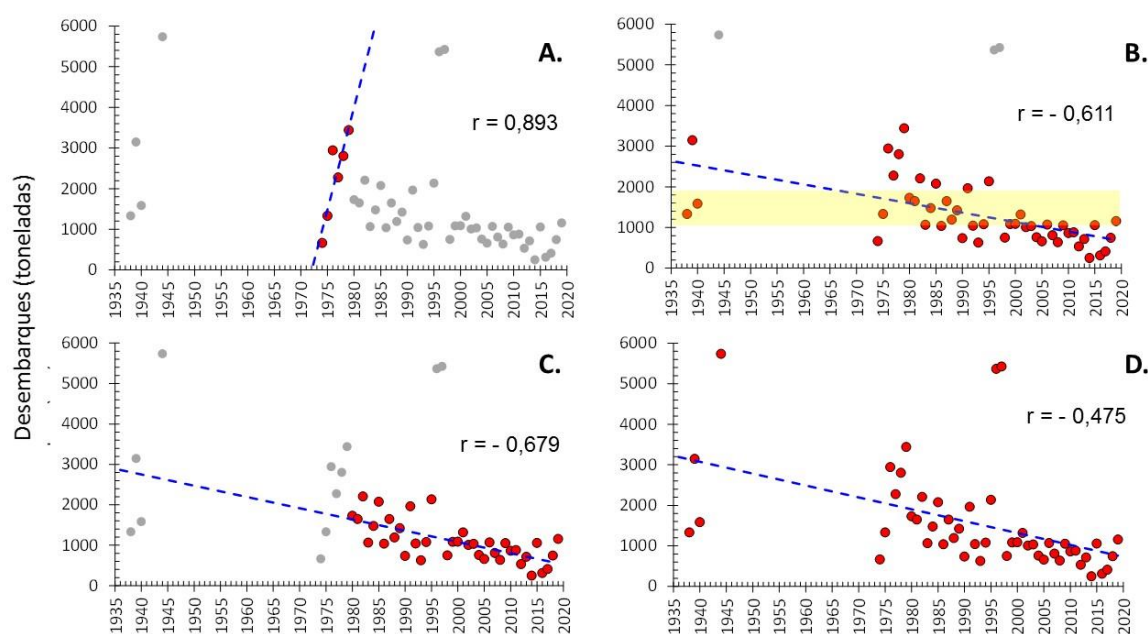


Figura 7. Histórico dos desembarques de manjuba no Estado de São Paulo, no período de 1936 a 2019, reconstruído a partir de dados obtidos da literatura científica e dos relatórios de produção pesqueira do Estado de São Paulo (conjunto B). Apresentam-se tendências para diferentes intervalos de tempo: (A) 1974–1979; (B) 1935–2019, sem incluir “supersafras”; (C) 1980-2019, sem incluir 1996-1997; (D) 1936-2019. Os pontos em cinza não são incluídos no ajuste das tendências, nem dos coeficientes de correlação.

Considerando que a pesca da manjuba ocorre em safras de setembro de um ano a abril do ano seguinte, os dados de 1998 a 2018 foram filtrados do banco de dados do PMAP, agrupando o segundo semestre de um ano, com o primeiro semestre do ano seguinte. O volume desembarcado nas entressafras (maio a agosto) é ínfimo, quando comparado ao das safras (Figura 8A), isso permitiu incluí-los nos respectivos semestres, para poder assim

representar, na reconstrução da série, o total extraído a cada ano. Ou seja, os dados de 1998 a 2019, referem-se às safras 1998-1999, 1999-2000, e assim sucessivamente.

Em síntese, apesar da oscilação anual nos volumes desembarcados, característica comum de todos os Engraulidae, o histórico de desembarques de manjuba-de-Iguape pode ser caracterizado por quatro fases. Na primeira fase, entre os anos 1935 e 1940 houve um aumento contínuo da produção, decorrente do desenvolvimento inicial da atividade comercial (Carvalho & Ramos, 1941a). Na segunda fase, nas décadas de 1940, 1950 e 1960, houve uma aparente estabilidade, com desembarques de 2000 a 4000 t por ano (DPA, 1945; Carvalho, 1951; Furuya, 1959a; 1959b; Nomura, 1962; 1964). Nesse período, a produção de manjuba movimentava 30 indústrias de secagem, proporcionando sustento econômico a numerosas famílias ao longo do rio Ribeira de Iguape (Giamas et al., 1983).

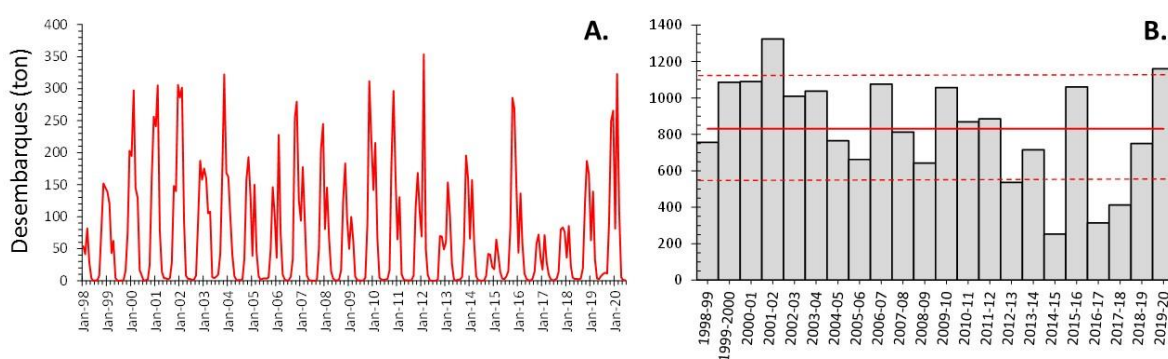


Figura 8. Histórico dos desembarques de manjuba-de-Iguape nos últimos vinte anos, reconstruído a partir do banco de dados do PMAP. (A) Produção mensal, no período de janeiro de 1998 a junho de 2020. Os picos correspondem aos períodos de safra (setembro-abril), e os vales aos períodos de entressafra (maio-agosto). As marcas de escala no eixo horizontal têm intervalo de dois meses. (B) Produção por período de safra. A linha contínua representa a média no período, e as linhas tracejadas, o desvio padrão.

