



**Julho/2022**

**Projeto: Monitoramento das espécies invasoras e do camarão-rosa Penaeus paulensis no Estuário da Lagoa dos Patos (ELP)**

**Responsável: Prof. Dr. Luiz Felipe Cestari Dumont**

**Universidade Federal do Rio Grande - FURG**

**Instituto de Oceanografia - IO**

**Laboratório de Crustáceos Decápodes**

**Contrato de Prestação de Serviço n°801/2017 – SUPRG/FURG**

## **1. INTRODUÇÃO**

O monitoramento ambiental é uma importante ferramenta para avaliação do impacto humano em ambientes naturais. É um processo de coleta de dados, estudo e acompanhamento contínuo e sistemático das variáveis ambientais, que tem como objetivo identificar e avaliar (qualitativa e quantitativamente) as condições dos recursos naturais em um determinado momento, assim como as tendências ao longo do tempo. A finalidade do monitoramento é verificar se determinados impactos ambientais estão ocorrendo, podendo ser dimensionada sua magnitude e avaliada a eficiência de eventuais medidas preventivas adotadas (Bitar e Ortega, 1998).

A principal função do monitoramento é controlar o desempenho ambiental de um empreendimento, e para isso deve suscitar ações de controle. Caso o monitoramento detecte algum problema, o empreendedor deverá ser capaz de adotar medidas corretivas dentro de prazos razoáveis. Dentro do processo licenciatório do Porto Organizado do Rio



Grande, o monitoramento ambiental vem como uma exigência legal no cumprimento de uma condicionante específica para a renovação da licença de operação.

Nesse contexto, o presente relatório inclui informações relativas ao monitoramento do camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) e das espécies invasoras, relativos ao período entre abril de 2021 e abril de 2022. No entanto, conforme solicitado em parecer do IBAMA, foram incluídas as análises das séries temporais adquiridas durante todo o programa. Os resultados atuais permitem uma comparação de diferentes cenários ambientais e suas respostas biológicas, já que incluem dados obtidos ao longo dos últimos 5 anos de maneira contínua e padronizada. Com base nesse primeiro ciclo foram identificadas algumas questões ecológicas relevantes que serão tratadas nesse relatório.

### 1.1 Camarão-rosa

A espécie *P. paulensis* é endêmica do sudoeste do Atlântico Sul, com distribuição desde o litoral da Bahia (Brasil) até Mar del Plata (Argentina) ocorrendo em águas rasas até 150 m de profundidade (D’Incao, 1995). O camarão-rosa é um organismo estuarino-dependente que utiliza as zonas rasas dos estuários, como área de crescimento, e é tido como um dos principais recursos pesqueiros da região Sudeste/Sul do Brasil (D’Incao, 1991; D’Incao et al., 2002; Haimovici et al., 2006). A pesca no Estuário da Lagoa dos Patos (ELP) está entre as mais rentáveis, sendo importante para os cerca de 3.000 pescadores artesanais da região (D’Incao, 1991). Registros de desembarque em torno de 8000 t.ano<sup>-1</sup> foram anotados ao final da década de 1970 para o ELP, tendo mostrado um claro declínio a partir dos anos 90. Embora não existam estatísticas oficiais consolidadas, estima-se que, atualmente, a média de desembarques gira em torno de

2500 t. A pesca de *P. paulensis* na Lagoa dos Patos representou cerca de 40% da produção nacional da espécie, sendo o mais importante berçário do camarão-rosa ao longo de toda a sua área de distribuição. Entretanto, conforme destacado acima, estatísticas de desembarque indicam uma tendência clara de declínio nas capturas, a despeito dos elevados níveis de esforço aplicados (D’Incao et al., 2002; D’Incao e Dumont, 2010; Kinas, 2016). Chama a atenção uma redução ainda mais significativa nas capturas nos últimos 15 anos, com produção média em torno de 1000 t (Kinas, 2016). As únicas exceções são as safras de 2012, 2018 e 2021 e 2022, que apresentaram uma produção bastante acima desse patamar. Apesar de não existirem estatísticas de desembarque disponíveis, a safra de 2018 parece ter sido uma das maiores dos últimos anos, superando, inclusive, o ano de 2012 e atingindo cerca de 4.500 t de acordo com estatísticas estimadas com base em fontes não oficiais (Figura 1).

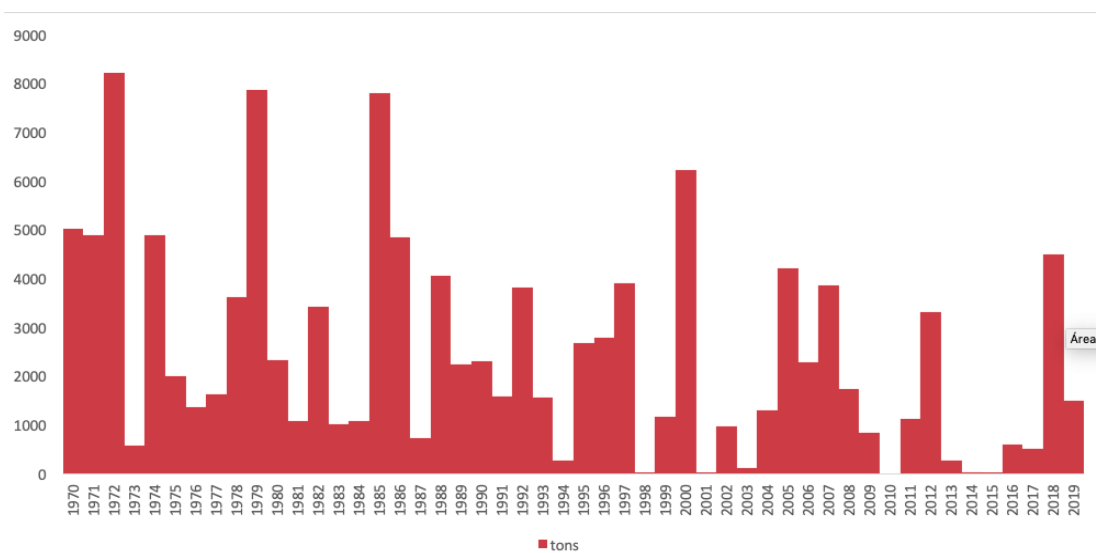


Figura 1. Produção estimada de camarões desde 1970 na Lagoa dos Patos

Na tentativa de prevenir o colapso da pescaria, foram adotadas medidas de manejo e gestão para a pesca estuarina, cujas principais normas incluem a proibição da



captura de camarões com comprimento total inferior a 9 cm, com uma tolerância de 20% do peso total capturado, assim como o período de defeso, que permite a captura entre fevereiro e maio (IN n° 3 de 9 de fevereiro de 2004). O defeso visa permitir o assentamento das pós-larvas e seu crescimento até a fase juvenil, assim como o retorno de uma fração da biomassa juvenil à plataforma continental e, conseqüentemente, ao estoque adulto em Santa Catarina. A sobrepesca também levou ao colapso do estoque adulto no oceano durante a década de 90, afetando o recrutamento no ELP (D’Incao e Dumont, 2010; Kinas, 2016). Recentemente, foi verificado que o estoque de juvenis que habita a Lagoa dos Patos vem perdendo diversidade de classes de tamanho, com os maiores indivíduos da população ficando cada vez menos frequentes. Isso implica em uma diminuição da viabilidade da população, uma vez que indivíduos maiores tendem a apresentar melhor performance reprodutiva e maior sobrevivência dos filhotes. Como compensação, a população aumentou a fração de animais pequenos, diminuindo seu valor econômico e a viabilidade da mesma (Noletto-Filho et al., 2017).

Assim como outros peneídeos, o camarão-rosa possui um ciclo de vida bastante complexo envolvendo diferentes fases larvais e diferentes ambientes, tornando sua previsibilidade bastante difícil. A espécie se reproduz o ano todo na plataforma continental, ao longo da costa de Santa Catarina, além da isóbata de 50 m, com picos de reprodução na primavera e verão. As fêmeas liberam ovos bentônicos que, após eclodirem, passam por metamorfose incluindo cinco a seis estágios naupliares, três estágios de protozoé, três estágios de misis e 22 a 24 estágios de pós-larvas (D’Incao, 1991). Após a desova, há o transporte passivo das larvas pelas correntes costeiras em direção ao sul com as fases larvais migrando do mar aberto para o interior dos estuários. A distância a ser percorrida pelas larvas para chegarem até as áreas de crescimento é



grande, mas a velocidade das correntes costeiras é suficiente para permitir a chegada em intervalos que variam entre 11 e 24 dias (0,7 a 1,5 milhas náuticas por hora) (D’Incao, 1999). Atualmente os processos que atuam durante essa fase do ciclo de vida da espécie são os menos conhecidos, representando um desafio para a pesquisa com a espécie no Brasil. Diversos estudos envolvendo o ciclo de vida da espécie sugerem que as larvas se deslocam da área de desova em direção ao sul entrando do mar aberto diretamente para os estuários para se desenvolverem (D’Incao, 1991). É importante salientar que as pós-larvas nos estágios 1 ao 9 apresentam hábito de vida planctônico (nadam e se alimentam na coluna d’água) e é somente no estágio 10 que adquirem hábito bentônico (nadam e se alimentam junto ao fundo) estando aptas a entrar nos estuários para se desenvolverem. Dessa forma, é necessária uma combinação ideal entre condições ambientais e disponibilidade de biomassa de larvas para que a produção pesqueira tenha sucesso (Neunfeld, 2014). Ao terminar o período de crescimento juvenil nos estuários (4-5 meses), os sub-adultos (7 a 8 cm) se deslocam para zonas de reprodução em águas oceânicas, recrutando ao estoque adulto na costa de Santa Catarina e completando seu ciclo de vida (D’Incao e Dumont, 2010). Dessa forma, essa espécie pode ser potencialmente afetada pelas atividades portuárias durante o seu recrutamento juvenil no Estuário da Lagoa dos Patos, já que utiliza a área do empreendimento durante a entrada enquanto pós-larva e na saída no estuário como juvenil. O presente monitoramento visa detectar possíveis impactos associados a esta atividade sobre o estoque juvenil desse importante recurso pesqueiro.

## 1.2 Espécies invasoras

Atualmente, cerca de 80% do volume de produtos negociados internacionalmente é transportado pelo mar, conectando diferentes regiões costeiras do planeta. O comércio internacional possui um papel importante no desenvolvimento das economias, gerando receita e emprego. Entretanto, essa atividade necessita de controle ambiental para evitar alguns problemas sérios, tais como, poluição e transferência de organismos além de suas fronteiras naturais (Leal Neto, 2007).

Originalmente, os navios carregavam rochas, areia, detritos de praia ou outros materiais pesados como lastro sólido que eram posteriormente descartados no mar quando o navio chegava ao porto. Nesse caso, o lastro era um vetor de invasão preferencialmente para plantas (sementes) e invertebrados (Mills et al., 1993). Por volta de 1800, a utilização da água do porto como lastro se popularizou, uma vez que ela podia ser carregada e descarregada rapidamente com maior controle de estabilidade (NRC, 1996). A água de lastro foi apontada como possível vetor de invasão pela primeira vez em 1903, quando a presença de uma diatomácea asiática no Mar do Norte foi detectada (Ostenfeld, 1908). A escala do transporte de biota via água de lastro não foi amplamente reconhecida até a década de 80, com o trabalho de James T. Carlton, “Dispersão transoceânica e interoceânica de organismos marinhos costeiros: a biologia da água de lastro”, que forneceu uma revisão histórica abrangente da biogeografia e ecologia de água de lastro como mecanismo de dispersão, assim como as evidências para tal transporte (Carlton, 1985).

A introdução de espécies não-nativas (NIS) é um dos principais agentes da mudança da biodiversidade global (Sala et al., 2000) e que pode ser potencializado pelas



mudanças climáticas, que podem alterar os ambientes costeiros e facilitar a invasão biológica (Walther et al., 2009). O estabelecimento de espécies vindas de outros ecossistemas sejam eles preservados ou antropizados, e seu posterior alastramento, alterando padrões de diversidade biológica, é denominado invasão biológica (NISC, 2001).

Estima-se que cerca de 3.500 milhões de toneladas de água de lastro são transferidas anualmente por navios mercantes em todo o mundo (Endresen et al., 2004). Atualmente, esta é considerada a segunda maior causa de perda de diversidade biológica, podendo originar mudanças na estrutura e na função dos ecossistemas, aumentando a homogeneização da biota. Espécies exóticas invasoras causam prejuízos, não só ao ambiente natural, mas também à economia e à saúde, podendo provocar impactos sociais e culturais. As invasões podem ocorrer acidentalmente ou propositadamente, e as espécies podem ser introduzidas com fins econômicos ou transportadas acidentalmente em cargas, água de lastro de navios ou mesmo na sola de sapatos (USC, 2001; Lowe et al., 2004; Coradin e Tortato, 2006).

De acordo com a Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB, "espécie exótica" é toda espécie que se encontra fora de sua área de distribuição natural. Já o conceito de "espécie exótica invasora", por sua vez, é definida como aquela que ameaça ecossistemas, habitats, espécies. Essas espécies, por suas vantagens competitivas e favorecidas pela ausência de predadores e pela degradação dos ambientes naturais, ameaçam a permanência das espécies nativas, notadamente em ambientes frágeis e degradados.

Espécies exóticas invasoras já contribuíram, desde 1600, com o desaparecimento



de 39% das espécies de animais extintos por causas conhecidas (CDB). Mais de 120 mil espécies exóticas de plantas, animais e microrganismos já foram registrados em seis países: África do Sul, Austrália, Brasil, Estados Unidos, Índia e Reino Unido. Considerando-se o número de espécies exóticas que já foram identificadas nesses seis países estudados, estimou-se que um total aproximado de 480 mil espécies exóticas já foram introduzidas aos diversos ecossistemas da Terra. É preciso ressaltar que nem toda espécie exótica é invasora. Para uma espécie tornar-se invasora ela precisa ter mais sucesso competitivo do que as espécies nativas, com relação à alimentação e ocupação de ambientes, precisa se disseminar no novo ambiente, aumentar suas populações e causar danos (Coradin e Tortato, 2006).

Apenas nesses seis países estudados, as estimativas com relação a perdas econômicas anuais decorrentes da introdução de pragas nas culturas, pastagens e nas áreas de florestas atingem cifras que se aproximam dos 250 bilhões de dólares. Cálculos das perdas ambientais anuais relativas à introdução de pragas nesses mesmos países indicam que o montante ultrapassa os 100 bilhões de dólares. Estimativas globais giram em torno de 1,4 trilhões de dólares de prejuízos anuais, o que representa cerca de 5% da economia global. Apesar dos dados alarmantes, este ainda é um assunto desconhecido do público em geral e pouco pesquisado no Brasil (Castro et al., 2017).

São reconhecidas três etapas no processo de bioinvasão: introdução, estabelecimento e dispersão. O impacto ambiental é mais evidente na terceira etapa, porém a prevenção e o controle são medidas mais eficazes e eficientes nas duas primeiras etapas. Conforme a etapa do processo de bioinvasão em que a espécie se encontra, ela é considerada como contida (foi introduzida, mas ocorre apenas em





condições artificiais de produção, pesquisa, comércio), presente (foi introduzida e ocorrem em ambientes naturais), estabelecida (a espécie estabeleceu população viável) e invasora (a espécie está se dispersando, novas populações estão sendo estabelecidas). Nesse contexto, é importante que estas espécies sejam continuamente monitoradas e seus status atualizado.

Descrições de espécies invasoras associadas à água de lastro datam do século XVI, tornando a ser novamente importantes apenas nos anos 70. Iniciativas internacionais tem sido promovidas para evitar a transferência de espécies não nativas, inicialmente com a adoção voluntária das práticas recomendadas de troca de água de lastro em oceano aberto - International Maritime Organization (IMO) Marine Environment Protection Committee Resolution MEPC.50(31), IMO Assembly Resolution A.774(18), IMO Assembly Resolution 686(20). O Brasil aderiu ao tratado conhecido como Maritime Standard N° 20 (NORMAM-20) em 2005. Em setembro de 2016 o objetivo da IMO foi finalmente atendido, atingindo 35% das operações mundiais via transporte marítimo. Além dessa regulação, outras estratégias vem sendo adotadas para lidar com esse problema, como modelagem de risco, tecnologias para tratar a água de lastro a bordo, otimização de rotas e novos formatos de navio (Gregg et al., 2009; Jing et al., 2012; Balaji et al., 2014).

Mais recentemente (2018), a IMO desenvolveu um calendário para que novas técnicas de mitigação da invasão biológica via água de lastro sejam implementadas. Em suma, a organização sugere que o padrão D-2 (estabelecido pela convenção global que trata da água de lastro) seja adotado progressivamente até 2024.

O padrão D-2 lista uma série de requerimentos, citados abaixo, para que a água

de lastro seja trocada:

- 1) Menos de 10 organismos viáveis, maiores que 50  $\mu\text{m}$ , por metro cúbico
- 2) Menos de 10 organismos viáveis por ml com tamanho entre 10 e 50  $\mu\text{m}$
- 3) Menos de 1 unidade formadora de colônia (ufc) por 100 ml de *Vibrio cholera*
- 4) Menos de 250 ufc por 100 ml de *Escherichia coli*
- 5) Menos de 100 ufc por 100ml de *Enterococci* intestinal

Em muitos casos, essa adequação às normas exigirá uma mudança nos sistemas de manejo da água de lastro das embarcações. Existem atualmente alguns sistemas para tratamento da água de lastro disponíveis no mercado. Essas estratégias incluem o uso de luz ultra-violeta ou reagentes químicos. Esta última alternativa citada exige um maior cuidado e requer, portanto, um processo de avaliação mais criterioso. Adicionalmente, desde 2017 as embarcações precisam apresentar um plano de manejo da água e um registro das datas e posições em que estas foram realizadas (IMO, 2017).

No Brasil, foram registrados prejuízos econômicos e ambientais importantes, com destaque para a introdução e dispersão do mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) na década de 90. Essa espécie causou o entupimento de tubulações e obstrução de filtros na usina hidrelétrica de Itaipu (Mansur et al., 1999; Danrigran e Drago, 2000), tendo impulsionado o Brasil a adotar suas próprias normas em relação à água de lastro. Em um trabalho mais recente (Silva e Barros, 2011), foi verificado que em praticamente todos os estados brasileiros há registros de invasões biológicas. Estes locais têm comum as áreas portuárias que recebem diariamente um grande número de embarcações vindas de todo o mundo (ANTAQ, 2007). Estuários e regiões costeiras são particularmente susceptíveis à introdução de espécies exóticas, já que estão ligados às atividades que



são os principais vetores de introdução, como transporte marítimo e aquicultura (Carlton e Geller, 1993; Ruiz et al., 1997; Naylor et al., 2001).

O porto de Rio Grande está instalado no estuário da Lagoa dos Patos e é um dos mais importantes do país, tendo um papel central no comércio do CONESUL. Assim como em outros locais do país e do mundo, a atividade portuária levou ao processo de invasão biológica na região. Assim como verificado em portos, a invasão do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) foi registrada para a Lagoa dos Patos. *Limnoperna fortunei* é um bivalvo de água doce, nativo de rios da China e sudeste asiático. Os primeiros registros da espécie para a América do Sul ocorreram em 1991 na praia de Bagliardi no litoral argentino próximo ao Rio da Prata (Pastorino et al., 1993). Sua introdução na América do Sul provavelmente ocorreu devido às descargas de água de lastro com altas concentrações de larvas do bivalvo (Darrigran e Pastorino, 1995). A partir da colonização dos rios da bacia do Prata em 1991, *L. fortunei* atingiu em 1998 o Pantanal Mato- Grossense (Darrigran e Pastorino, 2003). Sua primeira ocorrência no estado de Rio Grande do Sul foi registrada na bacia do Guaíba em 1998 (Mansur et al., 1999) e após dois anos se estendeu pela Lagoa dos Patos (Mansur et al., 2003).

Recentemente, duas espécies de hidromedusas invasoras também foram registradas para o estuário da Lagoa dos Patos, sendo elas *Cnidostoma fallax* e *Blackfiordica virginica*. A hidromedusa *C. fallax* é uma espécie costeira-estuarina, com a primeira ocorrência no Brasil no ano 2008. No ELP, sua primeira ocorrência foi em janeiro de 2012, alcançando um pico de densidade (11369 ind.m<sup>-3</sup> ou ~95% do total do zooplâncton da amostra) em março desse ano, sempre encontrada em salinidades superiores a 4. A espécie *Blackfiordica virginica* também é costeira-estuarina e teve a



primeira ocorrência no Brasil em 1963. No ELP foi encontrada em fevereiro e dezembro de 2012, sempre em salinidades superiores a 30 e baixas densidades ( $<1 \text{ ind.m}^{-3}$ ) (Amaral et al., 2017).

Ainda, recentemente foi anotada na praia do Cassino, Rio Grande, a presença de um molusco invasor (*Rapana venosa*) (Spotorno-Oliveira et al., 2020). Essa espécie foi inicialmente registrada no Rio da Prata em 1998 (Pastorino et al., 2000). Esse molusco é capaz de ocupar regiões estuarinas e costeiras devido a sua alta tolerância a variações de salinidade e temperatura, assim como sua alta fecundidade, crescimento rápido e tolerância à poluição da água e hipóxia (Chung et al., 1993; Zolotarev, 1996; Mann e Harding, 2000; ICES, 2004; Harding et al., 2007). Esse conjunto de características fazem dessa espécie uma excelente competidora.

Durante o monitoramento ambiental do Porto do Rio Grande, alguns exemplares, provavelmente de *Temora turbinata*, foram identificados preliminarmente e, recentemente, enviados a um especialista para confirmação da identificação. Esse organismo é um copépode Calanoide, comumente encontrado nas regiões costeiras a oeste do Atlântico Norte, entre as latitudes de 10 e 45 N (Bradford, 1977). Na Nova Zelândia ocorre entre 30 e 45 S, sendo também registrados em águas tropicais, subtropicais e temperadas do Oceano Índico, Pacífico Oeste (Vervoort, 1965) e Japão (Tanaka, 1963). Araujo e Montu (1993) registraram a primeira ocorrência da espécie no Brasil, no estuário do Rio Vasa-Barris no Sergipe. Em seguida, sua ocorrência também foi anotada para São Paulo, Espírito Santo e Sul da Bahia (Eskinazi-Sant'Anna e Bjornberg, 1995). No ano de 1995, Muxagata e Gloeden registraram, pela primeira vez, sua ocorrência no estuário da Lagoa dos Patos.