Na terceira fase, de 1975 a 1981, observou-se o aumento significativo das capturas em Iguape, decorrente do aumento da pressão pesqueira, devido ao fechamento do Valo Grande. No mesmo período, na cidade de Registro houve um padrão oposto, com diminuição drástica de 81,8% na produção entre os anos 1978 e 1982, o que causou enormes prejuízos econômicos ao município e aos pescadores (Giamas et al., 1987). O aumento da pressão pesqueira em Iguape diminuiu a quantidade de manjubas que conseguiam atingir Registro (Giamas et al., 1987; 1988; Bendazoli & Frosch, 1990; Bendazoli et al., 1990; Mendonça & Sobrinho, 2013).

Na quarta fase, no período de 1982 a 2019, excluindo os dois anos de “supersafra” (1996 e 1997), houve uma tendência geral decrescente na produção de manjuba (Fig. 7C) (Bendazoli & Frosch, 1990; Bendazoli et al., 1990; Mendonça, et al., 2000; Camara et al., 2001; Mendonça, 2007; Mendonça & Sobrinho, 2013). No entanto, apesar da ampla

variabilidade interanual, nos últimos vinte anos observa-se uma aparente estabilidade nos desembarques, com média de 831 toneladas em cada safra (Fig. 8B).

Artes de pesca empregadas na captura da manjuba-de-Iguape:

As principais artes de pesca utilizadas para capturar manjubas são as redes de cerco tipo picaré, denominadas manjubeiras (método utilizado durante 60 anos) e, a partir de 1996, também as redes de emalhe denominadas corrico. Eventuais capturas ocorrem com uso de puçá, mas são esporádicas (Mendonça & Sobrinho, 2013). As manjubeiras são utilizadas principalmente pelos pescadores das localidades de Jairê, Valo Grande e Barra do Ribeira; enquanto as redes de corrico pelos pescadores de Registro e de Iguape os que trabalham no Mar Pequeno e Mathias (Figura 4).

As manjubeiras são redes tipo de arrastão de praia (“seine nets” em inglês). Possuem cabos nas suas extremidades que servem para manter a rede aberta durante a operação de pesca, bem como para puxá-la de forma manual até a beira do rio. A tralha superior é provida de boias e a tralha inferior com chumbo para manter a rede distendida na vertical. O comprimento dessas redes varia de 120 a 150 m, com altura máxima de 3 m, mantendo sua conformação desde os primórdios da atividade (Carvalho & Ramos, 1941a; Mendonça & Sobrinho, 2013). O tamanho de malha na panagem varia conforme a sua localização na rede, sendo de 18 mm entre nós opostos no ensacador, que é a parte central da rede, e de 24 mm nas asas, que são as extremidades da rede. Em Jairê este tipo de rede é operado por dois ou quatro pescadores, enquanto no canal artificial Valo Grande e em Barra do Ribeira, são grupos de seis a oito pescadores por embarcação. Estas redes são empregadas a bordo de canoas de madeira, que variam em tamanho de cinco a doze metros, e que são propulsionadas com uso de remos na operação de lançamento e recolhimento da arte (Figura 9).

O corrico são redes de emalhar de superfície, cujo comprimento é normatizado para um máximo de 300 m, porém, na prática os pescadores utilizam vários conjuntos de redes, ultrapassando em até 100% ou mais essa medida. As redes possuem boias na tralha superior e chumbo na tralha inferior, sendo a relação entre as forças opostas desta o suficiente para manter a rede na superfície esticada na vertical. A abertura máxima da malha é sempre de 24 mm entre nós opostos. São operadas por um ou dois pescadores a bordo de canoas e barcos de alumínio com motor de popa (denominadas de “voadeiras”), com ajudante aguardando em terra para fazer a despesca. Em Iguape houve um aumento da concorrência por espaço de pesca, portanto os pescadores lançam suas redes ainda de madrugada, deixando-a na água por cerca de quatro a cinco horas, tendo sempre a presença do pescador junto à rede. Em outras cidades como Registro ou na comunidade da Ponte do Mathias, em Iguape, os pescadores não têm essa preocupação e, portanto, as redes são lançadas cedo de manhã ou no final do dia, e recolhidas duas horas depois (Figura 10).

A gestão da pesca da manjuba-de-Iguape

Ao longo da história de exploração da manjuba-de-Iguape, diversas medidas de gestão de acesso e uso têm sido implementadas. Carvalho & Ramos (1941a) declararam que as normas que vinham sendo preconizadas pelas autoridades competentes à época, visavam a proteção dos alevinos, bem como o uso de “*métodos racionais na manipulação da matéria prima*”, vislumbrando o futuro da exploração do recurso como “*um dos mais preciosos celeiros de todo o Estado*”.

Desde então, pelo menos 14 medidas de ordenamento da pesca da manjuba-de-Iguape estiveram vigentes em diferentes períodos, desde 1982 até 2004 (Mendonça & Sobrinho, 2013), quando se instituiu a Instrução Normativa IBAMA 33 de 2004 ¹, construída de forma participativa, onde são definidas as características técnicas das artes de pesca, as áreas de proibição e de permissão de pesca, e estabelece um período de defeso anual de um mês, entre os dias 26 de dezembro a 25 de janeiro (Machado & Mendonça, 2007).

Entretanto, após esses dezesseis anos da normatização, alguns conflitos ainda permanecem, não havendo consenso entre pescadores quanto à eficácia da legislação. Em cidades à montante do rio, os pescadores acreditam que o defeso deveria ser aplicado apenas no estuário, onde se concentra mais de 90% do esforço pesqueiro; enquanto nas cidades estuarinas acredita-se que os pescadores a montante não respeitam o defeso, e demandam por maior fiscalização.

É evidente que a normatização estabelece medidas pertinentes para uma exploração sustentável. No entanto, a falta de responsabilidade individual por parte de alguns pescadores, aunado às carências de recursos econômicos e humanos para uma fiscalização efetiva, levam a esse tipo de conflito. A pesca em lugares proibidos como o Valo Grande e a boca do rio Ribeira de Iguape não são respeitados, como também o tamanho das redes e período de defeso.