Adicionalmente, o caranguejo invasor *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) vem sendo registrado localmente como espécie invasora, sendo bastante abundante no estuário da Lagoa dos Patos (ELP). Este caranguejo se distribui como espécie nativa desde o Noroeste do Oceano Atlântico, do Golfo de St. Lawrence (Canadá) até Veracruz (México). Ocorre como invasor no noroeste da América (Oregon e Califórnia) e na Europa, onde foi identificado pela primeira vez em 1874 na Holanda. Chegou à Lagoa dos Patos na segunda metade do século XX, onde apresenta tamanho reduzido em relação a espécimes em seu local de origem e, hoje está bem estabelecido na região (D’Incao e Martins, 1998; Tavares e Mendonça, 2004). A espécie é um caranguejo pequeno e eurialino e está tipicamente associado com habitats estuarinos abrigados (Petersen, 2006). Não existem estudos quantificando o impacto de *R. harrisi* nas comunidades onde foi introduzido, porém há evidências de que esta espécie pode alterar as interações entre as espécies nativas e causar danos econômicos (Roche e Torchin, 2007). Na Europa e nos EUA, a espécie compete com caranguejos nativos (Jazdzewski e Konopacka, 1993; Cohen e Carlton, 1995) bem como com peixes bentófagos (Zaitsev e Oztirk, 2001). Por possuir hábitos crípticos busca refúgio em tubulações e dutos. No Mar Cáspio, onde a densidade é bem elevada, este caranguejo é responsável pelo incrustamento de tubulações e causa perdas econômicas para pescadores, danificando os peixes nas redes de emalhe (Zaitsev e Oztirk, 2001). No Texas (EUA), *R. harrisi* também tem causado problemas de incrustação em tubulações, afetando espécies nativas da região (Keith, 2007). Por fim, esta espécie pode ser hospedeira do baculovírus da Mancha Branca, tornando-se um vetor potencial de doenças em crustáceos (Shields e Behinger, 2004). Assim, a presença deste caranguejo pode afetar negativamente as espécies nativas (Zaitsev e Oztirk, 2001), e esse processo deve ser investigado através



do monitoramento ambiental de longo prazo.

Assim, a presença deste caranguejo pode afetar negativamente as espécies nativas (Zaitsev e Oztiirk, 2001), por isso a importância de uma análise populacional assim como genética desta espécie em locais de invasão recente. Para esta análise foi selecionado o DNA mitocondrial porque apresenta grande variabilidade de taxas de mutação (5 a 10 vezes maior do que o DNA nuclear) (Alvarez et al., 2007) sendo uma região parcial do gene da Citocromo C Oxidase Subunidade I (COI) escolhida para este fim. Este gene tem sido utilizado para verificar a ocorrência de variações interpopulacionais de *R. harrisii* em outros continentes (Fowler et al., 2013; Hegele-Drywa et al., 2015; Simakova et al., 2017) possibilitando estudos comparativos com regiões onde houve registro de ocorrência de invasão desta espécie. Outra vantagem do uso do COI é que este é o gene utilizado como "barcode" para a maior parte da vida animal (Hebert et al., 2003) sendo assim, os resultados do presente estudo também fomentam este banco de dados, auxiliando estudos futuros.

Entre os invasores do ELP, além de espécies exóticas, também se encontram os resíduos sólidos, como plásticos, vidros, borrachas etc sendo os plásticos os de maior preocupação. A presença de resíduos sólidos tem sido relatada em quase todos os ecossistemas do planeta (Cozar et al., 2014; Lacerda et al., 2019; Mazzolini, 2010, Jambeck et al., 2015). Estes ambientes são vulneráveis ao descarte incorreto e a entrada destes resíduos, que podem chegar através do transporte por esgotos, rios, ventos e marés (Marques Jr. et al., 2009). Mas também pode se originar diretamente pelas atividades do homem no ecossistema aquático como as atividades pesqueiras, portuárias e descartes de plataformas de petróleo, embarcações comerciais, militares e até mesmo de pesquisa (Ivar do Sul e Costa 2007, Sheavly e Register 2007, Jambeck et

al. 2015, Lebreton et al. 2017). A presença de plásticos na natureza tem ocasionado sérios problemas no ambiente, na economia, na saúde pública e grandes perdas nos serviços dos ecossistemas (Beaumont et al., 2019). Dentre os problemas ocasionados pelo plástico no ambiente está a sua ingestão por parte dos animais, que pode ocasionar efeitos letais e sub-letais (Gregory, 2009; Oehlmann et al., 2009). O conhecimento das abundâncias, origem e características destes resíduos em determinado ambiente são fundamentais para poder desenhar planos de mitigação.

Com base nos exemplos acima citados, ações de monitoramento ambiental são essenciais pois, fornecem informações sobre os fatores que podem influenciar o estado de conservação, preservação, degradação e recuperação ambiental de uma determinada região estudada. O monitoramento ambiental permite ainda compreender melhor a relação das ações do homem com o meio ambiente assim como o resultado da atuação de instituições por meio de planos capazes de manter as condições ideais dos recursos naturais ou, recuperar áreas e sistemas específicos prejudicados (EMBRAPA, 2022).

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Monitorar a abundância de juvenis e subadultos de *Penaeus paulensis* e relacionar os dados de densidade com fatores ambientais e biológicos que influenciam o recrutamento, bem como monitorar a ocorrência de espécies invasoras no ELP, particularmente a abundância, distribuição e variabilidade genética do caranguejo invasor *Rhithropanopeus harrisi* e a ocorrência de resíduos sólidos.

## 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Monitorar a abundância de juvenis e subadultos de *P. paulensis* e relacionar os dados de densidade com fatores ambientais e biológicos que influenciam o recrutamento.
- Monitorar a ocorrência de espécies invasoras no ELP através de coletas de zooplâncton.
- Analisar a variabilidade espacial e temporal de toda a comunidade zooplanctônica no ELP
- Avaliar abundância do caranguejo invasor *R. harrisi* através de coletores fixos e a sua variabilidade genética através do marcador mitocondrial Citocromo C Oxidase Subunidade I.
- Monitorar os resíduos sólidos presentes nas amostras de zooplâncton e das redes de arrasto a fim de descrever as abundâncias, distribuição, origem e características destes resíduos para fornecer subsídios nas medidas de mitigação do impacto deles no ambiente.

## 3 MATERIAIS E MÉTODOS

### 3.1 Dados contínuos (meteorológicos, oceanográficos e salinidade)

A salinidade do ELP foi obtida a partir da boia de monitoramento contínuo do SiMCosta (<https://simcosta.furg.br/home>) e se mostrou o parâmetro mais eficaz em explicar o processo de recrutamento, uma vez que este ocorre em pulsos conectados com os picos de salinidade. Portanto, a discussão sobre os diferentes recrutamentos vem sendo embasada essencialmente neste fator.



### 3.2. Amostragem com coletores fixos (armadilhas)

As amostras objetivando os adultos e juvenis de *R. harrisii* foram obtidas mensalmente entre abril de 2021 e abril de 2022, distribuídos em três pontos dentro do Estuário da Lagoa dos Patos. Tais pontos foram definidos como: Barra, Museu e Ilha (Bandeirinhas) (Figura 2). Conforme solicitado em parecer do IBAMA, todos os dados da série histórica entre 2014 e 2022 foram incluídos nas análises contidas nesse relatório.

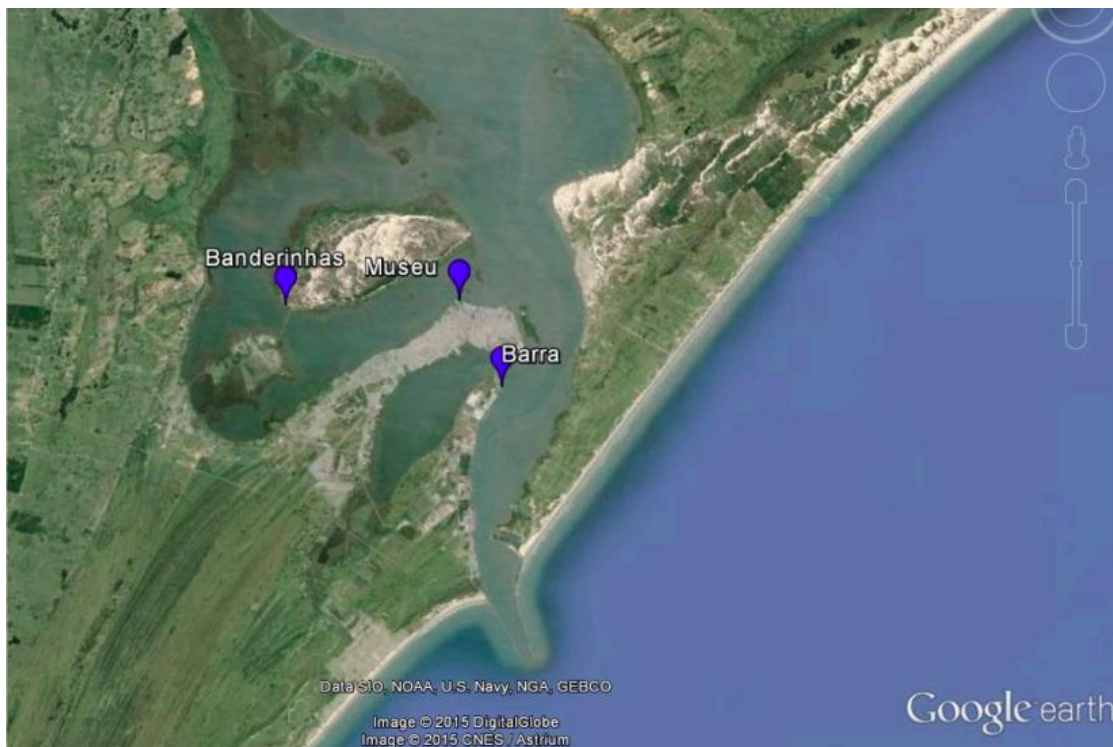


Figura 2. Área de estudo e pontos de coleta com armadilhas para *R. harrisii*.

Foram utilizados, em cada ponto, dois coletores confeccionados para a captura da espécie (Figura 3), os quais foram preenchidos com conchas, que servem de refúgio e atraem os indivíduos devido ao hábito críptico dessa espécie. Os coletores ficaram submersos durante 30 dias e ao final do período as amostras foram coletadas e levados

para laboratório onde foi realizada a biometria. Para este relatório, foram utilizados dados de toda a série histórica, desde 2014, mesmo para períodos em que o monitoramento não estava com contrato vigente. Isso foi possível pois monografias de dissertações de mestrado estavam sendo desenvolvidas e permitiram a continuidade das coletas mantendo a padronização das mesmas.



Figura 3. Coletores fixos utilizados para a captura do caranguejo *R. harrisii* no estuário da Lagoa dos Patos.

Os indivíduos coletados foram congelados para sua posterior análise no laboratório e alguns exemplares depois conservados em álcool 70%. Durante a biometria foi obtido o comprimento e largura da carapaça (mm) e peso total (g) (Figura 4). Os indivíduos foram classificados em juvenis, adultos e fêmeas ovígeras.



Figura 4. Indivíduos de *R. harrisi*, e equipamentos utilizados para sua biometria.

### 3.3 Coletas com arrasto de fundo e zooplâncton

As saídas de campo foram realizadas a bordo da LOc. Larus, com duas estações posicionadas na região marinha adjacente ao estuário da Lagoa dos Patos e três ao longo do canal de acesso ao Porto de Rio Grande durante o período compreendido entre 2017 e 2020. Com a chegada da pandemia de Coronavírus ao Brasil em março de 2020 as coletas foram suspensas até setembro, quando foram retomadas em uma embarcação de pesca e continuadas até o presente momento sem interrupções. Conforme sugerido no parecer 34 de 07 de 2017, elaborado pelo IBAMA, a cobertura espacial dessa amostragem foi ampliada, de modo a atingir regiões mais ao norte do estuário. A estação #5 foi posicionada aproximadamente 5 km ao norte, atingindo a região conhecida como Diamante (Figura 5).

Durante as coletas foram obtidas amostras de zooplâncton utilizando uma rede cilindro-cônica com arrastos oblíquos e malha de 300  $\mu\text{m}$ . Esta rede foi arrastada por um período de 3 minutos. Adicionalmente, foram realizados arrastos de fundo com portas para a captura da fauna bentônica e demersal (Figura 6). A duração dos arrastos foi



padronizada em 10 minutos e abundância relativa calculada em gramas (g) por 10 minutos de arrasto.

Conforme explicado acima, as coletas com embarcações da FURG foram suspensas em março de 2020. Como forma de contornar o problema da amostragem, embarcações pesqueiras que pudessem realizar os arrastos foram contactadas, no entanto, os pescadores não se mostraram disponíveis para as coletas em função do risco de contágio. Dessa forma, os arrastos não foram realizados entre março e setembro de 2020, quando alguns pescadores mostraram novamente interesse em realizar as amostragens. No entanto, foi possível realizar o monitoramento do camarão-rosa durante esses meses utilizando amostras oriundas da pesca, combinadas com modelos de previsão de crescimento, permitindo estimar a evolução das coortes ao longo do período que as coletas com a LOc. *Larus* estiveram suspensas.

Com a possibilidade de utilizar uma embarcação pesqueira, as coletas com rede de arrasto de fundo e de plâncton puderam ser retomadas e mantidas até o presente momento (Figura 7), permitindo acompanhar todo o processo de recrutamento para a safra de 2020/2021 uma vez que não há entrada de larvas no outono e inverno, mas potencialmente durante a primavera, e dar continuidade até hoje ao monitoramento. A mudança na embarcação pode causar alterações nos índices de abundância, no entanto, foi mantido o mesmo conjunto de portas e rede, com a intenção de tornar as coletas o mais padronizadas possível. A embarcação é um bote tradicionalmente usado para a pesca no estuário, com 12 m de comprimento e potência do motor de 27 HP (Figura 7). Os 5 pontos amostrais também foram mantidos. Apesar da diferença na embarcação, entende-se que os dados são confiáveis e servem como bons indicadores para avaliar a magnitude da safra.

Ao analisar as amostras destes arrastos e do material proveniente da rede de zooplâncton foram separados os resíduos sólidos obtidos. Os quais foram pesados, contabilizados e classificados em termos de tamanho, material (vidro, plástico, plástico espumado, borracha) e cor.

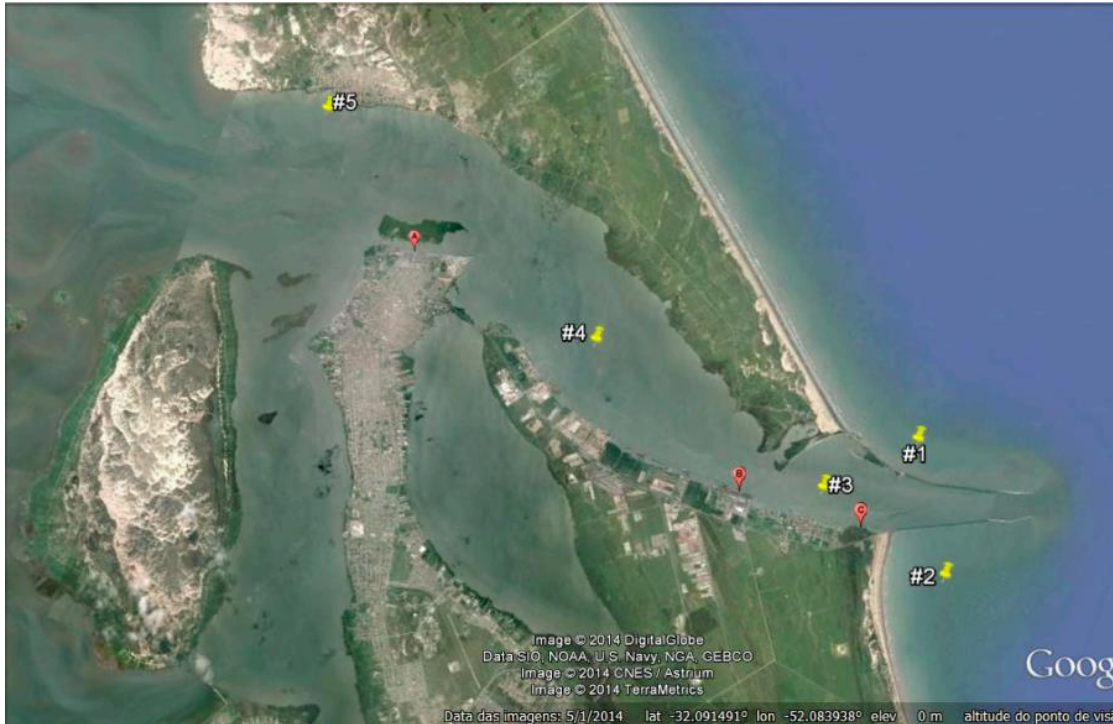


Figura 5. Em amarelo as estações amostrais realizadas durante os embarques com a LOc. Larus e embarcação de pesca.



Figura 6. LOc.Larus, e coletas de zooplâncton e fauna demersal e bentônica.



Figura 7. Embarcação de pescador utilizada nas coletas a partir de setembro de 2020 e a equipe de pesquisadores durante a coleta, utilizando as medidas de segurança requeridas pela pandemia do Coronavírus.

### 3.4 Genética do caranguejo *Rhithropanopeus harrisi*

#### 3.4.1 Material

Trinta exemplares de *Rhithropanopeus harrisi* foram coletados na Lagoa dos Patos (Ilha dos Marinheiros), colocados em álcool 70% e levados para o Laboratório de Ecologia Molecular Marinha (LEMM) da Universidade Federal do Rio Grande onde foram armazenados no freezer a  $-4^{\circ}\text{C}$ .

#### 3.4.2 Métodos

##### a) Extração, Amplificação e Purificação do DNA

Devido ao pequeno tamanho dos caranguejos desta espécie, foram utilizadas para a extração de DNA todas as patas, que foram maceradas com nitrogênio líquido. O DNA genômico total foi extraído de 30 exemplares, utilizando-se o método fenol/clorofórmio segundo Sambrook et al (1989) com algumas modificações. A pureza e concentração do DNA extraído foi medido no espectrofotômetro Biodrop® 2000. A seguir uma região parcial do gene da Citocromo Oxidase subunidade I (COI) contendo 607 pares de bases (pb) foi amplificada via Reação em Cadeia da Polimerase (PCR)

utilizando-se primers desenvolvidos no LEMM (Forward 5' GGAGCATGAGCTGGTATAGTAGG 3' e Reverse 5' CGACCCTGCTGGAGGAGGAGACCC 3') (Figura 8). Os primers foram desenhados usando sequências de DNA de *Rhithropanopeus harrisi* para esta mesma região, disponíveis no GenBank (National Center Biotechnology Information) como modelo (Garcia et al., 2010; Boyle et al., 2010). Oligoanalyser (PrimerQuest program, acessado em 23/07/2021) foi usado para verificar a eficiência dos primers. A reação de PCR e a programação do termociclador foram realizadas segundo Da Silva Cortinhas et al. 2022. Os produtos de PCR foram corados com GelRed (0,001%) e submetidos à eletroforese em gel de agarose 1% imerso em tampão TBE. O gel foi visualizado e fotografado em um transiluminador UVPR M20 (Figura 8) e os produtos amplificados de dois exemplares foram purificados por precipitação com PEG 8000 20% (PolyethyleneGlycol PM 8000) segundo Hartley e Bowen (1996) e ressuspendido em tampão TE\*. Os produtos purificados destes quatro exemplares foram então sequenciados em ambas as direções através do método Sanger pela empresa ACTGene, para confirmação da região amplificada.

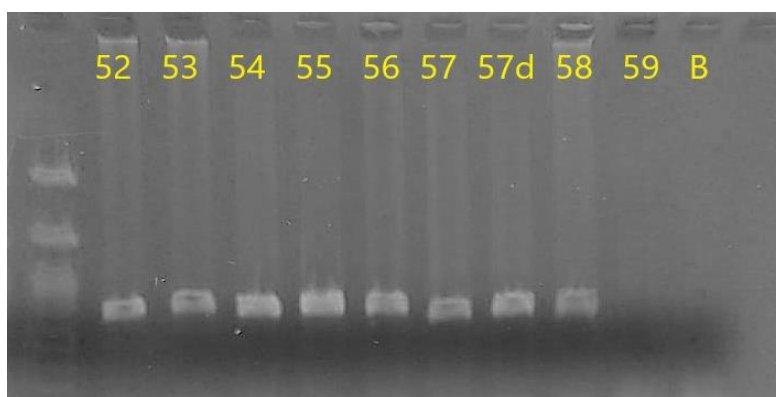


Figura 8 - Perfil eletroforético de bandas de *Rhithropanopeus harrisi* (52 a 59) obtidos através da amplificação pelos primers acima citados. B: branco e na coluna 1 o marcador de peso molecular (Ladder)

## b) Análises Moleculares

O programa Bioedit versão 7.2.5 (Hall, 1999) foi usado para edição manual das fitas forward e reverse enquanto o ClustalW (Thompson et al., 1994), contido no mesmo programa, foi utilizado para alinhamento das sequências dos quatro exemplares analisados e, destes com 47 sequências de *Rhithropanopeus harrisi* disponíveis no GenBank. O programa DNAsp 6.12.03 (Rozas et al., 2017) foi usado para calcular o número de haplótipos e gerar arquivos para serem utilizados nos programas Arlequin e PopART. Os diferentes haplótipos encontrados foram utilizados para gerar uma rede haplotípica através do programa PopART (Bandelt, 1999) usando o Método de Median Joining e, para construção de um dendrograma através do programa Mega 6.06 (Tamura et al., 2013) utilizando o Método de Maximum Likelihood. Arlequin 3.1 (Excoffier et al., 2005) foi usado para calcular as diversidades nucleotídicas ( $\pi$ ) e haplotípicas ( $h$ ) e números de sítios polimórficos ( $s$ ). A estruturação e diferenciação genética foi também inferida pelo Arlequin 3.1 usando valores de  $F_{st}$  calculados através de diferenças pairwise com o índice de significância baseado em 1023 permutações.

### 3.5 Dados Porto Sem Papel (PSP)

As embarcações analisadas foram selecionadas no banco de dados de forma aleatória. Os dados sobre troca de água de lastro e porto de origem foram amplamente avaliados para detectar potenciais invasões biológicas na região do ELP através de revisão bibliográfica (Vide Anexos I e II).



#### 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Um total de 75 espécies foram capturadas com os 3 diferentes coletores utilizados no projeto entre abril de 2021 e abril de 2022. Das quais 13 apareceram novas em 2022, não tinham sido reportadas em outros relatórios deste monitoramento. A lista completa das espécies e sua forma de coleta encontram-se na Tabela I.