¹ https://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/472/Documentos/Mural_PlanosdeFiscalizacao/pesca_costeira/in_ibama_33_2004.pdf



Figura 9. Imagens das artes e métodos de pesca empregadas na pesca da manjuba-de-iguape no rio Ribeira de Iguape com uso redes “manjubeiras” em 2018. Fotos: Santiago Montealegre-Quijano.

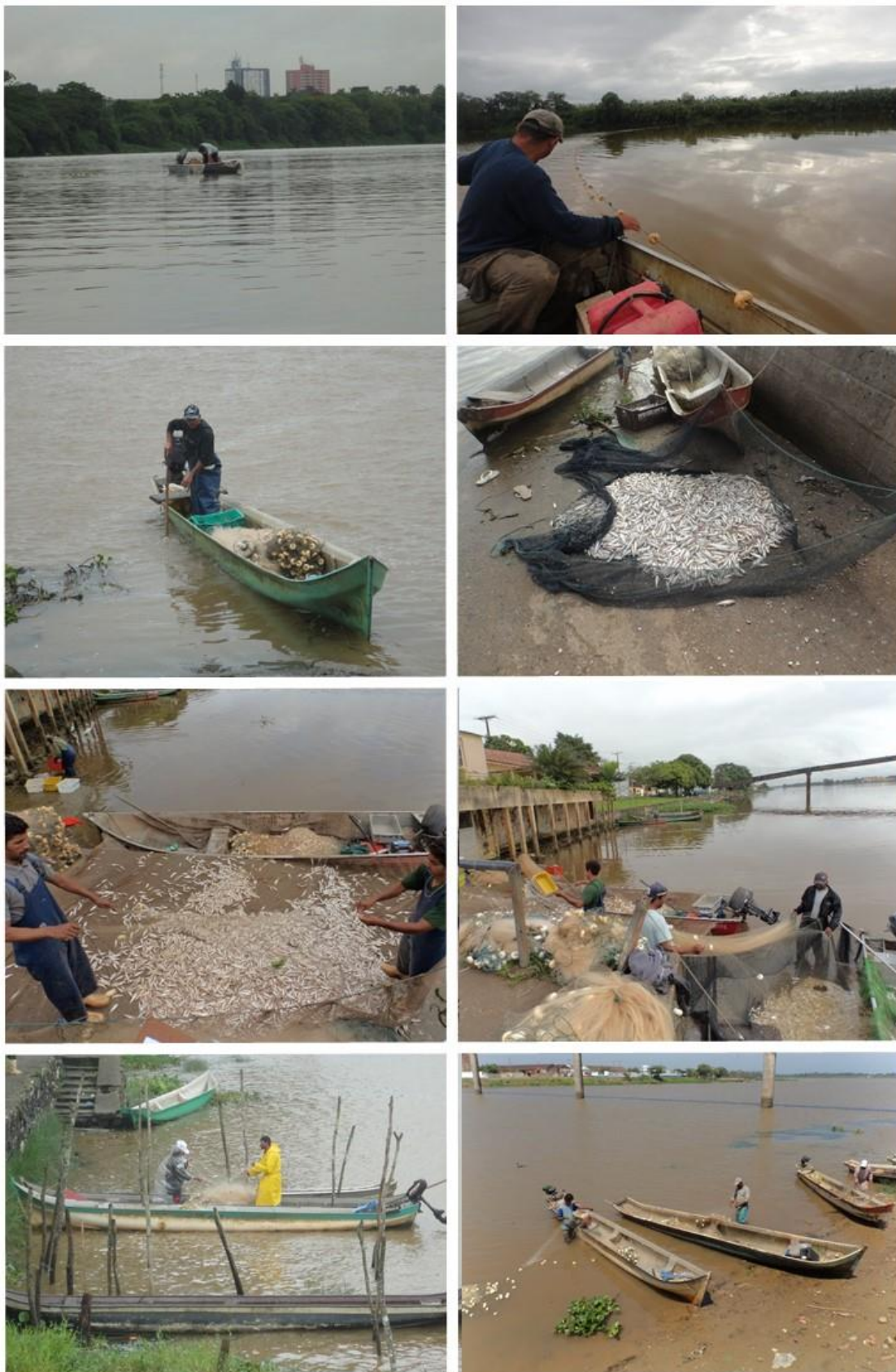


Figura 10. Imagens das artes e métodos de pesca empregadas na pesca da manjuba-de-iguape no rio Ribeira de Iguape com uso de redes de “corrico” em 2018. Fotos: Santiago Montealegre-Quijano.

Biologia pesqueira da manjuba-de-Iguape

A biologia pesqueira concentra-se em duas principais áreas: primeiro no estudo da biologia básica e distribuição das espécies que são recursos pesqueiros, no intuito de compreender seus ciclos de vida e, segundo, no estudo da sua dinâmica populacional, o que envolve tentar entender os fatores que controlam sua abundância (King, 2007). Dada sua importância ecológica, econômica e social, todos esses aspectos da biologia pesqueira têm sido estudados na manjuba-de-Iguape. Nesta seção, apresentamos um apanhado do histórico desses estudos e algumas observações recentes.

Os primeiros aspectos foram registrados na década de 1940, quando, de forma estratégica, o governo do Estado de São Paulo instalou um laboratório de biologia pesqueira em Registro para investigar a espécie (DPA, 1964). Foi então documentada a atividade pesqueira, a composição de tamanhos dos indivíduos e observações acerca do processo migratório, que ocorre anualmente, quando adultos, provavelmente vindos do mar, tendo a gônada madura, remontam o rio Ribeira de Iguape para desovar, após o qual perdem a sua massa corpórea e interesse comercial (Carvalho & Ramos, 1941a; DPA, 1964). Esse ciclo migratório é tido como certo até o presente, oriundo do conhecimento tradicional. Contudo, resultados preliminares acerca da composição microquímica de otólitos parecem dar indicio de plasticidade no padrão de migração entre o estuário e a água doce (Altafin & Daros, 2020).