Tabela I. Lista das espécies capturadas para cada tipo de amostrador utilizado no período entre abril de 2021 e abril de 2021. Em verde estão marcadas as espécies que não tinham sido reportadas anteriormente

Arrasto	Armadilhas	Plâncton
<i>Achelous spinimanus</i>	<i>Achelous spinimanus</i>	<i>Acartia tonsa</i>
<i>Anchoa marinii</i>	<i>Callinectes danae</i>	<i>Amphibalanus improvisus</i>
<i>Arenaeus cribrarius</i>	<i>Callinectes sapidus</i>	<i>Arenaeus cribrarius</i>
<i>Artemesia longinaris</i>	<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	<i>Armases rubripes</i>
<i>Atherinella brasiliensis</i>	<i>Eurypanopeus depressus</i>	<i>Artemesia longinaris</i>
<i>Brevoortia pectinata</i>	<i>Eurytium Limosium</i>	<i>Callinectes sapidus</i>
	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	<i>Carybdeida</i>
<i>Callinectes danae</i>	<i>Neohelice granulata</i>	<i>Ceriodaphnia spp.</i>
<i>Callinectes ornatus</i>	<i>Pachygrapsus gracilis</i>	<i>Cyrtograpsus angulatus</i>
<i>Callinectes sapidus</i>	<i>Palaemon argentinus</i>	<i>Emerita brasiliense</i>
<i>Catathyridium garmani</i>	<i>Panopeus americanus</i>	<i>Exhippolysmata oplophoroides</i>
<i>Chilomycterus spinosus</i>	<i>Panopeus austrobesus</i>	<i>Exhippolysmata oplophoroides</i>
<i>Citharichthys spilopterus</i>	<i>Panopeus bermudensis</i>	<i>Heleobia sp</i>
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	<i>Panopeus obesus</i>	<i>Hepatus pudibundus</i>
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	<i>Panopeus occidentalis</i>	<i>Isopoda</i>
<i>Ctenogobius schufeldti</i>	<i>Panopeus sp.</i>	<i>Loxopagurus loxochelis</i>
<i>Cynoscion guatucupa</i>	<i>Panopidae N.I</i>	<i>Lucifer faxoni</i>
<i>Cynoscion jamaicensis</i>		
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	<i>Rhithropanopeus harrisii</i>	<i>Myzostomida</i>
<i>Diplectrum radiale</i>	<i>Xantideo?</i>	<i>Neohelice granulata</i>
<i>Eucinostomus gula</i>		<i>Notodiaptomus incopositus</i>
<i>Genidens barbatus</i>		<i>Notodiaptomus sp.</i>
<i>Genidens genidens</i>		<i>Panopeus bermudensis</i>
<i>Genidens sp.</i>		<i>Panopeus paulensis</i>
<i>Gobionellus oceanicus</i>		<i>Paracalanus spp.</i>
<i>Harengula clupeola</i>		<i>Penaeus paulensis</i>



*Lagocephalus laevigatus*

*Libinia spinosa*

*Loligo sp.*

*Lycengraulis grossidens*

*Macrodon atricauda*

*Menticirrhus littoralis*

*Menticirrhus americanus*

*Micropogonias furnieri*

*Odontesthes argentinensis*

*Orthopristis Ruber*

*Palaemon argentinus*

*Paralichthys orbignyana*

*Paralonchurus brasiliensis*

*Parapimelodus nigribarbis*

*Parona signata*

*Pellona harroweri*

*Penaeus paulensis*

*Peprilus paru*

*Percophis brasiliensis*

*Pimelodus maculatus*

*Pimelodus pintado*

*Pleoticus muelleri*

*Pogonias courbina*

*Pogonias cromis*

*Pomatomus saltatrix*

*Porichthys porosissimus*

*Prepillus paru*

*Prionotus punctatus*

*Rhithropanopeus harrisi*

*Sardinella brasiliensis*

*Selene setapinnis*

*Selene vomer*

*Stellifer rastrifer*

*Stellifer stellifer*

*Stellifer sp*

*Sympterigia acuta*

*Sympterigia bonaparti*

*Trachinotus marginatus*

*Trichiurus lepturus*

*Urophycis brasiliensis*

*Pinnixa patagoniensis*

*Pinnixa spp.*

*Porcellana sp.*

*Rithropanopaeus harrisi*

*Sagitta spp.*

*Salpidae*

*Sergio mirim*

*Sesilla spp.*

*Uca uruguayensis*

*Carybdeida N.I*

*Copepoda N.I*

*Decapoda N.I*

*Myzostomida N.I*

#### 4.1 Análise da variação espacial e temporal do zooplâncton

Durante a série histórica 2018-2021 foram identificadas 26 espécies, 24 genera e 22 famílias (2018:16 espécies, 2019:19 espécies, 2020:19 espécies, 2021:21 espécies, 2022: 16 espécies). Foram detectadas diferenças significativas entre os Locais, Anos, Estações dentro dos Anos e na interação Estação e Local (Tabela II).

Tabela II. Resultados da análise PERMANOVA para a abundância (ind/100m<sup>3</sup>) de espécies do zooplâncton no Estuário da Lagoa dos Patos e área marinha adjacente no período entre 2018-2022.

Fonte	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
Ano	4	80766	20192	3.8907	0.002	999
Local	4	14115	3528.8	3.0813	0.001	997
Estação(Ano)	10	59834	5983.4	10.4	0.001	998
AnoxLocal**	14	19983	1427.3	1.187	0.174	999
Estação(Ano)xLocal**	30	37568	1252.3	2.1767	0.001	999
Res	22	12657	575.31			

Ao realizar a análise gráfica nMDS foi observado claramente a diferenciação entre a estrutura da comunidade zooplanctônica (medida em base na abundância das diferentes espécies) dos anos 2018-2020 dos anos 2021 e 2022. O ano 2022 apresentou uma maior dispersão nos dados, sendo que as amostras do outono deste ano se diferenciam do restante, junto com as da primavera do Cassino em 2021.

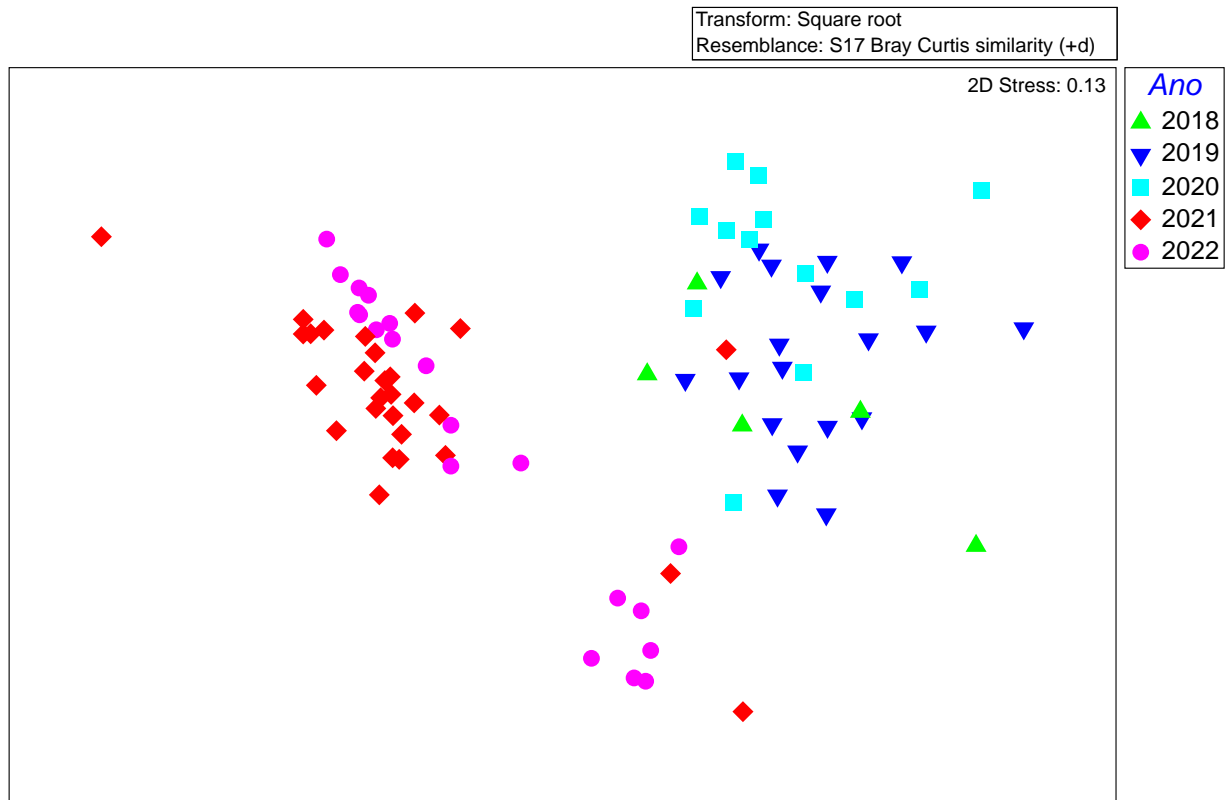


Figura 9. Análise multidimensional não métrica (nMDS) da estrutura da comunidade do zooplâncton por ano amostrado no estuário da Lagoa dos Patos, no período entre 2018-2022

Enquanto a abundância total do zooplâncton não foram encontradas diferenças significativas entre os Anos nem entre os Locais amostrais. No entanto, foi observada uma maior abundância em 2021 e 2022 (Figura 10). Ao comparar entre as localidades se observa que geralmente as maiores abundâncias se encontram na área marinha adjacente ao estuário, os pontos Cassino e São José do Norte.

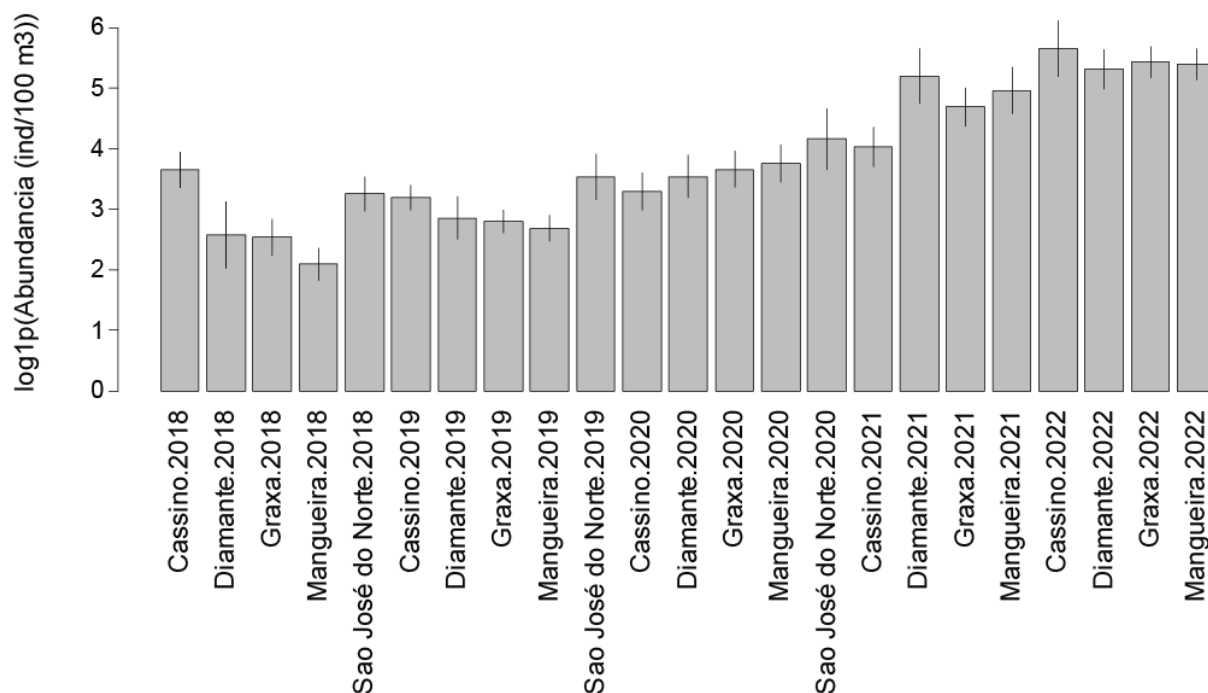


Figura 10. Abundância total do zooplâncton nas diferentes localidades amostradas no período entre 2018-2022

#### 4.2. Análise da série temporal :

##### Camarão-rosa

A análise temporal apresentada para o camarão-rosa no presente relatório incia no segundo semestre do ano de 2014, se estendendo, com intervalos, até a presente data. Dados de arrasto de fundo capturando juvenis e coletas com rede cilindro-cônica de plâncton foram usados em conjunto para descrever as diferentes fases do ciclo de vida da espécie no estuário e zona costeira adjacente. A abundância desses indivíduos tem sido apontada como importante indicador da magnitude da safra (Bauer et al., 2014).

##### Safra 2014/2015

A safra de 2014/2015 se caracterizou pela elevada vazão de água-doce, com salinidades médias mensais para o segundo semestre que variaram entre 0,05 (outubro)



e 3,4 (dezembro), valores bastante abaixo de média histórica (10). Chama a atenção as elevadas abundâncias de pós-larvas de camarão-rosa ( $300 \text{ ind}/100\text{m}^3$ ) nas estações posicionadas na região marinha adjacente (Cassino e São José do Norte). Durante esse período de recrutamento ficou, portanto, evidente que havia disponibilidade de pós-larvas na região adjacente, mas que foram impedidas de entrar no estuário devido à elevada vazão de água-doce. Amostras oriundas de outros projetos do Laboratório de Crustáceos (ex. PELD), verificaram a presença de pós-larvas recrutando no banco de lama da Querência. Tal comportamento pode ser explicado pela detecção química (equivalente ao cheiro) que as larvas possuem reconhecer os ambientes estuarinos (Dall, 1990). Em função do predomínio de correntes de vazante durante o período, as larvas foram impedidas de recrutar ao estuário e podem ter sido atraídas para os depósitos de lama posicionados mais ao sul. É importante frisar que esses lotes de larvas que assentaram na região costeira tem baixíssima probabilidade de sobrevivência, uma vez que, apesar do sedimento fino, as demais condições de proteção (vegetação) e alimento não estarão disponíveis.

Durante esse ano não foram mais coletadas larvas no plâncton depois de dezembro. Uma fração dessas larvas conseguiu entrar no estuário, resultando em um pico de abundância tardio (CPUE:  $37\text{g}/10\text{min}$ ) que ocorreu em abril de 2015. No entanto, esse pico é bastante baixo, quando comparado com as safras subsequentes (CPUE:  $>100\text{g}/\text{h}$ ). Essa safra tardia foi possibilitada por uma janela de aumento na salinidade que ocorreu entre março e junho de 2015, permitindo o rápido crescimento e alta sobrevivência dos juvenis.

O monitoramento foi suspenso entre o segundo semestre de 2015 e setembro de 2017, não tendo sido, portanto, monitorada as safras 2015/2016 e 2016/2017.

### **Safra 2017/2018**

A safra de 2017/2018 se caracterizou pela influência de salinidades baixas entre janeiro de 2016 e março de 2017. A variação mensal na abundância de pós-larvas do camarão-rosa mostrou um importante pico no mês de outubro de 2017 (30 ind/100m<sup>3</sup>), seguido por dois picos menores, um em janeiro (5,8 ind/100m<sup>3</sup>) e um último em março (7,5 ind/100m<sup>3</sup>). O primeiro pico foi significativamente superior aos demais. É importante ressaltar que o pico de abundância em outubro foi detectado na região marinha adjacente à Barra de Rio Grande, portanto, ainda fora da região estuarina onde os juvenis se desenvolvem. Após março de 2018 nota-se a ausência de pós-larvas do camarão-rosa na região de amostragem, indicando que a temporada de suprimento de larvas para a Lagoa dos Patos cessou, possivelmente em função da inversão do sistema de correntes costeiras, resultando em transporte para norte. Um novo aporte de larvas foi notado apenas no mês de novembro de 2018, mais precisamente, na última semana do mês. A abundância de larvas diminuiu durante o mês de dezembro. Cabe ressaltar, que os dados de abundância das larvas do camarão-rosa incluem as estações estuarinas e marinhas. Portanto, a abundância de larvas coletadas não está diretamente relacionada com o sucesso no recrutamento e posteriormente da safra.

Estudos recentes realizados para essa população (Neunfeld, 2014) indicam que as pós-larvas dessa espécie são majoritariamente capturadas na região marinha entre os estágios PL 8 e 9 (>90%), que seriam os imediatamente anteriores aqueles que a larva muda do hábito planctônico para o bentônico. Essa mudança possibilita a invasão do estuário, já que o organismo precisa entrar transportado pela a cunha salina, que por ser uma massa de águas mais densa, se desloca junto ao fundo. Ao contrário de outros



estuários regulados por maré, onde as larvas tem a oportunidade de entrar na zona de berçário uma ou duas vezes ao dia, o camarão-rosa que recruta no ELP depende de uma complexidade de fatores ambientais que regulam esse processo, muitas vezes sendo impedidas por vários meses de penetrar nesse ambiente. Certamente existe um tempo limite para que essas larvas se mantenham viáveis aguardando na zona de arrebenção da praia do Cassino, que por sua vez depende da vazão do estuário. Existe uma relação forte entre a abundância de larvas na zona de arrebenção forado estuário e a alta vazão de água doce. Esse processo se repetiu durante os meses de primavera de 2017, especialmente em outubro. Durante esse mês, foi coletada uma densidade máxima de 30 ind/100m<sup>3</sup> na região marinha. Ao mesmo tempo, a salinidade no ELP estava bastante baixa, indicando elevada influência do deságue continental sobre a área estuarina e mesmo na área marinha adjacente

Mesmo com grande disponibilidade de larvas na região marinha, é fundamental que a circulação promova a entrada de água marinha para o estuário, carregando assim as pós-larvas. Investigações anteriores sobre a abundância de pós-larvas na zona de arrebenção do Cassino e São José do Norte indicam portanto, que as maiores abundâncias de larvas são anotadas em anos de elevada vazão de água doce do estuário, causando o acúmulo de larvas de camarão-rosa na zona de arrebenção das praias enquanto aguardam uma oportunidade para entrar nas zonas de berçário estuarinas e dar continuidade ao seu ciclo de vida. Possivelmente, cessam sua metamorfose e param de se alimentar enquanto aguardam uma oportunidade de entrar no estuário. Sabe-se também que esses eventos de entrada de água salgada transportando larvas não são normalmente numerosos. Estima-se que menos de 5 eventos importantes de entrada de larvas sejam suficientes para garantir uma boa safra.





Considerando a safra de 2018, foram anotados 3 picos de entrada de pós-larvas entre setembro/2017 e março/2018. Embora não existam estatísticas oficiais, estima-se que essa safra foi a maior dos últimos 10 anos, confirmando a ideia de que eventos de curta duração são responsáveis por muitas vezes garantir a produção pesqueira na safra. Historicamente, os meses de primavera são aqueles que determinam o sucesso da safra de camarão no ELP (Bauer et al., 2014), de maneira que primaveras com o nível do estuário baixo favorecem a entrada das larvas, que atingem sua maior abundância na região marinha durante essa época do ano. Portanto, a entrada das larvas ainda durante a primavera produz safras volumosas e normalmente com alto valor agregado ao camarão, pois entrando cedo, os juvenis irão crescer por um período mais longo de tempo atingindo maiores tamanhos.

A salinidade no estuário torna a subir novamente em dezembro de 2017. O aumento da salinidade em dezembro foi acompanhada de um novo pico na abundância da pós-larvas, dessa vez anotado no interior do do estuário. Possivelmente esse pico de larvas foi o principal contribuinte para a safra que iniciou em fevereiro de 2018. Adicionalmente, a entrada tardia das larvas resulta em menor tamanho dos juvenis, prejudicando a rentabilidade econômica para os pescadores (Noletto-Filho et al., 2017). Um terceiro pulso de larvas foi registrado em março, esse também composto por indivíduos coletados no interior da região estuarina.

### **Safra 2018/2019**

Para a safra de 2019, foi anotado um pico de larvas recém assentadas em novembro/2018 (20,5 ind/20m<sup>2</sup>), na estação próxima à Barra do Rio Grande, na região conhecida como Saco dos Pescadores (Graxa), indicando potencial para uma boa safra.



No entanto, uma marcada queda na salinidade anotada ao longo de dezembro (8,9), mas ainda mais pronunciada durante o mês de janeiro (2,38), afetou negativamente a produção no ELP. O aumento de vazão da água doce teve como reflexo um pico de abundância das larvas na região marinha (Cassino) evidenciado pela elevada abundância de pós-larvas concentradas nessa região. O fato de as pós-larvas terem recrutado predominantemente em berçários no baixo estuário pode ter favorecido o transporte involuntário das mesmas para a região marinha adjacente, prejudicando a safra. Mais um evento de ocorrência das larvas foi anotado no mês de abril. No entanto, esse pico foi bastante fraco e muito tardio, considerando que a safra encerra em maio.

### **Safra 2019/2020**

O início do segundo semestre do ano de 2019 foi dominado por elevada pluviosidade, o que ficou refletido pela salinidade próxima a zero entre a segunda quinzena de outubro e início de dezembro (Figura 11). É possível notar que uma pequena biomassa de camarões foi capturada no mês de setembro (2,66), provavelmente formada por indivíduos juvenis remanescentes da safra de 2018/2019 que ficaram enterrados durante o inverno (Figura 16). No mês de outubro (2019) observa-se o primeiro sinal (6,71) de que o período de suprimento de larvas teve início. Essas pós-larvas foram capturadas na estação em São José do Norte, tendo provavelmente recrutado durante a primeira quinzena desse mês, marcado por duas entradas bastante importantes de água salgada no estuário. Contudo, com o estuário ainda expulsando grande quantidade de água doce que foi acumulada durante o inverno, essas larvas provavelmente foram impedidas de recrutar plenamente, sendo eventualmente carregadas para a região marinha adjacente a partir da segunda quinzena deste mês. A partir de dezembro uma mudança significativa

pode ser observada na concentração de sais no estuário, com valores médios elevados (16,5) e picos com com intervalos temporais reduzidos, indicando que o início do recrutamento das larvas começa lentamente durante esse mês (1,44).

A partir de dezembro a salinidade aumenta de maneira consistente até o final do verão, com valores acima dos 25 psu na região do baixo estuário. Esse padrão indica que as larvas recrutaram muito tardiamente, inclusive já com a safra aberta (fevereiro). Os dados de abundância das larvas reforçam essa ideia, com um pico durante fevereiro (4.7 ind/100m<sup>3</sup>) (Figura 12).