Nas décadas de 1950 e 1960 foi realizada caracterização taxonômica da espécie (Carvalho, 1951); descrito o processo de salga na sua industrialização (Furuya, 1959), e publicadas novas observações sobre a pesca (Nomura, 1962; 1964). Contudo, foi nas décadas de 1970 e 1980 que a maior parte do conhecimento sobre a espécie foi adquirido, mediante o estudo de numerosos aspectos reprodutivos e biológico-pesqueiros realizados pela Dra. Maria Teresa Duarte Giamas e colaboradores, no Instituto de Pesca do Estado de São Paulo (Mandelli & Giamas, 1981; Giamas et al., 1983; 1984; 1985a; 1985b; 1986; 1987; 1988; Souza et al., 1988), bem como através da investigação interinstitucional que visou estudar os mais variados aspectos da biologia pesqueira, e que permitiu diagnosticar uma taxa de exploração elevada, cujo valor foi interpretado como sendo indicio de sobrepesca (Bendazoli & Rossi-Wongtschowski, 1990).

Uma década depois, Camara et al. (2001) corroboraram a tendência decrescente ao constatar aumento nas taxas de mortalidade e de exploração entre 1993 e 1996, e alertaram sobre os prejuízos decorrentes do aumento no esforço pesqueiro. Entretanto, após a implementação da Instrução Normativa IBAMA 33 de 2004, constatou-se aumento dos rendimentos no período de 2005 a 2010, o que foi interpretado como um sinal positivo da medida de gestão em vigor (Mendonça & Sobrinho, 2013).

Na última década, a estratégica criação do curso de graduação em Engenharia de Pesca em Registro, no câmpus da Universidade Estadual Paulista (UNESP), possibilitou dar continuidade ao monitoramento do estoque da manjuba-de-Iguape.

Amostras obtidas da pesca comercial em cinco localidades (Registro, Jairé, Iguape, Mathias e Barra do Ribeira) têm permitido corroborar muitas das informações previamente documentadas, bem como constatar algumas possíveis mudanças. Na proporção sexual, por exemplo, considerando a amostra conjunta, a porcentagem de fêmeas vem aumentando desde a década de 1970, com valores de 34,4%, 38,9% 47,8% e 51,2% na atualidade (Giamas et al. 1985a; Rossi-Wongtschowski et al., 1990a; Camara et al 2001; Montealegre-Quijano et al., 2019a).

O comprimento total de 4793 indivíduos evidenciou tamanho modal de 12,0 cm para as fêmeas e 11,0 cm para os machos, valores cinco centímetros superiores para ambos os sexos, em relação às observações anteriores (Giamas et al. 1985a; Rossi-Wongtschowski et al., 1990a; Camara et al 2001; Montealegre-Quijano et al., 2019a).

Os parâmetros de crescimento do modelo de von Bertalanffy, calculados a partir da estrutura de comprimentos para os sexos combinados, foram estimados em $L_{\infty} = 14,96$ cm e $k = 0,68$ ano⁻¹. Em relação aos estudos anteriores, apenas o a constante de crescimento apresenta uma tendência à diminuição desde a década de 1980 (Rossi-Wongtschowski et al., 1990b; Camara et al 2001; Montealegre-Quijano et al., 2019a).

A mortalidade total foi estimada em 3,22 ano⁻¹ ($S = 3,99\%$), e taxa de exploração de 52,7%, corroborando uma tendência à recuperação do estoque, cujos valores prévios foram estimados em 64% na década de 1980 (Rossi-Wongtschowski, 1990) e 74 a 78% na década de 1990 (Camara et al., 2001).

Dados mensais de captura por unidade de esforço (kg/h) junto com dados ambientais permitiram constatar uma relação positiva entre a vazão do rio e as capturas obtidas dois anos depois. Estes resultados dão pistas sobre o efeito dessa variável ambiental no recrutamento que precisam ser melhor investigados (Montealegre-Quijano et al., 2019b).

O canal artificial Valo Grande e a pesca da manjuba-de-Iguape

Como mencionado anteriormente na seção sobre a pesca da manjuba-de-Iguape, os registros mais antigos de sua exploração datam do início do século XX; uma atividade relativamente recente, quando comparada à construção do canal artificial Valo Grande, na cidade de Iguape. Portanto, a pesca da manjuba-de-Iguape adquiriu importância enquanto atividade econômica na região após a abertura do Valo Grande (Prado et al., 2019).

Carneiro (2005) apresenta uma excelente revisão sobre o histórico do processo de construção do Valo Grande e sua relação com a pesca da manjuba. Com a abertura desse canal, o próprio Valo Grande e o Mar Pequeno, em função da baixa salinidade, passaram a

constituir novos habitats para as manjubas, concentrando nesses ambientes quase a totalidade do esforço de pesca em Iguape (Prado et al., 2019). De fato, a massificação, ou popularização, da atividade econômica de exploração da manjuba-de-Iguape aconteceu por volta de 1935, mais especificamente, 80 anos depois da inauguração do Valo Grande (Carvalho e Ramos, 1941a; Nomura, 1952).

Durante o período em que o Valo Grande permaneceu fechado (1978 a 1995; mais detalhes veja no Capítulo “Contextualização Ambiental” deste e-book), alguns efeitos positivos foram observados, como por exemplo o reaparecimento de algumas espécies de peixes de origem marinha (Carneiro et al., 2005). Apesar disso, é preciso dizer, que o fechamento do Valo Grande é um fator de ameaça à sustentabilidade da exploração da manjuba-de-Iguape. Carneiro (2005) e Prado et al. (2019) reconhecem que o fechamento do Valo Grande foi prejudicial para a economia de Iguape, ocasionando perda significativa das capturas de manjuba no Mar Pequeno e no Valo Grande. O fechamento do Valo Grande fez com que a espécie entrasse no rio unicamente através da Barra do Ribeira, onde houve uma enorme concentração de pescadores por quase 17 anos, o que comprometeu as chances da espécie completar seu ciclo reprodutivo, causando a diminuição da população (Mendonça & Sobrinho, 2013).

A análise da estatística pesqueira aqui apresentada reforça este diagnóstico, com o aumento significativo dos desembarques entre 1975 e 1980 (Figuras 6A e 7A). Este aumento coincidiu com a época de construção e implementação do dique e, portanto, de maior esforço pesqueiro na calha do rio Ribeira de Iguape, próximo da desembocadura, seguido de desembarques com tendência decrescente.