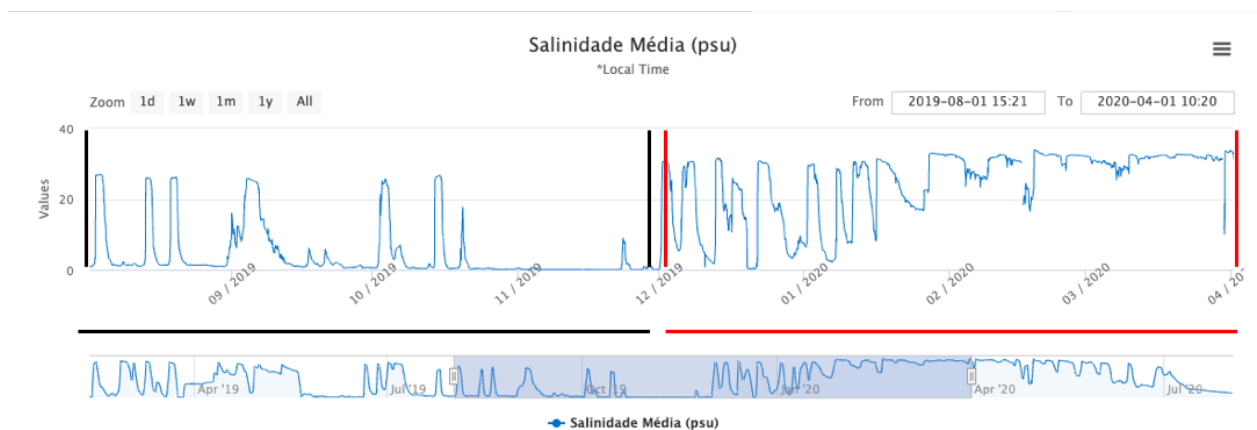


Figura 11. Variação da salinidade diária durante a safra 2019/2020.

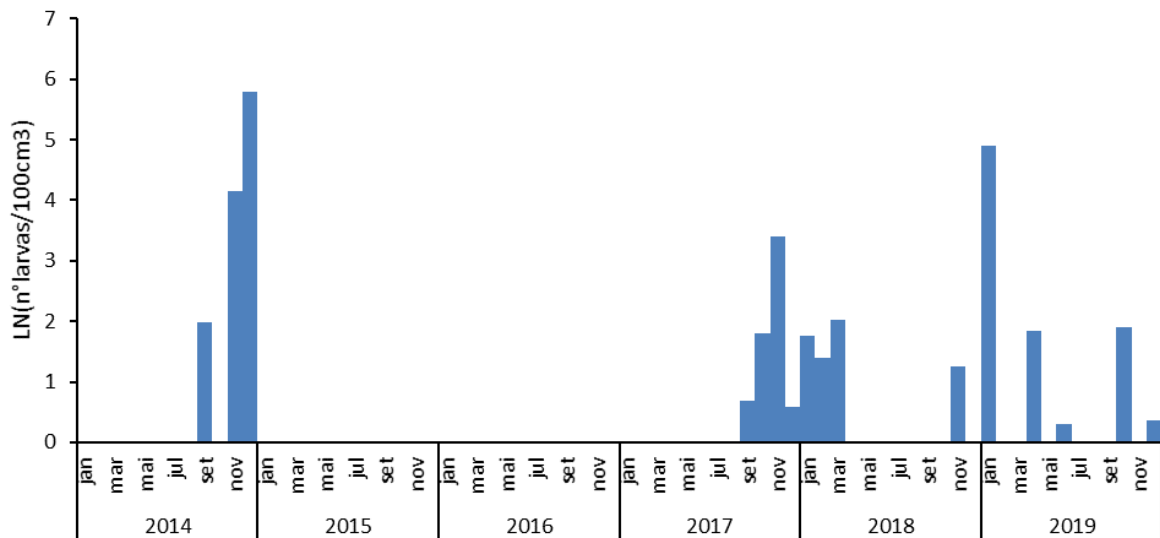


Figura 12. Densidade de pós-larvas (Ln indivíduos/100m<sup>3</sup>) coletadas mensalmente com rede cilindro-cônica no ELP e região adjacente entre 2014-2019. O período entre junho de 2015 e agosto de 2017 contempla um período em que o monitoramento ficou parado. Os dados foram transformados para uma melhor visualização.

Com base nos dados diários de salinidade no ELP pode-se constatar dois períodos distintos em relação à salinidade do estuário, um dominado pelo escoamento continental (agosto-dezembro) e outro de entrada de água marinha (dezembro-abril). A partir de fevereiro/março o ELP ficou totalmente dominado por águas marinhas até sua porção mais ao norte (São Lourenço do Sul), garantindo boas capturas de camarão no estuário superior (Figura 13). Essa dispersão da água salgada para o norte do ELP resulta em maior amplitude espacial da produção, diminuindo a intensidade de pesca sobre o recurso (n<sup>o</sup> redes/km<sup>2</sup>). Conseqüentemente, como esforço de pesca se mantém razoavelmente constante, ele acaba sendo diluído ao longo de diferentes áreas de pesca, aumentando a probabilidade de que uma fração considerável de indivíduos ainda consiga migrar de volta para o oceano e completar o ciclo de vida.



Figura13. Imagens aéreas da região de São Lourenço do Sul e das capturas de camarão realizadas durante a safra 2019/2020.

No entanto, uma entrada tardia de pós-larvas significa uma grande probabilidade de camarões bastante pequenos na abertura da safra, com potencial de melhoria apenas a partir de março. Acredita-se que 3 ou mais eventos de entrada de água salgada podem resultar em uma boa safra (2000 t).

Com a decretação da pandemia, as coletas com embarcações da FURG foram suspensas e a estratégia utilizada foi coletar amostras com os pescadores para que a informação sobre a safra atual fosse mais precisa. Durante o mês de março os juvenis com tamanho comercial de 90 mm representaram aproximadamente 50% da amostragem (Figura 14). Portanto, as amostragens indicam que a IN 03/2004 ainda não estava sendo atendida, uma vez que a tolerância para capturas de indivíduos menores

que 90 mm é de apenas 20%. É importante ressaltar que a estrutura de tamanhos dos juvenis de camarão rosa no ELP vem sendo alterada pela pesca, reduzindo a frequência de camarões maiores e aumentando a fração de indivíduos menores (Noletto-Filho et al., 2017).

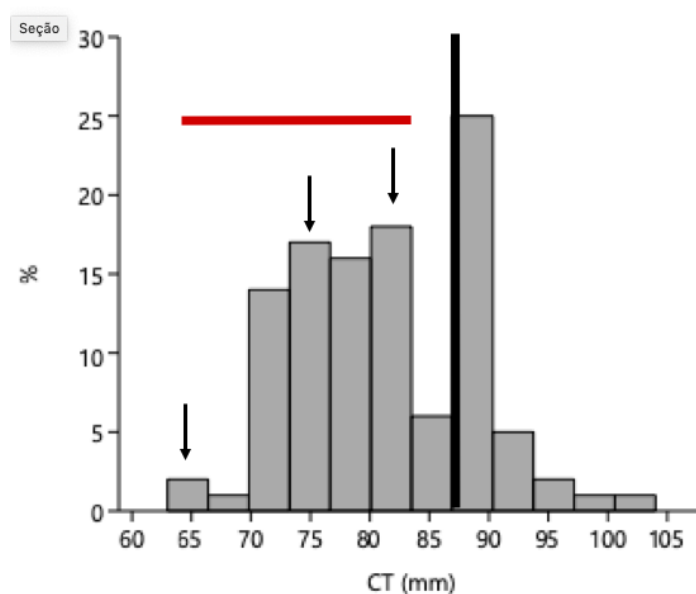


Figura14. Porcentagem de captura dos diferentes comprimentos do camarão rosa capturados na safra 2019/2020.

O principal bercário estuarino anotado para o período de 2019/2020 foi novamente o Saco da Mangueira, região sob influência direta da atividade portuária, onde foram coletadas as maiores densidades médias para o estuário (Figura 15). A estação mais ao norte (Diamante) apresentou menor densidade. A importância do Saco da Mangueira como principal bercário para a espécie foi confirmada em estudo recente que avaliou a distribuição e abundância dos juvenis recém assentados, considerando uma série temporal de 20 anos (Noletto- Filho et al., 2017). Os dados também reforçam a ideia de

que as larvas aguardam uma oportunidade de entrar no estuário enquanto esperam na região marinha, indicado pela elevada densidade de indivíduos coletada na região adjacente à Barra de Rio Grande (Cassino). Ao contrário de anos anteriores, as estações marinhas (Cassino e SJN) não apresentaram a maior densidade de larvas. Isso indica que estas encontraram uma possibilidade de recrutar ao estuário e assentar nos berçários, deixando a zona de arrebentação na região marinha. Nessa situação, ficou novamente evidenciado que a estação do Graxa é um local de passagem e que a Mangueira representa o principal berçário.

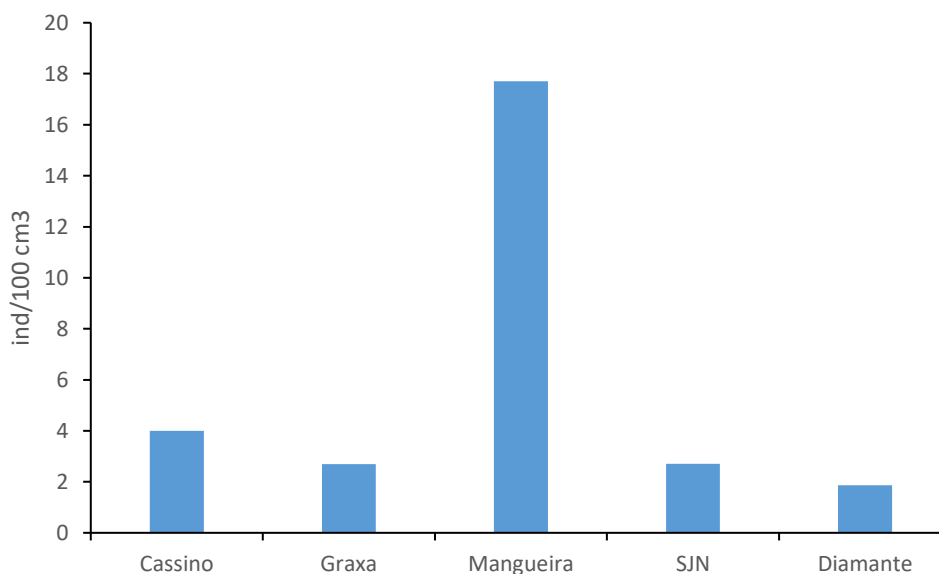


Figura 15 Variação espacial da densidade de pós-larvas coletadas no ELP e região adjacente na safra 2019/2020. Os pontos amostrais Graxa, Mangueira, e Diamante estão localizados no interior do ELP. Os pontos Cassino e São José do Norte estão na zona marinha adjacente.

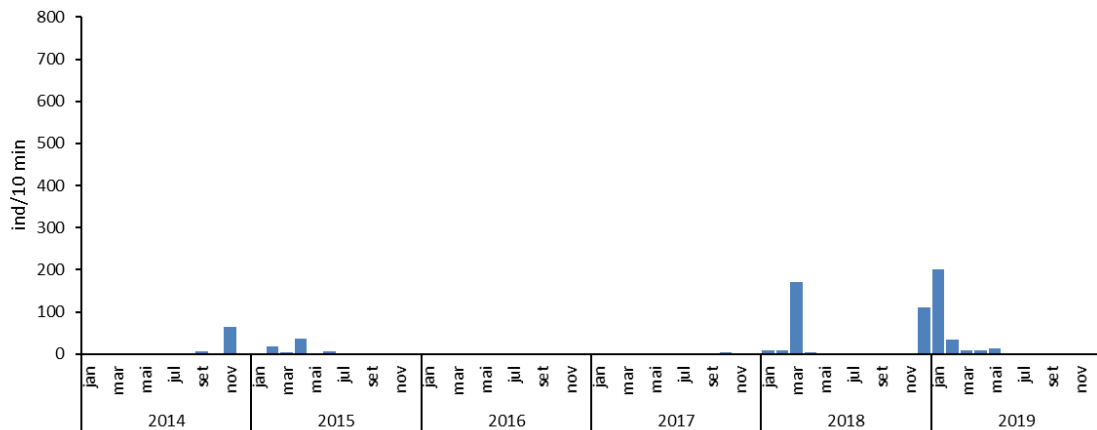


Figura 16. Variação temporal da abundância relativa (ind/10 min) dos juvenis de camarão-rosa, coletados no ELP no período entre 2014 e 2019.

### Safra 2020/2021

O ano de 2020 se caracterizou pelo domínio da água salgada no interior da Lagoa dos Patos. Como uma continuação do primeiro semestre, pode-se observar que a LP teve sua salinidade reduzida apenas em julho, mas com picos importantes já a partir de agosto. Pode-se observar 6 picos de salinidade entre agosto e outubro, quando esse padrão se intensifica e são notados picos de salinidade elevada e frequência alta, reforçando o domínio da água salgada (Figura 17).

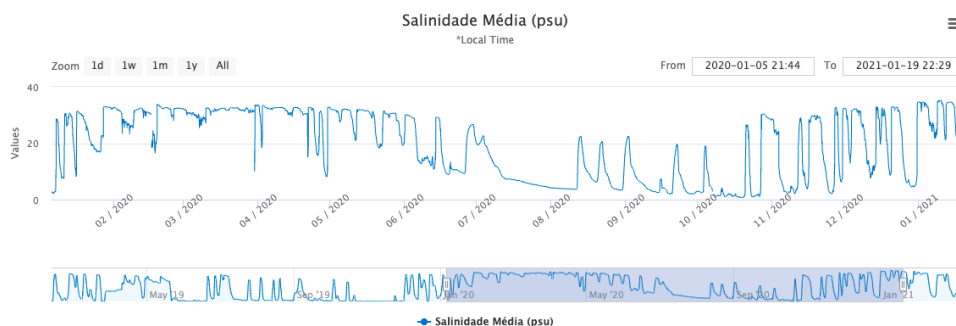


Figura 17. Variação da salinidade diária na Lagoa dos Patos durante o ano 2020.



A primeira ocorrência de juvenis de *P. paulensis* foi observada já em outubro (2020), com pico em novembro. Ressalta-se que as abundâncias neste ano foram superiores ao mesmo período do ano 2019 (Figura 18).

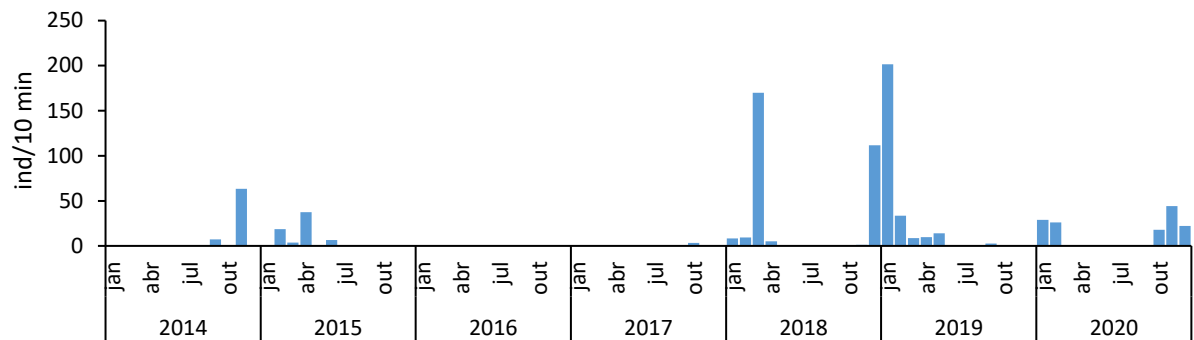
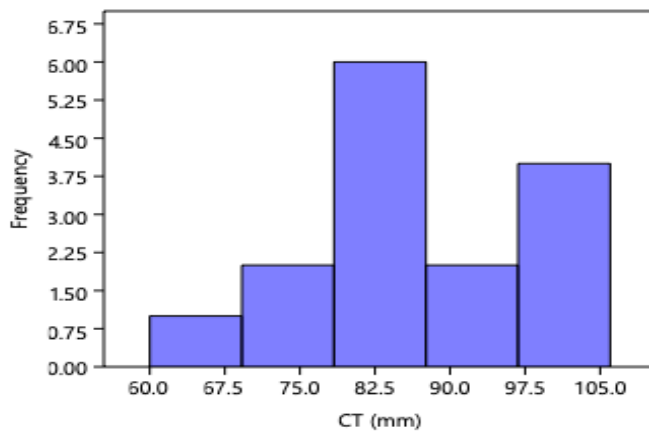


Figura 18. Variação temporal da abundância de juvenis do camarão rosa entre 2014-2020.

No entanto, ao analisarmos a estrutura de tamanho da população durante esse mês, observa-se que ela está composta, na sua maioria, por indivíduos grandes remanescentes da safra 2019/2020 que provavelmente “hibernaram” e nesse momento se desenterram do sedimento e procuram os canais para saírem do estuário. A média de comprimento total para o mês foi de 90 cm. Esse fenômeno é conhecido como “safrinha”. De acordo com os modelos de previsão de crescimento, estes indivíduos não poderiam ter recrutado no segundo semestre, confirmando o fenômeno. Ainda assim, é possível notar a presença de indivíduos pequenos (6-7 cm), que eventualmente poderiam ter recrutado no início do segundo semestre. No mês de dezembro, os recrutas continuam entrando na população (7cm) que já possui elevada frequência de indivíduos maiores de 9cm (Figura 19). Casos como esse levantam a necessidade de discussão de um defeso móvel, uma vez que a safra 2020/2021 poderia eventualmente ter sido aberta

pois, provavelmente, atenderia à condição biológica da captura estar composta por indivíduos maiores de 9cm (20% de tolerância).

A



B

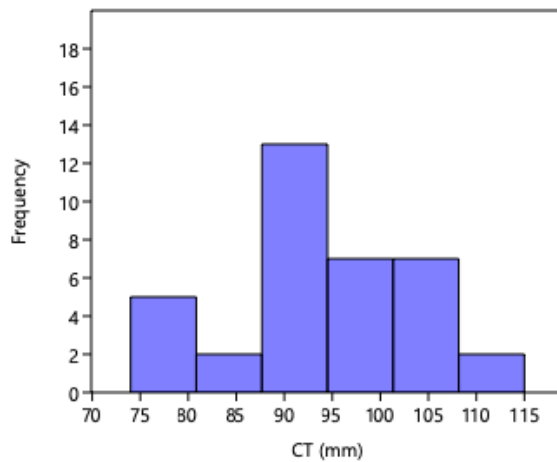


Figura19. Distribuição de frequência dos comprimentos totais (CT) do camarão-rosa A. outubro B. dezembro de 2020.

Conforme anteriormente descrito, a abundância das larvas apresenta, em muitos casos, uma relação inversa com o sucesso da safra. Isso se dá, pois em anos de vazão elevada, elas ficam bloqueadas e acabam acumulando na região adjacente à Barra de

Rio Grande. Ao contrário, em anos de entrada de água salgada, passam rapidamente pelos canais onde são feitas as coletas e migram para o fundo, diminuindo as chances de captura. Durante essa safra foi possível observar uma entrada de larvas em novembro (2020), no entanto, os gráficos de salinidade e a análise da estrutura de tamanhos permitem afirmar que houve uma série de entradas de larvas durante o período (Figura 20).

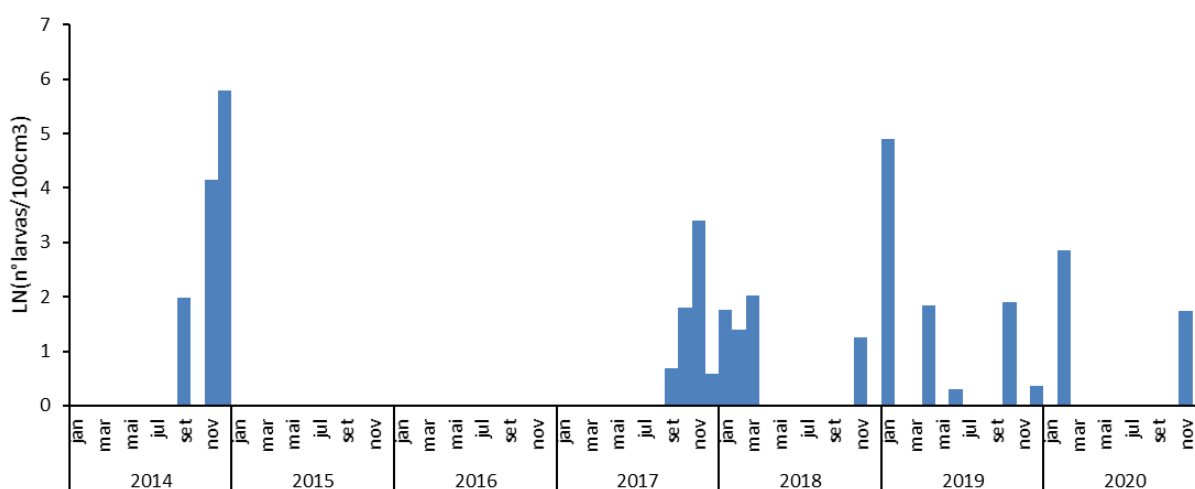


Figura 20. Densidade de pós-larvas de camarão rosa (ln indivíduos/100m<sup>3</sup>) coletadas mensalmente com rede cilindro-cônica no ELP e região adjacente entre 2014-2020. O período entre junho de 2015 e agosto de 2017 contempla um período em que o monitoramento ficou parado. Os dados foram transformados para uma melhor visualização.

A análise espacial da temporada de recrutamento confirma essa ideia. Em anos favoráveis a abundância de larvas no Cassino é baixa, pois a dinâmica facilita o transporte para o interior do estuário. A Mangueira foi confirmada como importante berçário e a abundância de larvas tende a diminuir à medida que vão assentando. Esse processo pode ser observado ao avaliarmos a diminuição de abundância progressiva nas estações mais afastadas da boca do estuário. Devido a maior dinâmica e menor

disponibilidade de áreas protegidas, a abundância de larvas na boca do estuário (Graxa) é menor, pois representa uma zona de passagem (Figura 21).

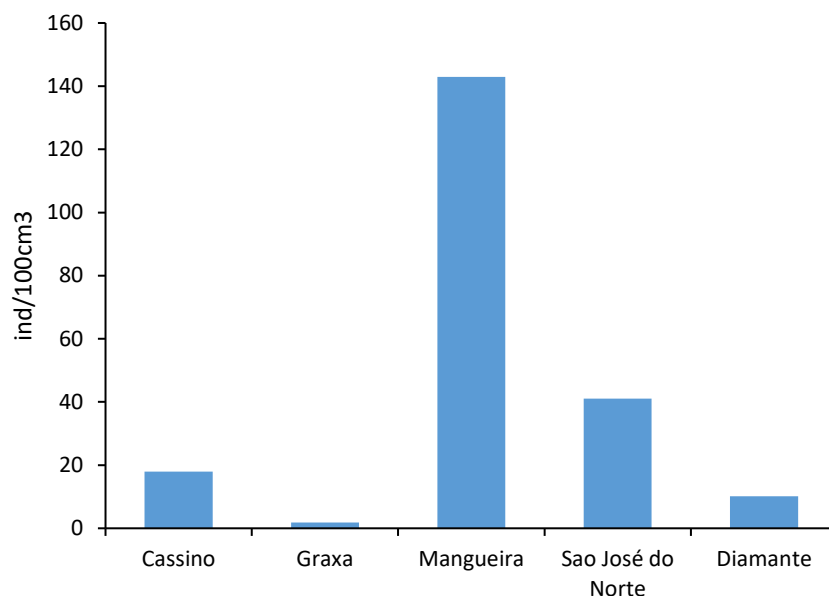


Figura 21. Variação espacial da abundância das larvas de camarão rosa (ind/100 cm<sup>3</sup>) nos cinco pontos de amostragem deste projeto.

### Safra 2021/2022

Conforme a expectativa gerada a partir da análise do segundo semestre de 2020, a abundância de juvenis do camarão-rosa foi bastante elevada durante os meses de verão, tendo atingido o seu recorde no mês de abril de 2021. A abundância dos juvenis diminui abruptamente em maio, com o deslocamento dos juvenis para o oceano. Esse sucesso no recrutamento se dá em função da manutenção da salinidade alta e constante dentro do estuário durante janeiro e fevereiro. Conforme pode ser observado na série de salinidade, este parâmetro ainda se manteve alto entre março e junho, com alguns poucos momentos de dominância de água doce (Figura 22).

Ao contrário do observado para safra de 2020-2021, a entrada de água salgada durante a primavera não foi tão intensa e constante. Verifica-se, por exemplo, que entre setembro e novembro apenas um pico importante de salinidade foi registrado. A partir de novembro nota-se uma mudança no regime de salinidade, que aumenta seus valores com uma tendência de alta em direção a 2022. Portanto, essa safra difere da anterior por não apresentar sinais de adiantamento do ciclo biológico natural, como parece ter ocorrido em 2020-2021 (Figura 23). Apesar disso, as condições oceanográficas locais foram favoráveis durante o período do recrutamento, indicando uma boa produção pesqueira para 2022. Em novembro foram capturados 100% de indivíduos grandes, superiores a 10 cm, evidenciando novamente o fenômeno da 'safrinha', composta pela captura de indivíduos remanescentes do recrutamento do ano anterior. Nesse caso, é importante não confundir esses indivíduos com os recrutas do ano, já que seu comprimento indica idade superior a 6 meses.

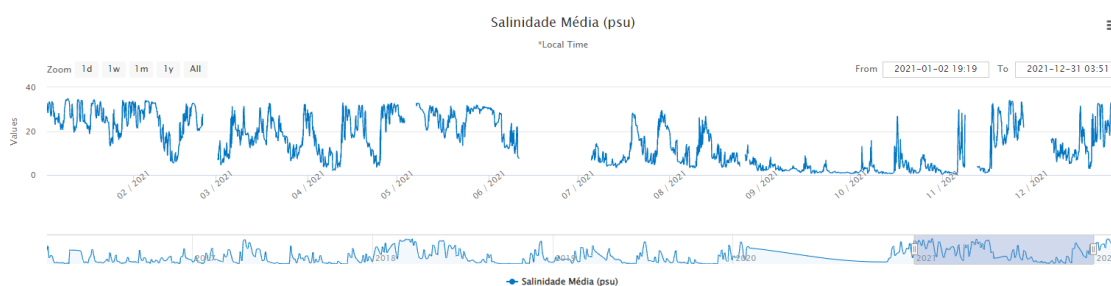


Figura 22. Variação diária da salinidade na Lagoa dos Patos, obtida a partir do SiMCosta para o período janeiro a dezembro de 2021.

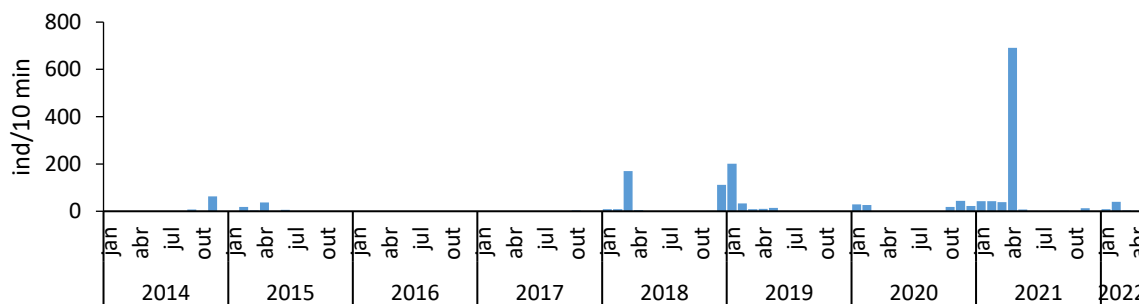


Figura 23. Variação temporal da abundância de juvenis do camarão rosa (ind/10min) entre 2014-2021.

O suprimento de larvas para a safra de 2020-2021 aconteceu até maio, quando não foi mais anotada a presença das mesmas. As larvas da espécie foram observadas novamente apenas em dezembro de 2021, fornecendo o recrutamento para a safra de 2022 (Figura 24).

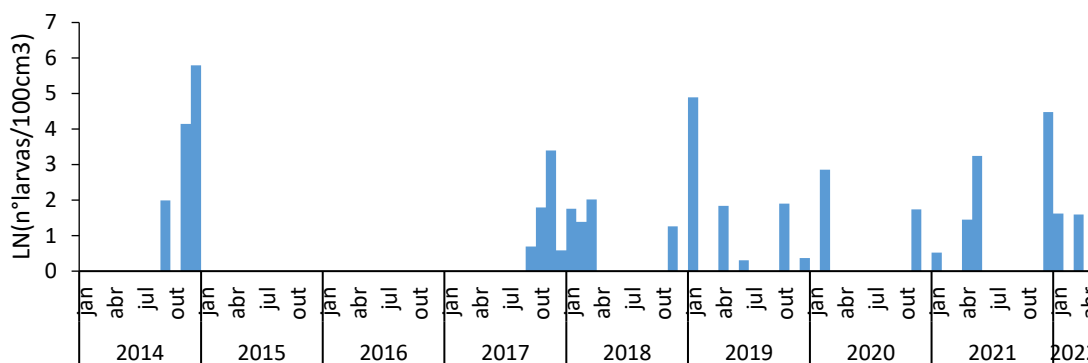


Figura 24. Densidade de pós-larvas (ln indivíduos/100m<sup>3</sup>) coletadas mensalmente com rede cilindro-cônica no ELP e região adjacente entre 2014-2021. O período entre junho de 2015 e agosto de 2017 contempla um período em que o monitoramento ficou parado. Os dados foram transformados para uma melhor visualização.

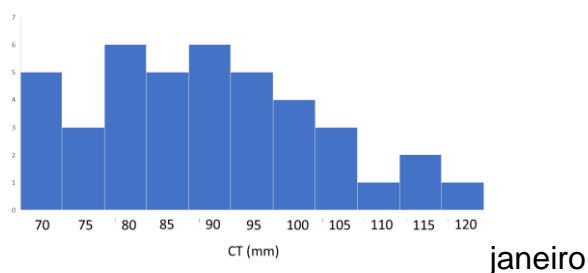
Essa ideia está suportada pela estrutura de tamanhos observada entre janeiro e abril de 2021. Em janeiro nota-se uma importante fração das capturas entre 7 e 9 cm de comprimento total, indicando a eficiência do defeso para anos 'normais' nos ciclos



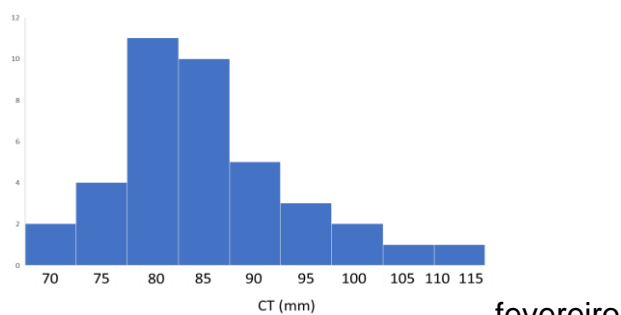
climáticos e biológicos. Os dados das larvas confirmam a ideia de que o recrutamento não estaria antecipado durante essa safra. Durante os meses de janeiro e março novos indícios de chegada de larvas foram observados, representando uma entrada tardia dos recrutas para esse ano. No mês de janeiro o comprimento médio dos juvenis foi de 8,1 cm, ainda abaixo do exigido pela IN que regula a pesca, com apenas 34,7% da captura tendo atingido os 9 cm . Conforme esperado, os juvenis cresceram rapidamente e a média observada foi de 9,1 cm e 51% da captura já havia atingido o comprimento autorizado de 9 cm. A média dos comprimentos continua subindo em março, quando atingiu o valor de 95,6 cm e 73% da amostra apresentava tamanho comercial. Esse padrão ilustra como pode se dar, na prática, a alteração do defeso fixo para um sistema baseado no tamanho. A partir da análise da série histórica fica claro que, na maioria dos anos, a safra abriria apenas em março, ou meso abril, gerando prejuízo econômicos e sociais para a região. O período de defeso está baseado na intenção de permitir o escape desses juvenis para o oceano, completando o ciclo natural. Em função de um pequeno atraso no recrutamento, o meses de fevereiro e março ainda apresentam muitos indivíduos pequenos (<9 cm) representando 62% e 89% das amostras, respectivamente (Figura 25). De acordo com as amostragens, apenas em abril a estrutura de comprimentos atende a IN:03-2004 que estabelece o tamanho de primeira captura como 9 cm e 20% de tolerância.

A distribuição espacial das larvas mostrou que a estação do Graxa foi a mais abundante, ao contrário de anos anteriores, quando a Mangueira e Cassino haviam sido aquelas mais numerosas. As grandes abundâncias de larvas na região marinha (Cassino) são características de anos de elevada vazão de água doce, o que represa as lavas fora do estuário, impedindo seu recrutamento. Por outro lado, os picos de larvas

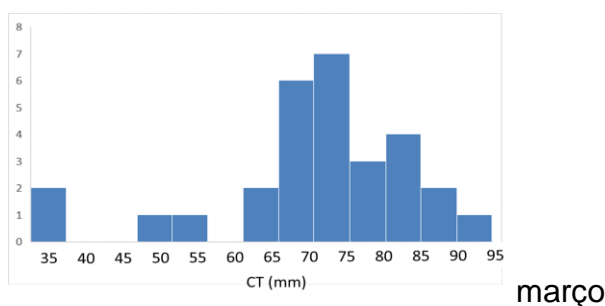
na Mangueira (interior so estuário) indicam uma entrada efetiva das larvas para os berçários, o que está normalmente ligado ao sucesso no recrutamento. No caso específico de 2022, as larvas foram mais abundantes na região do canal próxima a desembocadura do estuário, indicando que os fatores ambientais não foram favoráveis para a sua entrada, o que pode ter afetado o sucesso da safra (Figura 26).



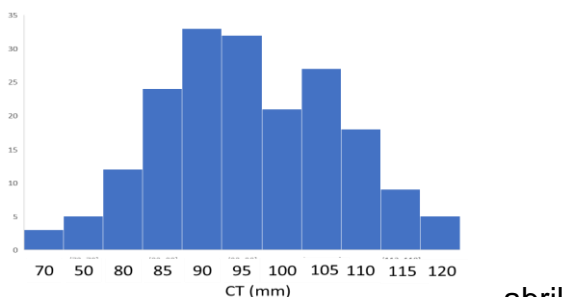
janeiro



fevereiro



março



abril

Figura 25. Distribuição de frequência de comprimentos para os juvenis de camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos.



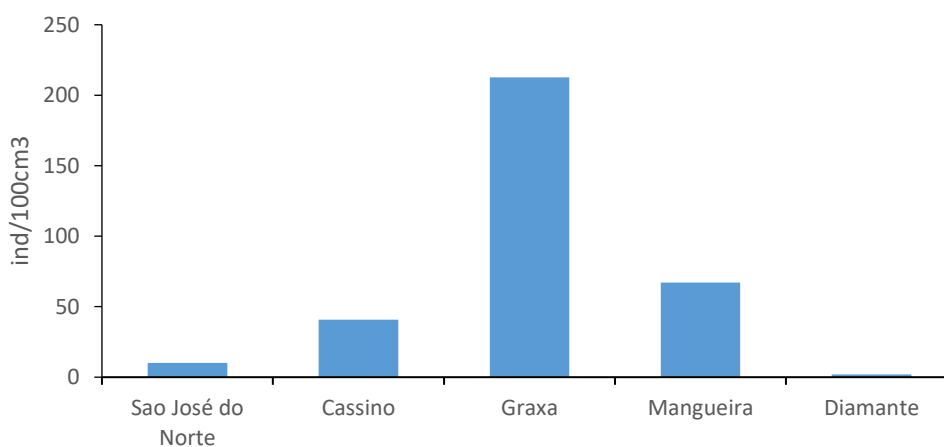


Figura 26. Distribuição espacial das larvas do camarão-rosa *P. paulensis* na Lagoa dos Patos.

#### 4.3 Análise da série temporal das espécies invasoras, com foco no caranguejo-invasor

A análise da série temporal indicou que o verão é a época de maior abundância da espécie no estuário, coincidindo com os períodos mais quentes do ano. A comparação da abundância da espécie entre os anos indica que a mesma apresenta maior sucesso populacional nos anos de salinidade baixa durante o verão. Isso fica claro quando comparamos o ano de 2014 com os demais, confirmando que períodos prolongados de salinidade baixa durante o verão favorecem a espécie.

É possível notar que os anos de 2014 e 2015 estiveram sob efeito de anomalias positivas de pluviosidade e consequentemente baixa salinidade. Considerando estes dois anos, apenas o outono de 2015 apresentou salinidade superior à média da série temporal, o que possivelmente promoveu um crescimento da população durante esse período de condições ambientais favoráveis. Nota-se que o ano de 2015 se diferencia dos demais pois a abundância da população se mantém elevada o ano inteiro.

Ao contrário, os anos de 2016 e 2017 apresentam os dois picos de abundância previamente reportados, um no verão (principal) e um segundo no outono/inverno. O ano de 2018 também se mostrou significativamente diferente dos demais, mas pela baixa abundância da população no interior do estuário. Ao contrário dos demais, o ano de 2018 foi influenciado pela baixa pluviosidade na região, com 10 dos 12 meses do ano apresentando anomalias negativas de chuva. Esse padrão se refletiu na salinidade do estuário e possivelmente afetou negativamente a população do caranguejo invasor (Figura 27).

Para o ano de 2019, a população se manteve estável ao longo do tempo, com picos pouco marcados em fevereiro e junho. A abundância aumenta novamente em direção ao verão de 2020, confirmando o padrão já observado para a espécie no ELP.

Pode-se observar, através da série temporal, que a magnitude de sucesso do recrutamento da espécie está inversamente relacionada com a salinidade. Os anos de 2014, 2015 e 2017 se caracterizaram por longos períodos de baixa salinidade, favorecendo a reprodução e a sobrevivência da espécie no estuário. Por outro lado, nos anos de 2019 e 2020 e 2021 a abundância mantém seu pico no verão, mas com uma intensidade muito menor do que em anos anteriores, confirmando uma melhor adaptação da espécie a ambientes sob influência de água doce. Esse padrão se confirmou para 2021 com patamar de abundância abaixo do observado para os anos de maior influência de água doce (2014, 2015, 2017). Da mesma forma, dois picos de abundância foram anotados, sendo o mais importante anotado em fevereiro e um pico secundário em junho.

Os dados das larvas da espécie analisados para 2020 confirmam os eventos de recrutamento no verão, quando são capturadas com maior intensidade na região. A análise da estrutura de comprimentos indica uma ampla distribuição de indivíduos ao



longo das classes de comprimento. Foram capturados desde indivíduos juvenis pequenos (4mm) até indivíduos adultos e maduros sexualmente (20mm).

O ano de 2021 confirmou o padrão observado para os demais anos da série, mantendo o principal pico de abundância no verão (janeiro=200 ind), seguido por um pico secundário no outono (junho = 100 ind). Esses picos de abundância estão vinculados aos picos de ocorrência das larvas, registrados em dezembro e abril, respectivamente (Figura 28). A sequência das mostragens mostrou um novo pico em janeiro de 2022, confirmando a regularidade do ciclo de vida da espécie na região. Vale ressaltar, que o pico de abundância em janeiro de 2022 foi bastante elevado, possivelmente relacionado com a diminuição na salinidade, que afetou também o recrutamento do camarão-rosa. Nesse caso, a diminuição da salinidade parece afetar positivamente o sucesso da espécie, de forma que o pico registrado em janeiro de 2022 se aproxima dos maiores valores observados para a série histórica. Esse fato confirma o completo estabelecimento da espécie na região, que, mesmo após um longo período de baixa abundância, retoma seus elevados índices quando as condições ambientais são favoráveis.

Considerando o total da série histórica, os pontos da Mangueira e Diamante apresentaram as maiores abundâncias de larvas, enquanto a Ilha dos Marinheiros concentrou as maiores abundâncias de juvenis e adultos. Os dois picos de ocorrência de larvas indicam, provavelmente, variações interanuais no alcance da água doce, uma vez que parece haver uma preferência clara da espécies por essa condição ambiental (Figura 29). Por apresentar elevada frequência e abundância, assim com um ciclo de vida estabelecido e razoavelmente previsível, é possível sugerir que esta espécie pode ser

classificada como invasora no ELP, uma vez que compete diretamente com espécies nativas e possivelmente preda sob diferentes espécies da região.

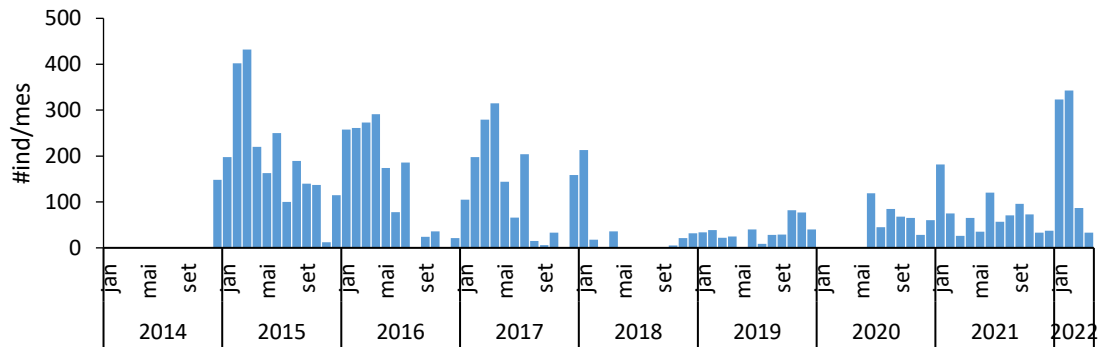


Figura 27. Variação temporal da abundância do caranguejo invasor entre 2014-2021 coletados com os coletores fixos.

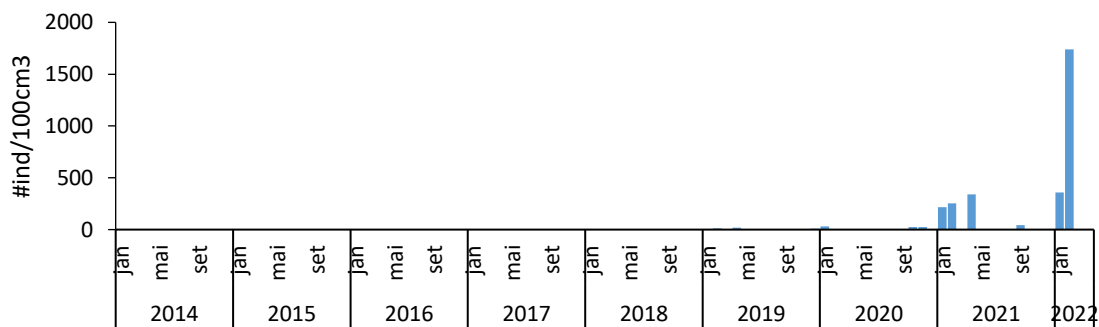


Figura 28. Variação temporal das larvas do caranguejo invasor no ELP e zona marinha adjacente, no período entre 2014 e 2021.

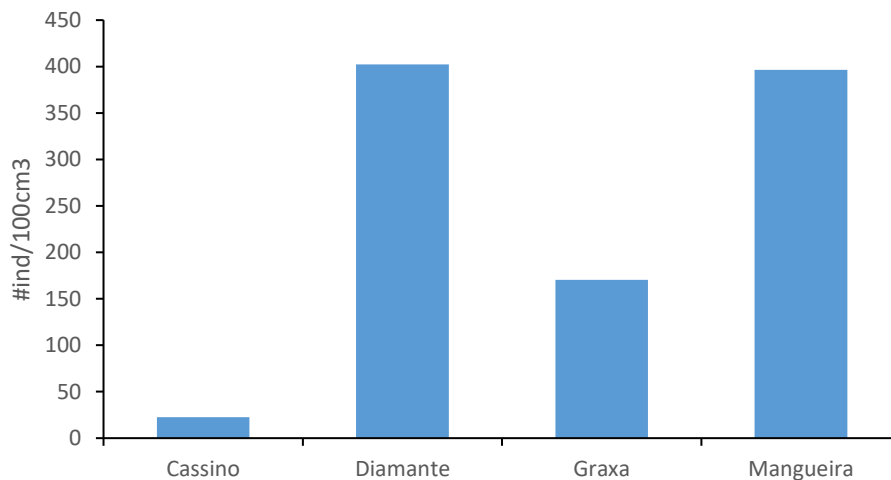


Figura 29. Variação espacial das larvas do caranguejo invasor no ELP e zona marina adjacente, no período entre 2018 e 2021.

#### 4.3.1 Genética do caranguejo invasor *Rhithropanopeus harrisi*

Foram sequenciados quatro exemplares para a análise da região parcial do gene COI do mtDNA. A região amplificada apresentou 607 pares de bases sendo que as quatro sequências analisadas até o momento apresentaram um único haplótipo (24) (Figura 31) determinando ausência de diversidade nucleotídica ( $\pi$ ), haplotípica ( $h$ ) e sítios polimórficos ( $s$ ). Este fato pode estar relacionado ao baixo número de exemplares analisados até o momento mas, possivelmente é um indicio forte de gargalo genético, característico de espécies invasoras que tiveram suas populações contruídas recentemente a partir de um ou poucos haplótipos. As quatro sequências foram alinhadas com outras 47 disponíveis no GenBank (523 pb) sendo de 12 localidades diferentes: Chesapeake Bay, Texas Freshwater, Califórnia e Oregon, Louisiana, New Jersey nos Estados Unidos; Mar Cáspio, Polônia, Bulgária, Espanha, Portugal e Holanda na Europa, e Canadá. Foram analisados três exemplares da população de Chesapeake Bay e quatro das demais localidades totalizando 51 sequências.