Desta forma, o fechamento do Valo Grande pode ser uma ameaça para a sustentabilidade pesqueira da manjuba-de-Iguape e, conseqüentemente, para a economia local, que tem na sua pesca uma das suas principais fontes de emprego. Por outro lado, o fechamento do Valo Grande pode trazer numerosos benefícios para a cidade de Iguape, diversificando sua economia (turismo, pesca estuarina-marinha, entre outros). Portanto, é preciso atentar para não levar o estoque da manjuba ao colapso, caso outros instrumentos de ordenamento pesqueiro não sejam utilizados, limitando o esforço sobre o recurso.

Logo, qual o efeito do fechamento do Valo Grande sobre a população da manjuba-de-Iguape? A resposta dessa pergunta não é fácil, mas algumas questões podem ser levantadas, sem esgotar a discussão sobre o tema:

1- O canal foi construído há aproximadamente 170 anos, tempo relativamente curto quando comparado aos séculos de história de vida da manjuba-de-Iguape, que sempre usou o rio Ribeira de Iguape para sua reprodução. Em apenas 170 anos a espécie se adaptou a essa mudança ambiental e na atualidade utiliza o Valo Grande como importante rota de

migração. A forte atividade pesqueira que ocorre tanto no Mar Pequeno como no Valo Grande sustentam essa constatação, assim como as baixas capturas que ocorrem na região de Mathias, comunidade localizada no trecho do rio a jusante do Valo Grande (Figura 4). Portanto, o fechamento do Valo Grande pode trazer um impacto negativo para a reprodução da espécie, que ficaria impedida de migrar por esse canal para completar a sua reprodução.

2- Entretanto, no caso de fechamento do Valo Grande, a manjuba-de-Iguape migraria via Barra do Ribeira, como acredita-se que ocorreu no final da década de 1970 e na maior parte da sua história de vida na área. Espécies migram seguindo estímulos ambientais e, no caso de peixes anádromos, é a salinidade da água e a corrente que norteiam a sua rota migratória (McDowall, 1988). Portanto, com um eventual fechamento do Valo Grande, esperar-se-ia que a salinidade do Mar Pequeno começasse a aumentar gradativamente, bem como seu volume de água diminuir, enquanto a boca da Barra do Ribeira passaria a ter um volume maior de água doce, podendo servir de estímulo para direcionar a rota migratória.

3- A variação da abundância dos recursos pesqueiros (dinâmica populacional) é condicionada pela reprodução, o crescimento, a mortalidade natural, a mortalidade por pesca e o recrutamento de novos indivíduos à população. Falhas na reprodução implicam em baixo recrutamento de novos juvenis, comprometendo gerações futuras e ocasionando diminuição populacional. De forma prolongada, esse efeito pode ocasionar o colapso pesqueiro. Portanto, em caso de fechamento do Valo Grande, seria necessária uma moratória da pesca da manjuba-de-Iguape por pelo menos uma safra, no intuito de mitigar um possível colapso pesqueiro. Isto permitiria um brevíssimo tempo para que a espécie não sofresse mortalidade por pesca, o que aliviaria um pouco as pressões negativas de diminuição populacional, e assim, possíveis falhas reprodutivas decorrentes do fechamento do Valo Grande não seriam magnificadas. Se não há moratória, seria então necessária uma significativa diminuição do esforço pesqueiro através de instrumentos de gestão mais adequados.

4- Com o eventual fechamento do Valo Grande, fica imperioso uma revisão da normatização da pesca da manjuba-de-Iguape, no intuito de não repetir o fenômeno observado no final da década de 1970, quando houve excesso na densidade do esforço pesqueiro, e que minimizou a probabilidade de sobrevivência dos indivíduos e sucesso reprodutivo. Para isto seria necessário estabelecer certos instrumentos de ordenamento que poderiam ser efetivos para a conservação e uso sustentável da manjuba-de-Iguape, tais como períodos maiores de defeso e/ou limitação de pescadores e/ou redes, de forma similar ao utilizado para a pesca de iriko no sul de Cananéia (Machado & Mendonça, 2007; Mendonça & Jankowsky, 2017).

Considerações finais

No Vale do Ribeira, impressionantes migrações da manjuba-de-Iguape são observadas todos os anos, na sua estratégia anádroma de remontar o rio Ribeira de Iguape para desovar. Na sua história evolutiva, *A. lepidentostole* estabeleceu filopatria natal com o rio Ribeira de Iguape, com a população retornando todo ano para a reprodução. Essa particularidade tornou a espécie um patrimônio natural e cultural do litoral sul do estado de São Paulo, e em especial da cidade de Iguape e do rio Ribeira de Iguape, ao constituir a base de sustento de uma importante pescaria, representar o meio de vida de centenas de famílias, e ser elo fundamental na transferência de energia no ecossistema. Portanto, a manjuba-de-Iguape possui fundamental importância ecológica, econômica e social. A gestão do acesso e uso deste importante recurso é fundamental para o seu aproveitamento sustentável, tal como seu uso responsável é essencial para a segurança alimentar.

Referências

- Altafin, J. P. & Daros, F. A. L. M. 2020. *O uso dos otólitos como ferramenta para avaliar o uso do habitat de duas espécies com importância socioeconômica no Rio Ribeira*. Relatório Técnico, Bolsa IC FAPESP, Processo 2019/12143-7. 32 p.
- Bendazoli, A. & Frosch, L. 1990. A pesca da manjuba. Cap. 2. Págs 5-7. *In*: Bendazoli, A. & Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B. (Orgs.). *A manjuba Anchoiella lepidentostole no rio Ribeira de Iguape: biologia, comportamento e avaliação de estoque*. IBAMA/IOUSP/IP-AS/SEMA, São Paulo.
- Bendazoli, A. & Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B. 1990. *A manjuba Anchoiella lepidentostole no rio Ribeira de Iguape: biologia, comportamento e avaliação de estoque*. IBAMA/IOUSP/IP-AS/SEMA, São Paulo.
- Bendazoli, A.; Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B.; Giamas, M.T.D. & Frosch, L. 1990. Introdução. Cap. 1. Págs 1–4. *In*: Bendazoli, A. & Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B. (Orgs.). *A manjuba Anchoiella lepidentostole no rio Ribeira de Iguape: biologia, comportamento e avaliação de estoque*. IBAMA/IOUSP/IP-AS/SEMA, São Paulo.
- Bloom, D.D. & Lovejoy, N.R. 2012. Molecular phylogenetics reveals a pattern of biome conservatism in New World anchovies (family Engraulidae). *Journal of Evolutionary Biology*, 25: 701-715.
- Bloom, D.D. & Lovejoy, N.R. 2014. The evolutionary origins of diadromy inferred from a time-calibrated phylogeny for Clupeiformes (herring and allies). *Proceedings of the Royal Society*, B 281: 2013-2081.
- Bloom, D.D. & Egan, J.P. 2018. Systematics of Clupeiformes and testing for ecological limits on species richness in a trans-marine/freshwater clade. *Neotropical Ichthyology*, 16(3): e180095.4.

- Cahuin, S.M.; Cubillos, L.A. & Escribano, R. 2014. Synchronous patterns of fluctuations in two stocks of anchovy *Engraulis ringens* Jenyns, 1842 in Humbolt Current System. *Journal of Applied Ichthyology*, 31: 45-50.
- Camara, J.J.C.; Cergole, M.C.; Campos, E.C. & Barbieri, G. 2001. Estrutura populacional, crescimento, mortalidade e taxa de exploração do estoque de manjuba, *Anchoviella lepidentostole* do rio Ribeira de Iguape, sudeste do estado de São Paulo, Brasil, durante o período de 1993 a 1996. *Boletim do Instituto de Pesca*, 27(2): 219-230.
- Cardoso, T.A. & Nordi, N. 2006. Small-scale manjuba fishery around Cardoso Island State Park, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(4): 963-973.
- Carneiro, R.R.S. 2005. *A pesca da manjuba (Anchoviella lepidentostole) e o canal do Valo Grande: Uma relação de (des)continuidades em Iguape – SP*. Dissertação de Mestrado. USP, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas. São Paulo. 156 p.
- Carvalho, J.P. & Ramos, F.A. 1941a. O desenvolvimento da pesca e industrialização da manjuba no rio Ribeira. *Boletim de Industria Animal*, 4(2): 38-59.
- Carvalho, J.P. & Ramos, F.A. 1941b. Contribuição para o conhecimento da fauna do rio Ribeira de Iguape. *Boletim de Industria Animal*, 4(2): 16-37.
- Carvalho, J.P. 1951. Engraulídeos brasileiros do gênero *Anchoviella*. *Boletim do Instituto Paulista de Oceanografia*, 2(1): 41-68.
- Carvalho-Filho, A. 1999. *Peixes: costa brasileira*. Melro, São Paulo. 320 p.
- Chiappa-Carrara, X. & Gallardo-Cabello, M. 1993. Feeding behavior and dietary composition of the northern anchovy, *Engraulis mordax* Girard (Pisces: Engraulidae), off Baja California, Mexico. *Ciencias Marinas*, 19: 285-305.
- Cipólli, M.N. 1990. Regime alimentar. Cap 7. Ppags 17–18. In: Bendazoli, A. & Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B. (Orgs.). *A manjuba Anchoviella lepidentostole no rio Ribeira de Iguape: biologia, comportamento e avaliação de estoque*. IBAMA/IOUSP/IP-AS/SEMA, São Paulo.
- DPA, 1945. *Anuário da pesca marítima no Estado de São Paulo - 1944*. Secretaria de Agricultura Industria e Comercio, Departamento de Produção Animal, Divisão de Proteção e Produção de Peixes e Animais Silvestres. Diretoria de Publicidade Agrícola. São Paulo. 122 p.
- Egan, J.P.; Bloom, D.D.; Kuo, C.H.; Hammer, M.P.; Tongnunui, P.; Iglésias, S.P.; Sheaves, M.; Grudpan, C. & Simons, A.M. 2018. Phylogenetic analysis of trophic niche evolution reveals a latitudinal herbivory gradient in Clupeoidei (herrins, anchovies and allies). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 124: 151-161.
- FAO, 2018. *The state of world fisheries and aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals*. Roma. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

- FAO, 2020. *The state of world fisheries and aquaculture 2020 – Sustainability in Action*. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>.
- Fréon, P.; Cury, P.; Shannon, L. & Roy, C. 2005. Sustainable exploitation of small pelagic fish stocks challenged by environmental and ecosystem changes: a review. *Bulletin of Marine Science*, 76(2): 385-462.
- Furuya, M. 1959a. O teor de matéria graxa da manjuba (*Anchoviella hubbsi* Hildebrand) do rio Ribeira de Iguape. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 10(3): 3-10.
- Furuya, M. 1959b. Sobre a salga da sardinha e da manjuba. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 10(3): 11-200.
- Giamas, M.T.D.; Santos, L.E. & Vermulm, H.JR. 1983. Influência de fatores climáticos sobre a reprodução da manjuba *Anchoviella lepidentostole*. *Boletim do Instituto de Pesca*, 10: 95-100.
- Giamas, M.T.D.; Mota, A.; Rodrigues, J.D. & Mandelli, J.JR. 1984. Dinâmica da nutrição da manjuba *Anchoviella lepidentostole* do rio Ribeira de Iguape. *Boletim do Instituto de Pesca*, 11: 107-113.
- Giamas, M.T.D.; Vermulm, H.JR. & Sadowski, V. 1985a. Estimativa do comprimento médio da primeira maturação sexual da manjuba *Anchoviella lepidentostole* em Registro, SP. *Boletim do Instituto de Pesca*, 12(3): 39-45.
- Giamas, M.T.D.; Vermulm, H.JR. & Takino, M. 1985b. Composição química da *Anchoviella lepidentostole*. *Boletim do Instituto de Pesca*, 12(3):109-122.
- Giamas, M.T.D.; Vermulm, H.JR. & Takino, M. 1986. Características limnológicas de áreas de captura de manjuba *Anchoviella lepidentostole* no rio Ribeira de Iguape em Registro (SP). *Boletim do Instituto de Pesca*, 13(1): 77-87.
- Giamas, M.T.D.; Vermulm, H.JR.; Santos, L.E. & De Souza J.N. 1987. Estimativa da produção comercial da manjuba *Anchoviella lepidentostole* em Registro, SP. *Revista da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da USP*, 24(1): 71-74.
- Giamas, M.T.D.; Santos, L.E.; Vermulm, H.JR. & De Souza J.N. 1988. Correlação da fluviometria e de alguns fatores climáticos sobre a produção pesqueira de *Anchoviella lepidentostole* (Fowler, 1911) no rio Ribeira de Iguape, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 4(4): 251-258.
- Goiten, R. 1984. *Aspectos da alimentação dos Clupeidae Harengula clupeola (Cuvier, 1829) e Opisthonema oglinum (Lesueur, 1818), e dos Engraulidae Anchoviella lepidentostole (Fowler, 1911) e Cetengraulis edentulus (Cuvier, 1928) no estuário de São Vicente, São Vicente, SP*. Tese de Doutorado. USP, Instituto Oceanográfico. São Paulo. 161p.
- Helfman, G.S.; Collette, B.B. & Facey, D.E. 1997. *The diversity of fishes*. Blackwell Science, Inc. Maiden, MA. 528 p.