O resultado obtido para os valores de  $F_{st}$ , que medem a diferenciação e estruturação genética é muito alto segundo a classificação de Wright (1978). Para este autor os valores de  $F_{st}$  são considerados baixos, moderado, alto e muito alto quando variam entre 0-0,05, 0,05-0,15, 0,15-0,25 e acima de 0,25 respectivamente. Valores de  $F_{st}$  muito acima de 0,25, como alguns encontrados na análise entre Brasil com Chesapeake Bay, e Louisiana (USA) e Bulgária e Portugal (EUR), sendo todos acima de 0,8, sugerem que os exemplares destas localidades podem estar passando por um processo de especiação (Figura 30). A menor diferenciação genética ( $F_{st}=0,42$ ) foi encontrada entre as populações do Brasil e Califórnia e Oregon (USA) (Figura 30). Os resultados obtidos até o momento sugerem que os exemplares existentes no ambiente da Lagoa dos Patos (BR) atualmente, podem ter se originado da população da Califórnia e Oregon vindo provavelmente através da água de lastro. Esta diferenciação genética, apesar de ser a mais baixa em relação às demais populações analisadas, ainda é muito alta segundo a classificação de Wright (1978). Este fato pode ser devido ao isolamento geográfico, que acabou selecionando algumas mutações do DNA na região analisada (COI), tanto nos exemplares da Lagoa dos Patos (BR) quanto nos da Califórnia e Oregon. Este padrão de elevado isolamento pode ser devido à falta de fluxo gênico provocada pelo mecanismo de retenção larval apresentado por esta espécie (Cronin, 1982). Outro fator pode ser um isolamento no suprimento de indivíduos invasores após o evento da invasão, tendo em vista que diversas normas para evitar as invasões biológicas via água de lastro foram adotadas nos últimos anos.

== Comparisons of pairs of population samples

List of labels for population samples used below:

Label Population name

- 1: ChesapeakeBay
- 2: TexasFreswater
- 3: CaliforniaeOregon
- 4: Louisiana
- 5: NewJersey
- 6: MarCaspio
- 7: Polonia
- 8: Bulgaria
- 9: Espanha
- 10: Portugal
- 11: Holanda
- 12: Canada
- 13: Brasil

Population pairwise FSTs

Distance method: Pairwise difference

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	0.00000												
2	0.70370	0.00000											
3	0.01887	0.62281	0.00000										
4	0.76152	0.38462	0.64058	0.00000									
5	0.41361	0.66667	-0.03704	0.69892	0.00000								
6	-0.03704	0.70270	-0.03704	0.73077	0.30556	0.00000							
7	0.38889	0.69231	-0.14815	0.73109	-0.13131	0.22222	0.00000						
8	0.11111	0.76471	0.09524	0.82609	0.51515	0.00000	0.50000	0.00000					
9	0.45631	0.66667	0.02778	0.71282	0.07246	0.35897	-0.03704	0.55556	0.00000				
10	0.78295	0.74419	0.40741	0.81333	0.35897	0.71429	0.45098	0.85000	0.27536	0.00000			
11	0.42857	0.60606	0.12963	0.65142	0.12438	0.42636	0.16667	0.53333	0.13725	-0.00680	0.00000		
12	0.62325	0.69167	0.14667	0.75669	0.00855	0.54167	0.12281	0.71111	0.12121	-0.01149	-0.09333	0.00000	
13	0.88406	0.78947	0.42424	0.86667	0.51515	0.66667	0.50000	1.00000	0.55556	0.85000	0.57576	0.71111	0.00000

Figura 30 - Valores de Fst obtidos através do programa Arlequin 3.1. Destaque amarelo: populações com as mais altas diferenciações genéticas em relação ao Brasil. Destaque verde: população com diferenciação genética mais baixa em relação ao Brasil.

Foram encontrados 24 diferentes tipos de haplótipos sendo três compartilhados entre algumas populações e 21 sendo exclusivos de cada uma delas (Figura 31). Os três haplótipos compartilhados foram o 1: compartilhado entre os exemplares das localidades de Chesapeake Bay e Califórnia e Oregon nos Estados Unidos e Mar Cáspio e Bulgária na Europa; o 8 compartilhado entre os exemplares das populações de Califórnia e Oregon (USA), Polônia e Portugal (EUR) e Canadá enquanto o haplótipo 9 compartilhado entre os exemplares de Califórnia e Oregon, New Jersey (USA), Mar Cáspio, Polônia,

Espanha (EUR) e Canadá. O fato de três exemplares da Califórnia e Oregon apresentarem haplótipos (1, 8 e 9) compartilhados com populações de outras regiões americanas e européias (Projecto-Garcia et al., 2010) sugere que esta população possa ter contribuído para sua origem assim como para a origem da população do ELP. Adicionalmente, uma mutação encontrada no ELP é compartilhada com diferentes regiões do planeta onde a espécie invadiu, como na Europa por exemplo, sugerindo uma possível invasão a partir da Califórnia e Oregon para os demais locais.

Os valores de *Fst* muito altos observados entre a população da Lagoa dos Patos (BR) e as demais analisadas e, a rede de haplótipos (Figura 31) e o dendrograma (Figura 32) corroboraram para confirmação da estruturação e diferenciação genética isolando os exemplares do Brasil das demais populações analisadas.

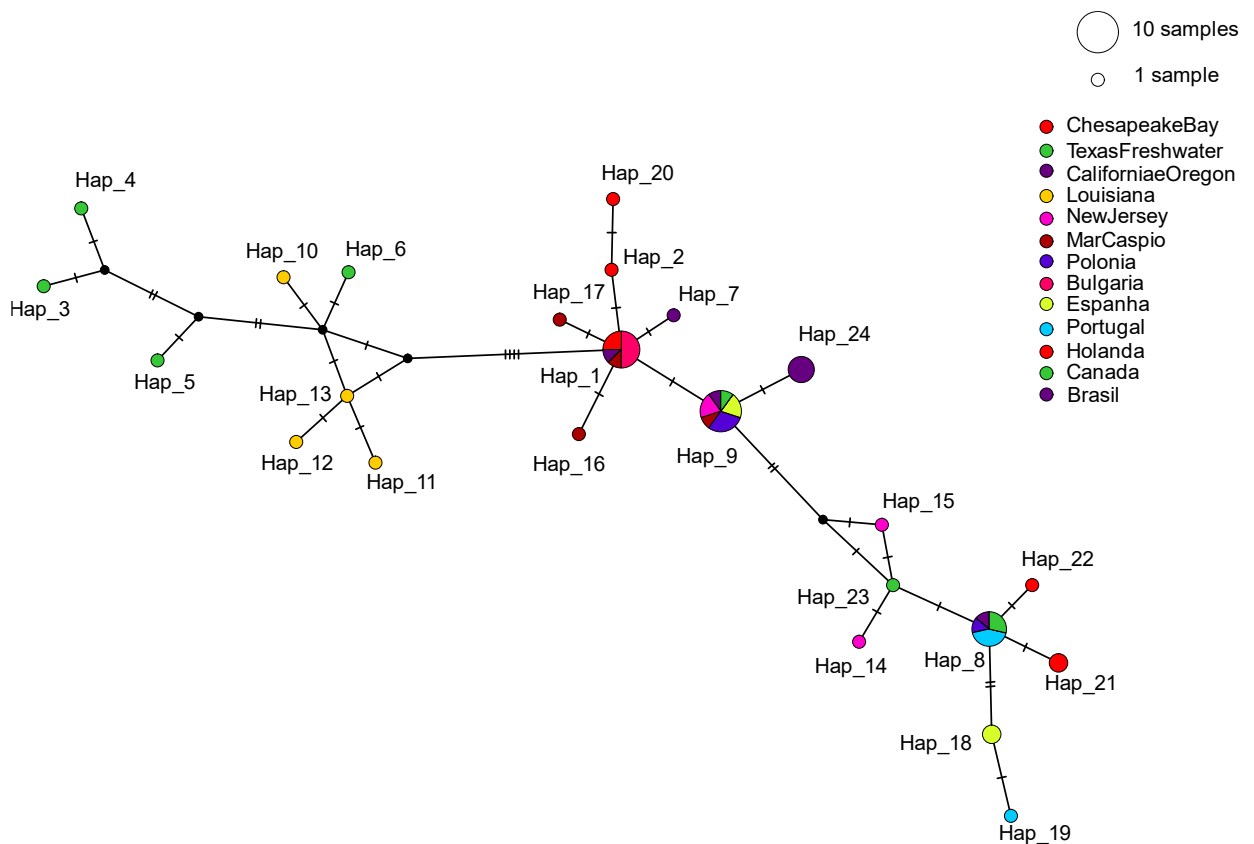


Figura 31 – Rede de haplótipos baseada na região parcial do gene COI do mtDNA para *Rhithropanopeus harrisi*. Cada traço nas linhas entre os haplótipos representa um passo mutacional.



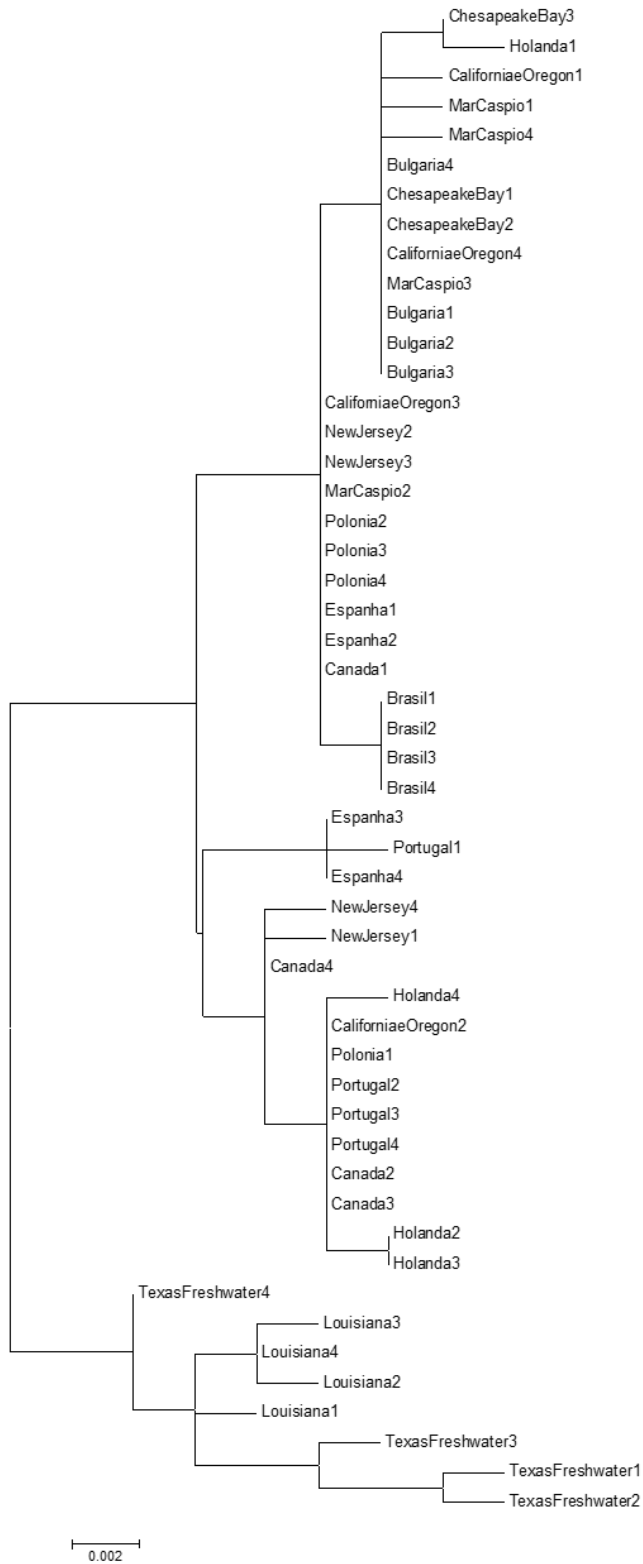


Figura 32 – Dendrograma baseado na região parcial do gene COI do mtDNA para *Rithropanopeus harrisi*

A análise com mais exemplares que serão sequenciados em breve, permitirá obter resultados mais robustos a respeito da diferenciação e estruturação genética dos exemplares da Lagoa dos Patos bem como da expansão demográfica e possível população de origem.

#### 4.4 Análise dos resíduos sólidos encontrados no ELP

Não foram encontrados resíduos plásticos nas amostras de zooplâncton.

Nos arrastos foram identificados um total de 119 itens coletados entre junho de 2021 e abril de 2022. Foi observado uma maior abundância nos pontos Diamante e Mangueira, enquanto que o maior peso total (g) e tamanho (cm) de resíduos sólidos foi no Graxa (Figura 33).

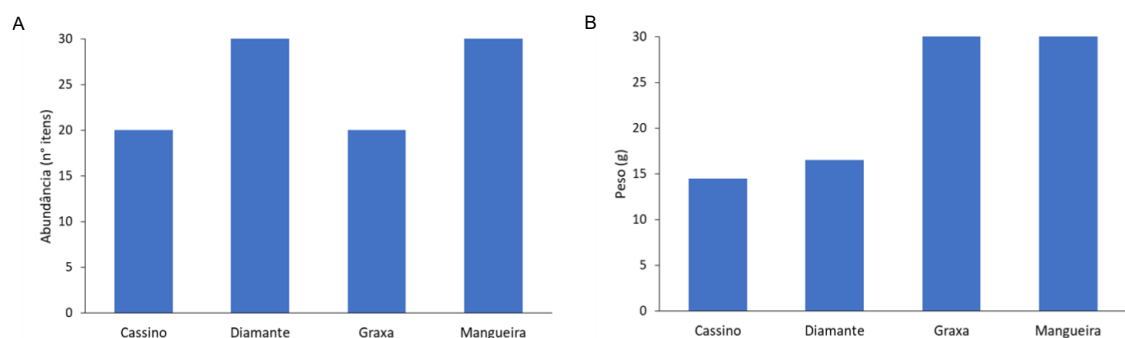


Figura 33. Abundância (A) e peso (B) de resíduos sólidos coletados nos diferentes pontos amostrais do ELP no período de junho 2021 a abril 2022

Enquanto a variabilidade temporal foi observada que a maior abundância e peso de resíduos sólidos foi coletada no inverno e início do verão (Figura 34). O pico de resíduos sólidos encontrados nas redes de arrasto nos meses de julho e agosto pode estar associado a grande descarga fluvial que ocorre nos meses de inverno e carrega resíduos

domésticos e urbanos (Moller e Fernandes, 2009). Durante a primavera, o regimen de ventos mais fortes (Seelinger et al., 1998) implica em um menor tempo de residência dos resíduos no ambiente aquático, visto que os itens mais leves são facilmente carregados pelo vento e muitos não chegaram a ser depositados no fundo. No inicio do verão é observado um segundo pico de ocorrência de resíduos capturado pela rede de arrasto. Um possível motivo dessa ocorrência é o fluxo de turistas, que crescente no final da primavera e atinge seu máximo nos meses do verão .

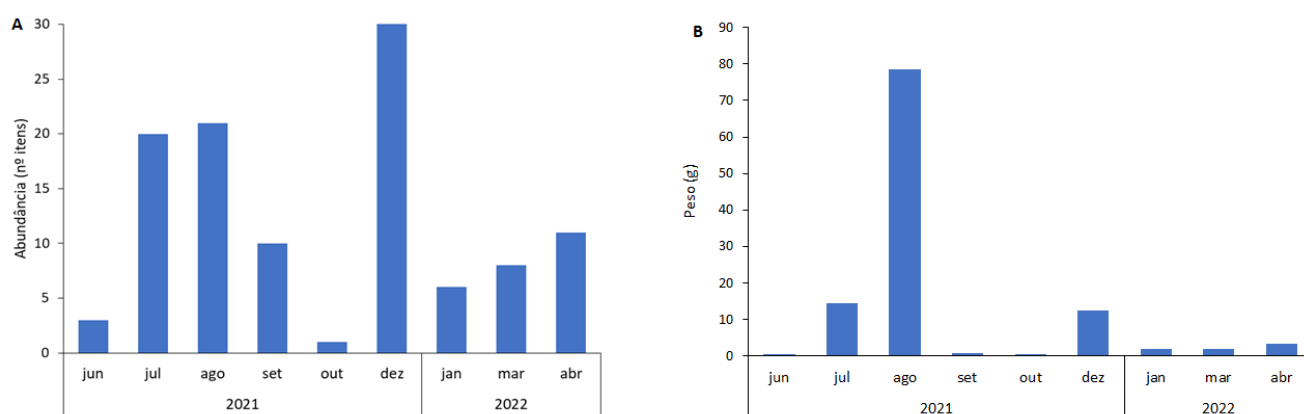


Figura 34. Variabilidade temporal dos resíduos sólidos encontrados no ELP em termos de A) abundância e B) Peso

Foi observado que embalagens plásticas e linhas pesca foram presentes em todos os pontos, seguido por sacola plástica e corda, presente em três dos quatro pontos (Figura 35). As sacolas plásticas são abundantes nos três pontos (Cassino, Graxa e Mangueira), no entanto seu peso é representativo apenas no Cassino e Diamante. Enquanto que o item corda teve baixa abundância nos três pontos presentes (Cassino, Diamante e Graxa), mas foi o item mais pesado, principalmente no Graxa. As

embalagens, apesar de serem abundantes nos quatro pontos amostrados, seu peso é muito baixo.

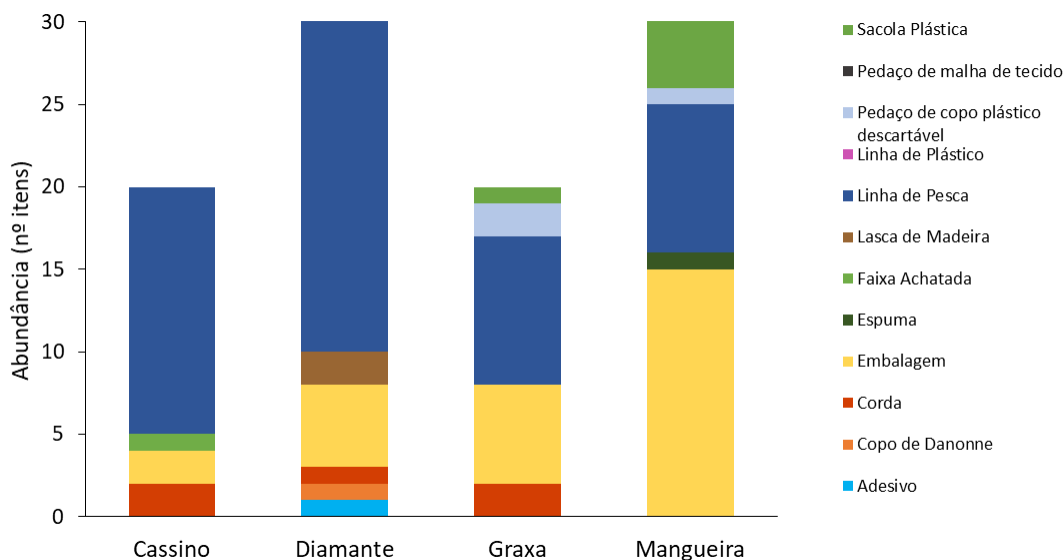


Figura 35. Abundância de itens encontrados nos pontos analisados do ELP, agrupados por material

O branco foi a cor de item mais abundante nos quatro pontos, seguido por azul. Enquanto que os itens azuis foram os que representaram maior peso (Figura 36). Cabe ressaltar que as linhas de pesca representaram o 51% dos itens encontrados durante todo o período amostral, sendo as cores dominantes: azul, branco e verde, o que coincide com as cores mais abundantes. O segundo item mais abundante foram as embalagens (23%), sendo que estas na sua maioria também eram brancas e azuis.

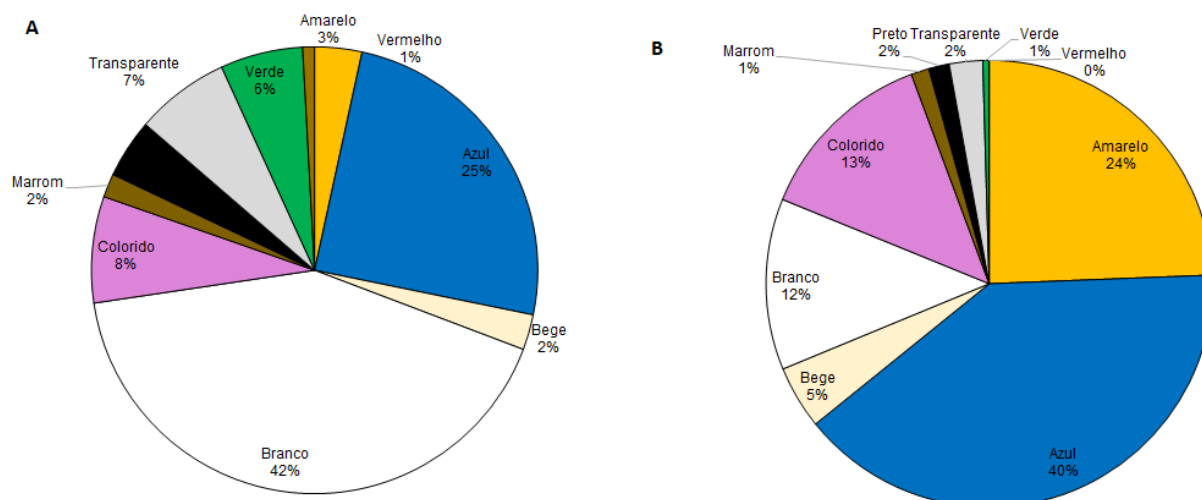


Figura 36. Frequencia de aparição das diferentes cores baseado na abundância (A) e peso (B) dos itens analisados.

Os resíduos sólidos foram mais frequentes nos pontos Diamante e Mangueira, dois pontos importantes de pesca, o que coincide com a maior frequência de aparição de linhas de pesca, as quais a pesar de serem leves e não representar um valor considerável em peso relativo resultam muito abundantes. No Cassino só houve presença de itens sólidos no mês de julho de 2021 (vale ressaltar que nos meses de agosto, novembro e dezembro de 2021, e janeiro, fevereiro e abril de 2022 não foi possível realizar a coleta nesse ponto). A maior abundância e peso de itens foi encontrada nos meses de julho e agosto de 2021.