- Ihering, V.R. 1930. As sardinhas e manjubas brasileiras, seu valor econômico e noções de sistemática. *Revista de Industria Animal*, 3: 1-14.
- IUCN, 2019. *Guidelines for using the IUCN Red List Categories and criteria*. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee.
- King, M. 2007. *Fisheries biology, assessment and management*. 2da. Blackwell Publishing Ltda. Oxford, 408p.
- Krebs, C.J. 2009. *Ecology*. 6º Edição. Pearson Benjamin Cummings, San Francisco.
- Kuwana, R. 2011. *Estrutura e dinâmica da população da manjuba *Anchoviella lepidentostole* no rio Ribeira de Iguape*. Monografia de Bacharelado. USP, Instituto Oceanográfico. São Paulo. 51p.
- Lavoué, C.; Masaki, M. & Mutsumi, N. 2010. Mitochondrial phylogenomics of anchovies (Family Engraulidae) and recurrent origins of pronounced miniaturization in the Order Clupeiformes. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 56: 480-485.
- Lindgren, M.; Checkley, D.M.; Maccall, A.D. & Stenseth, N.C. 2013. Climate, fishing and fluctuations of sardine and anchovy in the California Current. *PNAS*, 110 (33): 13672-13677.
- Loeb, M.V. 2012. A new species of *Anchoviella* Fowler, 1911 (Clupeiformes, Engraulidae) from the Amazon River. *Neotropical Ichthyology*, 10: 13-18.
- Loeb, M.V. 2016. *Relações filogenéticas de Engraulinae e revisão do gênero *Anchoviella* Fowler, 1911 (Clupeiformes, Engraulidae)*. Tese de Doutorado. USP, Museu de Zoologia. São Paulo. 242p.
- Loeb, M.V. & Figueredo, J.L. 2014. Redescription of the freshwater anchovy *Anchoviella vaillanti* (Steindachner, 1908) (Clupeiformes, Engraulidae) with notes on the distribution of estuarine congeners in the Rio São Francisco basin, Brazil. *Arquivos de Zoologia*, 45: 33-40.
- Loeb, M.V. & Menezes, N.A. 2015. Taxonomic status of *Engraulis nattereri* Steindachner, 1880) (Clupeiformes, Engraulidae). *Zootaxa*, 394: 299-300.
- Loeb, M.V.; Varella, H.R. & Menezes, N.A. 2018. A new species of *Anchoviella* (Clupeiformes, Engraulidae) from the western Amazon River in Peru, with comments on congeners in the Peruvian Amazon River. *Journal of Fish Biology*, 92: 1720-1730.
- Maccall, A.D. 2011. The sardine-anchovy puzzle. Capítulo 4, Págs. 47–57. In: Jackson, J.B.C.; Alexander, K.E. & Sala, E. (Eds.). *Shifting Baselines. The past and the Future of Ocean Fisheries*. Island Press. Washington.
- Machado, I.C. & Mendonça, J.T. 2007. Gestão pesqueira participativa do Complexo Estuarino-lagunar de Cananéia, Iguape e Ilha Comprida e Área Costeira Adjacente. Págs 79-98. In: Prates, A. P. & Blanc, D. (Orgs.). *Áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira*. Brasília, MMA/SBF. Série Áreas Protegidas do Brasil 4.

- Magalhães, N. W. 2003. *Descubra o Lagamar*. Terragraph Artes e Informática. São Paulo, SP, 176 pp.
- Mandelli J.J.R. & Giamas, M.T.D. 1981. Análise de algumas características merísticas da manjuba *Anchoviella lepidentostole* do rio Ribeira, no município de Registro. *Boletim do Instituto de Pesca*, 8: 181-188.
- McDowall, R.M., 1988. *Diadromy in fishes: migrations between freshwater and marine environments*. Timber Press, Portland, Oregon. 308 pp.
- Mendonça, J.T.; Barbieri, E. & Calasans, G.C. 2000. A pesca da manjuba (*Anchoviella lepidentostole*) e sua influência no complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape-Paranaguá. V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. Livro de Resumo, pág 95. Academia Brasileira de Ciências, Vitória, ES.
- Mendonça, J.T. 2007. *Gestão dos recursos pesqueiros do complexo estuarino-lagunar de cananéia-Iguape-Ilha Comprida, litoral sul de São Paulo, Brasil*. Tese de Doutorado. UFSCar, Departamento de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais. São Carlos. 384p.
- Mendonça, J.T. & Miranda, L.V. 2008. Estatística pesqueira do litoral sul do Estado de São Paulo: subsídios para gestão compartilhada. *Panamerican Journal of Aquatic Science*, 3(3): 152-173.
- Mendonça, J.T. & Sobrinho, R.P. 2013. Management of fishing of the broadband anchovy (*Anchoviella lepidentostole*) (Fowler, 1911), in south São Paulo State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 73(4): 691-697.
- Mendonça, J.T. 2015. Caracterização da pesca artesanal no litoral sul de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 41(3): 479-492.
- Mendonça, J.T. & Jankowsky, M. 2017. A pesca de manjuba (“iriko”) no Complexo Estuarino-lagunar de Cananéia, Iguape e Paranaguá: subsídios para gestão. *Proceedings II Simpósio Brasileiro Desenvolvimento Territorial Sustentável*. Matinhos (PR). Volume 1: 919-930.
- Menezes, N.A. & Figueiredo, J.L. 1985. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil V. Teleostei 4*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 105p.
- Montealegre-Quijano, S.; Correa, G. F. B.; Cubas, W. G.; Silva, E. C. F.; Teramoto, E. T.; Mendonça, J. T. 2019a. Population dynamics of the “manjuba-de-Iguape” *Anchoviella lepidentostole*, and comments on environmental drivers for inter-annual variability in its abundance. In: Barbosa, A. S.; Chinellato, R. A. M. (Eds.). *Anais do I Simpósio de Biodiversidade de Ambientes Costeiros*. São Vicente, SP. UNESP IB-CLP. Pag. 40. ISBN: 978-65-992529-0-7