Os tamanhos mais abundantes de itens foram aqueles menores do que 40 cm, no entanto foram encontrados itens de até 355 cm (Figura 37).

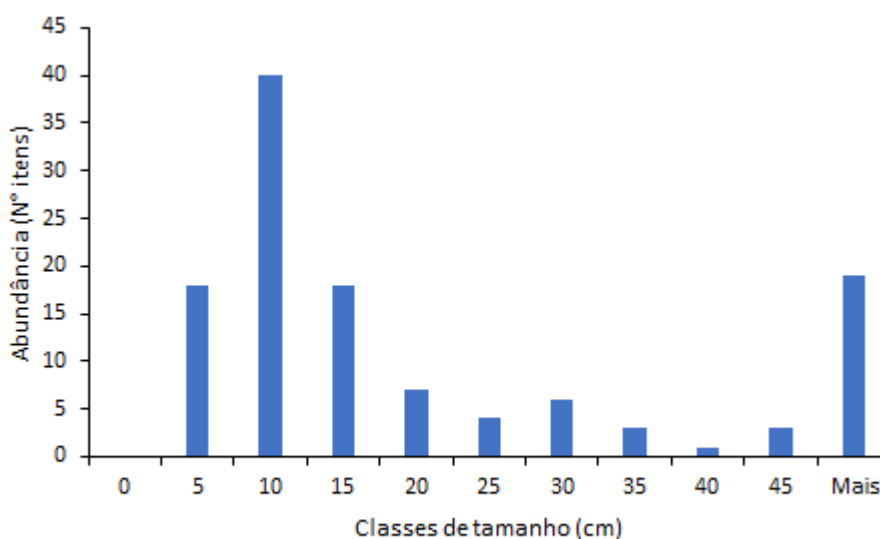


Figura 37. Abundância de itens por classe de tamanho

Detalhando ainda mais o intervalo de 40 cms por ser o principal tamanho, se observa que a maior abundância de itens apresenta tamanhos menores a 15 cm, representados em um 56% por linhas de pesca. O que sugere que a manipulação e conserto de redes dentro do estuário seja uma fonte importante de introdução de resíduos sólidos, além dos resíduos produzidos pelos entes urbanos e o turismo como são as embalagens.

#### 4.5. Movimentação de Água de Lastro - Porto sem Papel

##### 4.5.1 Análise das embarcações quanto à troca da água de lastro

##### 4.5.1 Análise das embarcações quanto à troca da água de lastro

###### a) Maio 2017 a Abril 2018

Das 96 (100%) embarcações analisadas, 39 (40,62%) não trocaram a água de lastro. Das 57 restantes (100%), 36 (63,15%) não apresentaram histórico da troca, 9 (15,79%) apresentaram histórico incompleto impossibilitando a análise, 3 (5,26%)



descarregaram em porto distante e 9 (15,79%) apresentaram histórico completo, adequado para serem pesquisadas quanto à origem da água de lastro.

b) Maio de 2018 a Abril de 2019

Para este ciclo, das 196 (100%) embarcações analisadas, 99 (50,51%) não trocaram a água de lastro. Das 97 restantes (100%), 79 (81,44%) não apresentaram histórico da troca, 13 (13,40%) apresentaram histórico incompleto impossibilitando a análise, 1 (1,03%) descarregou em porto distante e 4 (4,12%) somente apresentaram histórico completo que possibilitasse a pesquisa.

c) Maio de 2019 a Abril de 2020

Neste ciclo foram analisadas 406 (100%) embarcações dentre as quais 214 (52,71%) não trocaram a água de lastro. Das 192 restantes (100%), 144 (75%) não apresentaram histórico, 20 (10,41%) apresentaram histórico incompleto, 1 (0,52%) descarregou em porto distante e 27 (14,07%) apresentaram histórico completo para pesquisa quanto a origem da água de lastro.

d) Maio de 2020 a Abril de 2021

Durante este ciclo foram analisadas 319 embarcações (100%) das quais 182 (57,05%) não trocaram a água de lastro. Das 137 restantes (100%), 105 (76,64%) não apresentaram histórico da troca, 19 (13,87%) apresentaram histórico incompleto, 3 (2,19%) tiveram como origem e descarga da água de lastro portos muito próximos ou o mesmo porto, 2 (1,46%) descarregaram em porto distante e 8 (5,84%) somente apresentaram histórico adequado para que pudessem ser pesquisadas quanto a origem da água de lastro. Quando comparado ao ciclo anterior, novamente o número de embarcações analisadas foi reduzido o que pode ter levado a uma diminuição da



porcentagem de navios informando corretamente a origem da água de lastro descarregada no Porto de Rio Grande.

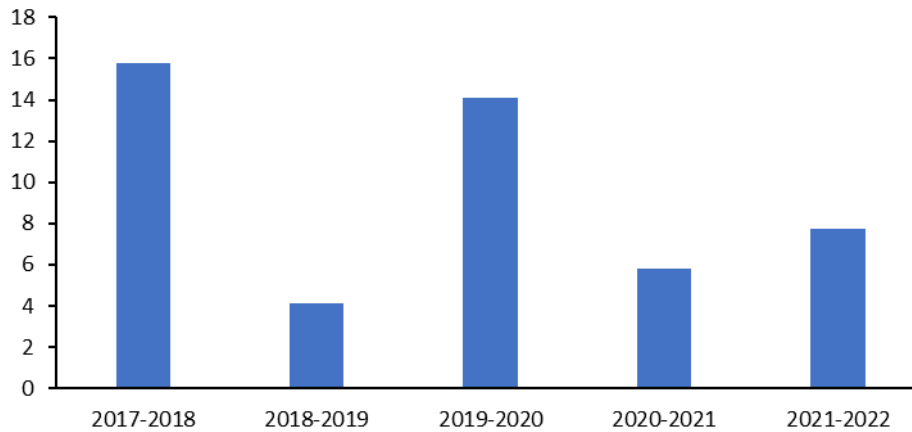
e) Maio de 2021 a Abril de 2022

Das 402 embarcações analisadas (Anexo I), 221 (54,97%) não trocaram a água de lastro. Das 181 restantes, 136 (75,13%) não apresentaram histórico da troca, 29 (16,02%) apresentaram histórico incompleto, 2 (1,10%) descarregaram a água de lastro em portos distantes e 14 (7,73%) apresentaram histórico completo. Pode-se observar neste ciclo que, apesar de ter aumentado o número de embarcações fornecidas em relação ao anterior, ainda é baixa a quantidade daquelas que fornecem um formulário corretamente preenchido.

Através da análise dos dados de toda a série histórica observa-se que o número de embarcações com formulários corretamente preenchidos quanto a origem da água de lastro, aumenta conforme o número de embarcações totais enviadas pelo Porto de Rio Grande para análise (Figura 38) Cabe ressaltar que a porcentagem de formulários corretamente preenchidos é muito baixa necessitando ser melhorado.



**A** % de embarcações com formulário de troca de água de lastro corretamente preenchido



**B**

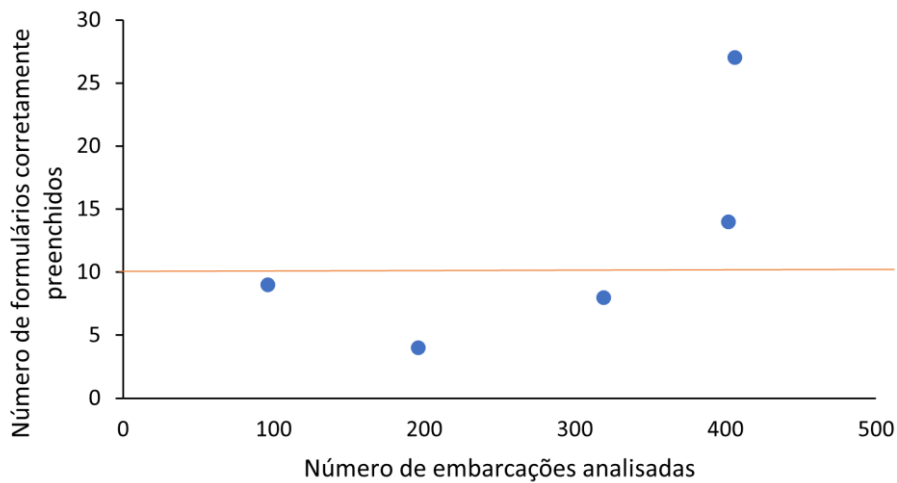


Figura 38. Variação anual da porcentagem de embarcações com formulário de troca de água de lastro corretamente preenchido, no período entre 2017-2022.

A. Porcentagem por ano. B. Porcentagem em relação ao número de embarcações analisadas.

Após os 5 anos de dados das embarcações do Porto Sem Papel analisados, foram obtidos os seguintes resultados:

Das 1419 embarcações analisadas, 755 não trocaram a água de lastro (53,20%).

Das 664 embarcações restantes (100%)

- 500 (75,30%) não apresentaram histórico;

- 90 (13,55%) apresentaram histórico incompleto quanto à origem e/ou troca e/ou descarga da água de lastro e/ou data desatualizada referentes a estas informações, não permitindo uma análise correta;

- 9 (1,35%) descarregaram a água de lastro em porto distante;

- 3 (0,45%) tiveram a origem e descarga da água de lastro em portos próximos ou mesmo porto;

- 62 (9,35%) embarcações somente apresentaram dados completos que permitiram uma análise adequada da água de lastro.

Analisar a origem da água de lastro é de extrema importância para a proteção e conservação do ambiente aquático, pois, espécies vindas através da mesma e que não pertencem à flora ou fauna local, poderão causar sérios danos muitas vezes irreversíveis. Desta forma, maiores cuidados a respeito do correto preenchimento em relação ao formulário do Histórico da Água de Lastro necessitam ser tomados.

Através da implantação do sistema concentrador de dados portuários do programa Porto Sem Papel da Secretaria Especial de Portos (SEP/PR), as informações acerca da troca de água de lastro oceânica fazem parte do rol de dados a serem informados pelo navio antes da atracação. No entanto, é importante ressaltar que as embarcações não apresentam todos os dados requisitados, o que resulta no aumento de chances de colonização de novas espécies na região. A falta de uma fiscalização eficaz, reforça a necessidade de um monitoramento e um conhecimento adequado na fauna nativa, incluindo dados taxonômicos, biológicos e ecológicos (Marques et al., 2013) propostos neste projeto.

#### 4.6. Levantamento das espécies invasoras e origem dos navios

Em 31 de outubro de 2013 a Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul (Sema) publicou a Portaria nº 79/2013, que reconhece a lista das espécies exóticas invasoras do estado. Para as áreas costeiras e do sistema laguna dos Patos estão listadas 14 espécies: *Acestrorhynchus pantaneiro* (peixe); *Hoplerythrinus unitaeniatus* (peixe); *Hoplias lacerdae* (peixe); *Pachyurus bonariensis* (peixe). *Piaractus mesopotamicus* (peixe); *Corbicula flumínea* (bivalve); *Corbicula largillieri* (bivalve); *Limnoperna fortunei* (bivalve); *Perna perna* (bivalve); *Rhithropanopeus harrisi* (caranguejo); *Megabalanus coccopoma* (craca); *Temora turbinata* (copépode); *Alexandrium tamarense* (dinoflagelado); *Coscinodiscus wailesii* (diatomácea). Algumas novas espécies foram reportadas na literatura, mas ainda não constam na lista oficial do estado. Desta forma, o presente relatório inclui dados mais completo do que os reportados de forma oficial, pois inclui informações de artigos científicos atuais ou coletadas pelo próprio programa de monitoramento.

- ***Acestrorhynchus pantaneiro* (não ocorreu em 2021/2022)**

A distribuição de *Acestrorhynchus pantaneiro* restringe-se à bacia do rio Uruguai (Menezes, 2003). A presença de *Acestrorhynchus pantaneiro* na laguna dos Patos a caracteriza como uma espécie alóctone, isto é, espécie nativa de bacia hidrográfica brasileira e registrada em bacia onde não ocorreria naturalmente. Acredita-se que a presença de *A. pantaneiro* no sistema hidrográfico da laguna dos Patos pode estar associada ao escape de cultivos em açudes, soltura por pessoas que se dedicam à aquariofilia ou ainda por ação antrópica direta no meio ambiente, modificando os limites hidrográficos de bacias em função socioeconômica, o que, neste caso poderia ter

facilitado a transposição da espécie entre as bacias hidrográficas (Saccol-Pereira *et al.*, 2006).

- ***Hoplerythrinus unitaeniatus* (não ocorreu em 2021/2022)**

A espécie *Hoplerythrinus unitaeniatus* é conhecida popularmente como jeju ou aimara. Possui ampla distribuição geográfica ocorrendo em diversas bacias hidrográficas da América Central e do Sul (Oyakawa, 2003). Em 2008 foram capturados dois exemplares após uma grande inundação que atingiu áreas extensas da bacia do Rio do Sinos, a origem mais provável de introdução do jeju é a piscicultura (Leal *et al.*, 2009).

- ***Hoplias lacerdae* (não ocorreu em 2021/2022)**

É um peixe de água doce, que se distribuí nas regiões tropicais e subtropicais da América do Sul (Paiva, 1974). Apesar de oriunda de outras bacias brasileiras, *Hoplias lacerdae* é exótica para a Lagoa dos Patos, tendo sido registrada na Bacia do Rio dos Sinos associada a escape de pisciculturas (Leal *et al.*, 2009) é predadora, o que pode causar um efeito negativo sobre outras espécies nativas. Além disso, pode apresentar alta probabilidade de sucesso de invasão devido à presença de uma espécie congênera nativa na região (Troca e Vieira, 2012).

- ***Pachyurus bonariensis* (não ocorreu em 2021/2022)**

Conhecidas popularmente como Maria-luiza, as espécies do gênero *Pachyurus* são amplamente distribuídas em sistemas hidrográficos brasileiros, estando representado no Rio Grande do Sul (RS) pela espécie *P. bonariensis* Steindachner 1879. Esta espécie distribui-se pelos rios do sistema Paraná-Paraguai-Uruguai, à jusante do reservatório de

Itaipu, incluindo Brasil, Paraguai, Uruguai e Argentina (Casatti, 2001). Contudo, a primeira ocorrência no sistema da laguna dos Patos, RS, foi registrada por Pinto et al. (2001), sendo interpretada como resultado da construção de canais de irrigação para cultivos de arroz ou em decorrência de sua introdução por pescadores e/ou piscicultores. A espécie encontra-se muito bem distribuída e adaptada ao sistema da laguna dos Patos, pois foi registrada sua atividade reprodutiva, sendo também considerada como espécie de importância comercial em algumas regiões do Estado. Ainda não existe comprovação de nenhum impacto concreto a respeito da presença de *Pachyurus bonariensis* na lagoa dos Patos (Dufech e Fialho, 2007).

- ***Piaractus mesopotamicus* (não ocorreu em 2021/2022)**

Originário da Bacia do Rio Prata e do Pantanal do Mato Grosso, é morador habitual das grandes coleções de água, como as dos rios Paraná, Mogi-guaçu, Paraíba e baixo Tietê (Petrere Jr., 1989). No pantanal do Mato Grosso é morador habitual das grandes coleções de água, como as dos rios Paraná, Mogi-guaçu, Paraíba e baixo Tietê (Petrere Jr., 1989). Apesar de oriunda de outras bacias brasileiras, *Piaractus mesopotamicus* é exótica para a Lagoa dos Patos, (Leal et al., 2009). É uma espécie cultivada desde década de 80 (Kubitza et al., 2007), com algumas ocorrências de introdução (Troca e Vieira, 2012).

- ***Corbicula fluminea* (não ocorreu em 2021/2022)**

Outro molusco exótico de água doce que apresenta ampla distribuição no Brasil é o bivalve *Corbicula fluminea*. Originário da China foi introduzido na América do Norte por volta de 1920 para servir como alimento (Suriani et al., 2007). Seu primeiro registro na



América do Sul ocorreu nas décadas de 1960 e 1970 em águas do Rio da Prata (Argentina). No Brasil, esta espécie foi registrada pela primeira vez no estado do Rio Grande do Sul no fim da década de 1970 (Veitenheimer-Mendes, 1981). *Corbicula fluminea* é típica de ambientes dulcícolas (especialmente rios), mas suporta índices de salinidade até 15%. Um dos grandes problemas envolvendo esta espécie é o entupimento de tubos de condensadores, canos de água e sistemas de combate a incêndio em rios, riachos e represas voltados ao abastecimento (Hakenkamp e Margaret, 1999). Segundo Isom (1986), só existem dois meios responsáveis pela dispersão da espécie asiática: a correnteza da água e o homem. Assim, acredita-se que o surgimento de *Corbicula* na Lagoa Mirim possa ter ocorrido de duas maneiras: levada pelas correntes dos rios que nascem no Uruguai e que desembocam na Lagoa dos Patos, ou que tenham penetrado pelo lado norte através do canal de São Gonçalo.

- ***Corbicula largillierti* (não ocorreu em 2021/2022)**

*Corbicula largillierti* é um bivalve de água doce de origem Asiática. Este molusco é encontrado em várias bacias da América do Sul, com a primeira ocorrência descrita para o Brasil no Pantanal (Callil e Mansur, 2002). No Rio Grande do Sul foi encontrado na bacia do Rio dos Sinos (Mansur e Pereira, 2006). Os prováveis meios responsáveis pela dispersão da espécie asiática devem ser a correnteza da água e o homem (Isom, 1986).

- ***Limnoperna fortunei* (não ocorreu em 2021/2022)**

*Limnoperna fortunei* é um bivalve de água doce, nativo de rios da China e sudeste asiático. Os primeiros registros da espécie para a América do Sul ocorreram em 1991 no litoral argentino próximo ao Rio da Prata (Pastorino et al., 1993).



Sua introdução na América do Sul provavelmente ocorreu devido às descargas de água de lastro com altas concentrações de larvas do bivalvo (Darrigran e Pastorino, 1995). A partir da colonização dos rios da bacia do Prata, *L. fortunei* atingiu em 1998 o Pantanal Mato Grossense (Darrigran e Pastorino, 2003). Sua primeira ocorrência no estado de Rio Grande do Sul foi registrada na bacia do Guaíba em 1998 (Mansur et al., 1999) e após dois anos se estendeu pela Lagoa dos Patos (Mansur et al., 2003).

Esta espécie, por ser epifaunal e possuir bisso para fixação em substratos duros, acarreta danos graves a ecossistemas aquáticos e ao funcionamento de sistemas de captação de água, como o observado recentemente na América do Norte (Ricciardi, 1998). Além disso, devem se considerar os possíveis impactos ecológicos causados pela introdução desta espécie exótica especialmente devido à provável competição com espécies nativas de bivalves por espaço e alimento (Darrigran, 2000).

- ***Perna perna* (não ocorreu em 2021/2022)**

Esse animal é nativo da África do Sul (Bownes e McQuaid, 2009) com fortes indícios de introdução via água de lastro na época do tráfico negreiro (Ferreira et al., 2009). Pode ser facilmente encontrado nos costões rochosos brasileiros e em substratos artificiais. O *Perna perna* compete com mexilhões nativos, além de apresentar impactos econômicos já que é comumente encontrado incrustado em cascos de navios e plataformas (Ferreira et al., 2009). Atualmente apresenta um grande valor econômico na maricultura, pois é comercializado e seu cultivo é realizado em diversas partes do país (Marenzi e Branco, 2005).

• ***Rhithropanopeus harrisi* (ocorreu em 2021/2022, ver seção de resultados específica da espécie)**

O caranguejo *Rhithropanopeus harrisi* é oriundo da Costa Oeste da América do Norte, chegou à Lagoa dos Patos na segunda metade do século XX provavelmente devido a água de lastro e, apesar de ter um tamanho reduzido, hoje está bem estabelecido na região (D'Incao e Martins, 1998). A espécie é um caranguejo pequeno associado com habitat estuarino abrigado (Petersen, 2006). Há evidências de que esta espécie pode alterar as interações entre as espécies nativas e causar danos econômicos como incrustamento de tubulações e danificando os peixes nas redes de emalhe (Zaitsev e Ozturk, 2001).

• ***Megabalanus coccopoma* (não ocorreu em 2021/2022)**

Esta espécie é originária da costa Pacífica da América Central (do México até o Peru) (Celis et al., 2007). Esta espécie teve seu primeiro registro no litoral brasileiro na Baía de Guanabara (RJ), na década de 70 (Lacombe e Monteiro, 1974). Pode ser encontrada desde a faixa inferior da zona entre-marés até o infralitoral em substratos consolidados naturais e artificiais. É uma espécie oportunista, adaptada para recrutar e sobreviver facilmente em ambientes estressantes (inclusive em áreas com grande batimento de ondas) e em estruturas artificiais (Silveira, 2002). Esta espécie foi introduzida, possivelmente, por incrustação e/ou água de lastro por plataformas de petróleo, cascos de navios.



- ***Temora turbinata* (possível ocorrência em 2021)**

Esta espécie tem registros de ocorrência no Índico, Pacífico Leste, Mar do Japão e Nova Zelândia, sendo categorizada como invasora para a costa brasileira, na qual foi citada pela primeira vez na década de 80 na região nordeste (Araújo e Montú, 1993) e em seguida sua ocorrência foi registrada no Sul do país (Muxagata e Gloeden, 1995). A introdução ocorreu provavelmente por meio de deslastre de navios, porém não há elementos que permitam traçar as características exatas do processo de introdução. Esta espécie se adaptou bem a condição ambiental encontrada nas águas do Atlântico e ampliou a sua distribuição na costa brasileira. *Temora turbinata* compete com a espécie nativa *T. stylifera* tanto na fase adulta quanto no estágio de náuplios. Este invasor é menor que a espécie nativa, podendo então explorar recursos alimentares de tamanhos diferentes apesar de serem do mesmo grupo taxonômico. A chegada do alienígena reduziu a densidade da população da espécie nativa principalmente em regiões costeiras (Cunha, 2008).

Uma vez que possíveis exemplares de *Temora turbinata*, foram encontrados nas amostras, uma busca pelos portos para os quais essa espécie estava listada como organismo do zooplâncton foi realizada. Essa estratégia buscou correlacionar a ocorrência da espécie com portos de onde a mesma poderia ter sido transportada. Por ser uma espécie exótica bastante disseminada em zonas costeiras do mundo, um total de 11 portos (China, Bangladesh, Malásia, Índia, Emirados Árabes, Coreia do Sul, Hong Kong, Japão, África do Sul, Brasil e Irã) teria potencial para transportar essa espécie para a Lagoa dos Patos em 2021 (Figura 39). A espécie está citada para a região desde 1995, mas não ocorre com frequência nas amostragens de plâncton, indicando que

podem haver invasões, via água de lastro, em pulsos, trazendo organismos para a Lagoa dos Patos de maneira eventual, sendo potencialmente classificada como exótica.