- Montealegre-Quijano, S.; Mendonça, J. T. & Teramoto, E.T. 2019b. Drivers of inter-annual variability in the abundance of the broadband anchovy *Anchoviella lepidentostole* in Southeast Brazil. *Dahlia* 14: 172-173
- Morote, E.; Olivar, M.P.; Villate, F. & Uriarte, I. 2010. A comparison of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardina pilchardus*) larvae feeding in the northwest Mediterranean: influence of prey availability and ontogeny. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 897-908.
- Nelson, J. S.; Grande, T. C. & Wilson, M. V. 2016. *Fishes of the World*. John Wiley & Sons, New Jersey, p. 752.
- Nomura, H. 1962. “Manjuba” or anchovy fishery of Southern Brazil. *Commercial Fisheries Review*, 24(7): 54-55.
- Nomura, H. 1964. Considerations of the sampling of marine fish. IV: Sampling of “*Anchoviella hubbsi*” Hildebrand. *Revista Brasileira de Biologia*, 24(4): 365-370.
- Paiva Filho, A.M.; Zani-Teixeira, M.L. & Kihara, P.K. 1986. Contribuição ao conhecimento da biologia da manjuba, *Anchoviella lepidentostole* (Fowler, 1911), no Estuário de São Vicente, SP (Osteichthyes, Engraulidae). *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 34: 71-77.
- Pauly, D. 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(10): 430.
- Pikitch, E.K.; Rountos, K.J.; Essington, T.E.; Santora, C.; Pauly, D.; Watson, R.; Sumaila, U.R.; Boersma, P.; Boyd, I.; Conover, D.; Cury, P.; Hepell, S.; Houde, E.; Mangel, M.; Sainsburg, K.; Stenek, R.S.; Geers, T.M.; Gownaris, N. & Munch, S. 2014. The global contribution of forage fish to marine fisheries and ecosystems. *Fish and Fisheries*, 15: 43–64.
- Prado, H.M.; Schlindwein, M.N.; Murrieta, R.S.S.; Nascimento, D.R.Jr.; Souza, E.P.; Cunha-Lignon, M.; Mahiques, M.M.; Giannini, P.C.F. & Contente, R.F. 2019. O canal do Valo Grande no complexo estuarino Cananéia-Iguape (SP, Brasil): História ambiental, ecologia e perspectivas futuras. *Ambiente & Sociedade*, 22: e01822.
- Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B. 1990. Avaliação do estoque da manjuba. Cap. 15. Pág. 35. *In: Bendazoli, A. & Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B. (Orgs.). A manjuba Anchoviella lepidentostole no rio Ribeira de Iguape: biologia, comportamento e avaliação de estoque*. IBAMA/IOUSP/IP-AS/SEMA, São Paulo.
- Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B.; Godinho, C & Ponz Louro, M. 1990a. Estrutura da população. Cap. 5. Pág. 13. *In: Bendazoli, A. & Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B. (Orgs.). A manjuba Anchoviella lepidentostole no rio Ribeira de Iguape: biologia, comportamento e avaliação de estoque*. IBAMA/IOUSP/IP-AS/SEMA, São Paulo.
- Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B.; Godinho, C & Cergole, M.C. 1990b. Crescimento. Cap. 6. Pág. 15. *In: Bendazoli, A. & Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B. (Orgs.). A manjuba*

- Anchoviella lepidentostole* no rio Ribeira de Iguape: biologia, comportamento e avaliação de estoque. IBAMA/IOUSP/IP-AS/SEMA, São Paulo.
- Saldanha, I.R.R. 2005. *Espaços, recursos e conhecimento tradicional dos pescadores de manjuba (Anchoviella lepidentostole) em Iguape / SP*. Dissertação de Mestrado. USP, Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental. São Paulo. 179p.
- Souza, J.N.; Giamas, M.T.D. & Vermulm, H.Jr. 1988. Tipo de desova e fecundidade em *Anchoviella lepidentostole* (Fowler, 1911). *Revista da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia USP*, 25(2): 251-260.
- Sydeman, W.J.; Dedman, S.; García-Reyes, M.; Thompson, M.A.; Thayer, J.A.; Bakun, A. & Maccall, A.D. 2020. Sixty-five years of northern anchovy population studies in the southern California Current: a review and suggestion for sensible management. *ICES Journal of Marine Science*, 77(2): 486-499.
- Toresen, R. & Ostvedt, O.J. 2000. Variation in abundance of Norwegian spring-spawn herring (*Clupea harengus*, Clupeidae) throughout the 20th century and influence of climatic fluctuations. *Fish and Fisheries*, 1: 321-256.
- Walters, C. & Martell, S.J.D. 2002. Stock assessment needs for sustainable fisheries management. *Bulletin of Marine Science*, 70(2): 629-638.
- Whitehead, P.J.P. 1985. *FAO species catalogue. Clupeoid fishes of the world (suborder Clupeoidei). An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolf-herrings. Part 1. – Chirocentridae, Clupeidae and Pristigasteridae*. FAO Fisheries Synopsis N° 125, Vol. 7, 1-303.
- Whitehead, P.J.P.; Nelson, G.J. & Wongratana, T. 1988. *FAO species catalogue. Clupeidae fishes of the World (Suborder Clupeoidei). An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and Wolf-herrings. Part 2 - Engraulididae*. FAO Fisheries Synopsis N° 125, 7, 305-579.



ISBN: 978-65-88761-00-7

QRL



9 786588 761007