Figura 39. Países que, potencialmente, poderiam ter transportado *Temora turbinata* para o ELP em 2021.

- ***Alexandrium tamarense* (não ocorreu em 2021/2022)**

Algumas décadas atrás, a ocorrência de dinoflagelados do gênero *Alexandrium* estavam, em grande parte, restritas ao hemisfério Norte, principalmente na América do Norte e Ásia (Taylor, 1985). O primeiro registro de *Alexandrium tamarense* para o Brasil, na costa do Rio Grande do Sul, ocorreu em 1996 (Odebrecht et al., 1997).

Análises filogenéticas realizadas entre cistos coletados na Praia do Cassino, próxima ao porto de Rio Grande (RS), com outros, da Argentina, Uruguai e Estados Unidos descartam que a migração para o Brasil ocorreu por correntes marítimas, aumentando a possibilidade de o processo de introdução ter ocorrido por meio da água de lastro de navios oriundos do hemisfério norte.

A sua presença na costa do Rio Grande do Sul representa um potencial que pode promover na região impactos de ordem econômica e de saúde pública, uma vez que toxina paralisante dos moluscos pode contaminar o marisco branco, que é explorado de bancos naturais para o consumo humano (Persich et al., 2006). Embora não existam dados, esse marisco e outros filtradores podem acumular, em seus tecidos, quantidades de toxinas suficientes para intoxicar seres humanos ou causar danos a outros organismos marinhos.

- ***Coscinodiscus wailesii* (não ocorreu em 2021/2022)**

A espécie é originária da costa pacífica da América do Norte (até o sul da Califórnia) e Japão. Somente nas décadas de 80 e 90 foram encontradas nas costas da Europa e América do Sul. No Brasil, o registro publicado de sua primeira ocorrência é para a costa do Estado do Paraná por Valente-Moreira (1987).

É provável que a espécie tenha sido transportada de outras latitudes por água de lastro de navios e/ou maricultura, provavelmente facilitado devido à sua capacidade de formar células de resistência (Fernandes et al., 2001). Essa diatomácea pode esgotar os nutrientes da água causando o aumento da turbidez. Na Baía de Paranaguá, PR, a floração dessa espécie resultou em competição por nutrientes e exclusão temporária de demais espécies do fitoplâncton (Fernandes et al., 2001).

Duas novas espécies invasoras foram recentemente verificadas na área de estudo, ambas hidromedusas, no entanto não ocorreram nas amostragens realizadas neste monitoramento. ***Blackfordia virginica*** é um cnidário nativo do sudeste da Europa ou da costa atlântica da América do Norte, introduzido em diversos sistemas estuarinos em



todo o mundo. A sua dieta está baseada em copépodes, náuplios de cirrípedios, ovos de peixe e decápodes. Se caracteriza por alto potencial de predação sobre copépodes, influenciando negativamente esse gruponem outros estuário do mundo onde foi introduzida (Marques et al., 2013). Já a espécie ***Cnidostoma fallax*** é costeira-estuarina, teve a primeira ocorrência no Brasil em 2012 (amostras de 2008). No ELP, sua primeira ocorrência foi em janeiro de 2012, alcançando um pico de densidade (11369 ind.m<sup>-3</sup>, ~95% do total do zooplâncton da amostra) em março de 2012, sempre em salinidades superiores a 4.

Mais recentemente, foi reportada uma espécie de gastrópode chamada ***Rapana venosa*** (Spotorno-Oliveira et al., 2020), que não ocorreu nas amostragens deste monitoramento. O gastrópode é predador de bivalves, nativo do Leste da Ásia. Foi observado fora de sua distribuição natural em 1946, no Mar Negro e desde então vem invadindo estuários e áreas marinhas ao redor do mundo. Estudo publicado por Spotorno-Oliveira et al. (2020) amplia a distribuição da espécie para a costa sul Brasileira. De acordo com este estudo a maioria dos espécimes foi coletado ao longo da praia do Cassino, nas proximidades dos molhes. Esta espécie vem se espalhando desde o Rio da Prata para o norte, provavelmente associada aos cascos de tartarugas marinhas.

## Principais conclusões para o ano de 2022

- Ao contrário do recrutamento anterior (2020) do camarão-rosa, que mostrou um marcado adiantamento, este último ano apresentou um padrão considerado normal. Apesar da entrada de larvas não ter mostrado esse adiantamento, a condição ambiental foi bastante favorável, com baixa pluviosidade e facilitação da entrada de água salgada. Vale ressaltar, que nos últimos 3 anos essa condição ficou bastante evidente, com o ELP dominada por águas de maior salinidade durante o verão. Portanto, espera-se uma safra de sucesso em 2022. Essas variações interanuais são bastante comuns na série histórica e não parecem influenciadas pela atividade portuária no momento.

- Em relação ao caranguejo *R. harrisii*, a espécie se mostra bem estabelecida na região, com população plenamente funcional. O padrão de maior abundância e reprodução no verão se manteve para 2021/2022. Considerando que esta espécie invadiu o ambiente via água de lastro, a atividade portuária é provavelmente responsável por essa invasão biológica. Nesse contexto, é importante continuar monitorando os movimentos de água de lastro e suas possíveis relações com a bioinvasão. Cabe ressaltar que as amostragens realizadas dentro do PSP não possuem resolução taxonômica que permita a identificação da espécie, sendo apenas citada como larva de crustáceo. Os resultados preliminares obtidos através das análises genéticas sugerem que a população de *R. harrisii* do ELP se encontra em processo de estruturação e diferenciação genética em relação às demais analisadas. As ferramentas genéticas utilizadas nesse relatório irão permitir conclusões mais aprofundadas sobre o estágio de

expansão ou retração da população, assim como sua potencial fonte de invasão. Com base nos dados coletados durante o monitoramento e informações disponíveis sobre a espécie, é possível deduzir que esta vem competindo e predando espécies locais, podendo afetar o funcionamento do ecossistema. Para elucidar esta questão, o próximo passo seria avaliar seu conteúdo estomacal e avaliar de que forma vem obtendo recursos para o desenvolvimento da população.

- Ainda sobre as espécies invasoras, foram coletados exemplares, provavelmente, de *Temora turbinata*, um copépodo exótico, citado para a região desde a década de 90. Contudo, sua ocorrência é esporádica e foi coletada apenas durante esse evento. Ao contrário do caranguejo invasor, esse copépodo não parece estar plenamente estabelecido, pois possui baixa frequência de ocorrência e não apresenta ciclos biológicos bem marcados na região. Potencialmente pode competir com o copépodo local do gênero *Temora*, mas apenas o monitoramento contínuo irá permitir maiores conclusões.

- Em relação ao PSP, existe a necessidade de melhorar o preenchimento dos formulários, a fim de possibilitar uma melhor análise da origem da água de lastro e de possíveis organismos exóticos/invasores contidos nela. Adicionalmente, sugere-se aumentar o número de embarcações amostradas mensalmente, uma vez que a taxa de sucesso no preenchimento dos formulários aumenta proporcionalmente com o número de amostras.

- Uma primeira avaliação sobre a ocorrência e caracterização dos resíduos sólidos foi realizada, mostrando um primeiro panorama sobre a ocorrência e descrição qualitativa desses resíduos. Essa análise indicou dois picos de ocorrência dos resíduos, um no inverno, possivelmente carregados pelo deságue continental e outro ao final da



primavera, início do verão, possivelmente pela maior afluência de turismo. Os locais com maiores abundância de plásticos são as principais áreas de pesca.

## REFERÊNCIAS

- ADEGOKE, O. S.; DESSAUVAGIE, T. F. J.; KOGBE, C. A. 1971. Planktonic foraminífera in Gulf of Guinea sediments. *Micropaleontology*, 17(2): 197-213.
- AJUONU, N.; UKAONU, S. U.; OLUWAJOBA, E. O.; MBAWUIKE, B. E.; WILLIAMS, A. B.; MYADE, E. F. 2011. The abundance and distribution of plankton species in the bonny estuary; Nigeria. *Agriculture and Biology Journal of North America*, 2 (6): 1032-1037.
- ALVAREZ, J.C. 2007. Characterization of human control region sequences for Spanish individuals in a forensic mtDNA data set. *Legal Medicine*, v.9, p.293-304.
- AMARAL, P.; AMARAL, W.; APPOLINÁRIO, J.; DE ORTIZ, D.; AGOSTINI, V.; MUXAGATA, E. 2017. The mesozooplankton of the Patos Lagoon Estuary, Brazil: trends in community structure and secondary production. *Marine Biology Research*, 13: 1-14.
- ANTAQ, 2007. Agência Nacional de Transportes Aquaviários. Sistema Desempenho Portuário – Relatório Técnico.
- ARAÚJO, H.M.P.; MONTÚ. M. 1993. Novo registro de *Temoraturbinata* (Dana, 1849) (Copepoda, Crustacea) para águas atlânticas. *Nauplius*, 1:89-90.
- BALAJI, R.; YAAKOB, O.; KOH, K.K. 2014. A review of developments in ballast water management. *Environ. Rev.* 22 (3): 298–310.
- BANDELT, N., FORSTER, P., POHL, A. 1999. Median Joining networks for inferring intra-specific phylogenies. *Molecular Biology and Evolution*, 16, 37-48.



- BAUER, M.; DREWS, P.; PUCIARELLI, P.; Dumont, L.F.C. 2014. A Machine Learning Approach to Predict the Pink Shrimp Harvest in the Patos Lagoon Estuary. *Journal of Information and Data Management - JIDM*, 5:113-126.
- BITAR, O. Y.; ORTEGA, R. D. 1998. Gestão ambiental. *Geologia de Engenharia*. São Paulo: ABGE, cap, 32, 499-508.
- BISWAS, H., DEY, M. GANGULY, D., DE, T. K., GHOSH, S., JANA, T. K. 2010. Comparative Analysis of Phytoplankton Composition and Abundance over a Two-Decade Period at the Land-Ocean Boundary of a Tropical Mangrove Ecosystem. *Estuaries and Coasts*, 33: 384-394.
- BOONYAPIWAT, S. 2001. Species composition, abundance and distribution of phytoplankton in the thermocline layer in the South China Sea, Area IV: Vietnamese Waters. In: *Proceedings of the Fourth Technical Seminar on Marine Fishery Resources Survey in the South China Sea, Area IV: Vietnamese Waters, 18-20 September 2000*. Secretariat, Southeast Asian Fisheries Development Center, p. 292-309.
- BOWNES, S.J.; MCQUAID, C.D. 2009. Mechanisms of habitat segregation between an invasive and an indigenous mussel: settlement, post-settlement mortality and recruitment. *Marine Biology*, 156: 991-1006.
- BOYLE, T. J.; PFAU, R. S.; KEITH, D. E. 2010. Occurrence, reproduction, and population genetics in the Estuarine Mud Crab, *Rhithropanopeus harrisi* (Gould) (Decapoda, Panopidae) in Texas Freshwater Reservoirs. *Crustaceana* 83 (4), 493-505.
- BRADFORD, J.M. 1977. Distribution of the pelagic copepod *Temora turbinata* in the New Zealand coastal waters, and possible trans-tasman population continuity. *N.Z.J. Mar. Freshwat Res.* 11(1):131 - 144
- CALLIL, C.T.; MANSUR, M.C.D. 2002. Corbiculidae in the Pantanal: history of invasion in southern and South America and biometrical data. *Amazoniana* 17(1):153-167.





- CARLTON, J.T.; GELLER, J.B. 1993. Ecological roulette: the global transport of non-indigenous marine organisms. *Science*, 261: 78–82. <https://10.1126/science.261.5117.78>.
- CARLTON, J.T. 1985. Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. *Oceanography and Marine Biology, An Annual Review*, 23: 313-371.
- CASATTI, L. 2001. Taxonomia do gênero *Pachyurus* Agassiz, 1831 (Teleostei: Perciformes: Sciaenidae) e descrição de duas novas espécies. *Comun. Mus. Ciênc.Tecnol. PUCRS, série Zoologia* 14(2):99-207.
- CASTRO, M. C.. HALL-SPENCER, J. M. POGGIAN, C. F. FILEMAN, T. W., 2017. Ten years of Brazilian ballast water management. *Journal of Sea Research*, 133:36-42.
- CELIS, A.; RODRÍGUEZ-ALMARÁZ, G.; ÁLVAREZ, F. 2007. Los cirripedios torácicos (Crustacea) de aguas someras de Tamaulipas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78: 325- 337.
- CHEN, M., HO, H., LAI, T., ZHENG, L., MIAO, Q., SHEA, K., CHEN, M., WANG, P., WEI, K., HUANG, C. 1998. Recent planktonic foraminifers and their relationships to surface ocean hydrography of the South China Sea. *Marine Geology*, 146, 173-190.
- CHEW, L. L.; CHONG, V. C., OOI, A. L. 2008. Zooplankton of the Straits of Malacca with emphasis of copepods and fish larvae in the vicinities of Jarak, Perak and Sembilan Islands. *Malaysian Journal of Science*, 27 (3), 83-103.
- CHOUDHURY, A. K., PAL, R. 2010. Phytoplankton and nutrient dynamics of shallow coast stations at Bay of Bengal, Eastern Indian coast. *Aquatic Ecology*, 44, 55-71.
- CHUNG, E.Y.; KIM, S.Y.; KIM, Y.G. 1993. Reproductive ecology of the purple shell, *Rapana venosa* (Gastropoda: Muricidae), with special reference to the reproductive cycle, depositions of egg capsules and hatchings of larvae. *Korean J. Malacol.*, 9: 1–15.



- COHEN, A.N.; CARLTON, J.T. 1995. Nonindigenous aquatic species in a U.S. estuary: a case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and delta. A Report for the US fish and wildlife service, Washington D.C.
- CORADIN, L.; TORTATO, D.T. 2006. Espécies Exóticas Invasoras: Situação Brasileira. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. - Brasília: MMA. 24p.
- CRONIN, T. W. 1982. Estuarine retention of larvae of the crab *Rhithropanopeus harrisi*. Estuarine and Coastal Marine Science, 15, 207-220.
- CUNHA, D.R. 2008. Estudo comparativo das espécies de copépodes *Temora styliferae* *T. turbinatana* Plataforma Continental Sudeste do Brasil no verão e inverno de 2002. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica, Universidade de São Paulo.
- DA SILVA CORTINHAS, M. C.; ORTEGA, I.; TEODORO, S. S. A.; PROIETTI, M.; MASELLO, A.; KERSANACH, R.; BARUTOT, R.; VIEIRA, R. R. R.; FIRPO, C.; MAUNA, C.; DUMONT, L. F. C. 2022. Defining deep-sea fishery stocks through multiple methods: The case of the red crab *Chaceon notialis* Manning e Holthuis, 1989 (Crustacea, Decapoda, Geryonidae) in the Southwestern Atlantic. Deep-Sea Research Part I, 179, 103659. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2021.103659>
- D'INCAO, 1991. Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na lagoa dos Patos, RS, Brasil. Atlântica, Rio Grande, 13 (1): 159- 169.
- D'INCAO, F. 1995. Taxonomia, Padrões distribucionais e ecológicos dos Dendrobranchiata (Crustacea: Decapoda) do Brasil e Atlântico Ocidental. Tese (Zoologia). Universidade Estadual Do Paraná. 365 p.
- D'INCAO, F. 1999. Análise do esforço de pesca do camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) na Lagoa dos Patos, Brasil. Atlântica, Rio Grande, 21: 77-92.
- D'INCAO, F. ; DUMONT, L.F.C. 2010. A comunidade de crustáceos decápodes. In: U. Seeliger e C. Odebrecht. (Org.). O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. 1ed.Rio Grande: FURG, p. 117-124.



- D'INCAO, F.; MARTINS, S.T.S. 1998. Occurrence of *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) in the southern coast of Brazil (Decapoda, Xanthidae). *Nauplius*, 6: 191-194.
- D'INCAO, F.; VALENTINI, H.; RODRIGUES, L.F. 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. 1965-1999. *Atlântica*, Rio Grande, 24(2): 49-62
- DALL, W.; HILL, B.J; ROTH LISBERG, P.C.; SHARPLES, D.J.1990. The biology of the Penaeidae. London: Academic Press. *Advances in Marine Biology*; 27p.
- DANRIGRAN, G.; DRAGO, I.E. 2000. Invasion of the exotic freshwater mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in South America. *The Nautilus*, 114: 9–73
- DARRIGRAN, G. 2000. Invasive freshwater bivalve of the Neotropical Region. *Dreissena*. Sea Grant. New York: 11 (2) :7– 13.
- DARRIGRAN, G.; PASTORINO, G. 1995. The recent introduction of Asiatic Bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) into South America. *The Veliger* 38 (2): 183-187.
- DARRIGRAN, G.; PASTORINO, G. 2003. The golden mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in the Neotropical region: a 10 years story of invasion. *Tentacle* 11: 8-9.
- DUFECH A.P.S.; FIALHO C.B. 2007. Biologia populacional de *Pachyurus bonariensis* Steindachner, 1879 (Perciformes, Sciaenidae), uma espécie alóctone no sistema hidrográfico da laguna dos patos, Brasil. *Biota Neotropica*, 7 (1): 105-110.
- ECOTECNOS CONSULTORES AMBIENTAIS. 2019. Plan de Monitoreo Verano 2019 – Bahia Mejillones- Fase de Operacion – Terminal Marítimo Interacid – Interacid Trading (Chile) S. A. Mejillones, Region Antofagasta. Limache 3405, Oficina 31-33, Edificio Reitz de las Empresas- El Salto, Viña del Mar. [info@neotecnos.cl](mailto:info@neotecnos.cl).
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – [https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01\\_73\\_711200516719.html#:~:text=O%20monitorament](https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_73_711200516719.html#:~:text=O%20monitorament)



o%20ambiental%20%C3%A9%20um,tend%C3%AAs%20ao%20longo%20d  
o%20tempo. Consultado em março 2022

- ENDRESEN, Ø.; BEHRENS, H.L.; BRYNESTAD, S.; ANDERSEN, A.B.; SKJONG, R. 2004. Challenges in global ballast water management. *Marine Pollution Bulletin*
- ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. e T.K.S. BJORNBERG. 1995. Sobre a ocorrência de *Temora turbinata* (Dana, 1849) em águas costeiras e de plataforma do Brasil. VI Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar-COLACMAR, Mar del Plata, Argentina. p. 73. (resumos)48(7): 615-623.
- EXCOFFIER, L.; LAVAL, G.; SCHNEIDER, S. 2005. Arlequin ver. 3.0: an integrated software package for population genetics data analysis. *Evol. Bioinform.* 1, 47-50.
- FERNANDES, L.F.; ZEHNDER-ALVES, L.; BASSFELD, J. 2001. The recently established diatom *Coscinodiscus wailesii* (Coscinodiscales, Bacillariophyta) in Brazilian waters. I: remarks on morphology and distribution. *Phycol. Res.* 49:89-96.
- FERREIRA, C.E.L.; JUNQUEIRA, A.O.R.; VILLAC, M.C.; LOPES, R.M. 2009. Marine bioinvasions in the Brazilian coast: brief report on history of events, vectors, ecology, impacts and management of non-indigenous species. In: RILOV, G.; CROOKS, J.A. (Eds.). *Biological invasions in marine ecosystems: Ecological, management, and geographic perspectives*. Berlin, Heidelberg: Springer, 204:49-477.
- FOWLER, A. E.; FORSSTRÖM, T.; NUMERS, M. V.; VESAKOSKI, O. 2013. The North American mud crab *Rhithropanopeus harrisi* (Gould 1841) in newly colonized Northern Baltic Sea: distribution and ecology. *Aquatic Invasions*, v. 8 (I), p. 89-96.
- GARCIA, J.; CABRAL, H.; SCHUBART, C. D. 2010. High regional differentiation in a North American crab species throughout its native range and invaded European waters: a phylogeographic analysis. *Biol. Invasions* 12 (1), 253-263.
- GREGG, M.; RIGBY, G.; HALLENGRAEFF, G.M. 2009. Review of two decades of progress in the development of management options for reducing or eradicating



- phytoplankton, zooplankton and bacteria in ship's ballast water. *Aquat. Invasions* 4 (3), 521–565.
- HAIMOVICI, M.; VASCONCELLOS, M.; KALIKOSKI, D.G.; ABDALAH, P.; CASTELLO, J.P.; HELLEBRANDT, D. 2006. Diagnóstico da pesca artesanal no Estado do Rio Grande do Sul.
- HALL, T. A. 1999. Bioedit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. In: *Nucleic Acids Symposium Series*. Information Retrieval Ltd., London.
- HAKENKAMP, C.C.; MARGARET, A.P. 1999. Introduced bivalves in freshwater ecosystems: the impact of *Corbicula* on organic matter dynamics in a sandy stream. *Oecologia* 119: 445-451.
- HARDING, J.M.; MANN, R.; KILDUFF, C.W. 2007. The effects of female size on fecundity in a Large marine gastropod *Rapana venosa* (Muricidae). *J. Shellfish Res.*, 26: 33–42. [https://10.2983/0730-8000\(2007\)26\[33:TEOFSO\]2.0.CO;2](https://10.2983/0730-8000(2007)26[33:TEOFSO]2.0.CO;2).
- HARTLEY, J. L.; BOWEN, H. 1996. PEG precipitation for selective removal of small DNA fragments. *Focus*, 18, 27.
- HEBERT, P.D.N.; RATNASINGHAM, S.; DE WAARD, J.R. 2003. Barcoding animal life: cytochrome c oxidase subunit 1 divergences among closely related species. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, v. 270(1), p. S96-S99.
- HEGELE-DRYWA, J.; THIERCELIN, N.; SCHUBART, C. D.; NORMANT-SAREMBA, M. 2015. Genetic diversity of the non-native crab *Rhithropanopeus harrisi* (Brachyura: Panopeidae) in the Polish coastal waters an example of patchy genetic diversity at a small geographic scale. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, v. 44, n. 3, p. 305-315.
- HUANG, L.; JIAN, W.; SONG, X.; HUANG, X.; LIU, S.; QIAN, P.; YIN, K.; WU, M. 2004. Species diversity and distribution for phytoplankton of the Pearl River estuary during rainy and dry seasons. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 588-596.



- INTERNATIONAL COUNCIL FOR THE EXPLORATION OF THE SEA - ICES, 2004. Alien species alert: *Rapana venosa* (veined whelk). In: Mann, R., Occhipinti, A., Harding, J.M. (Eds.), ICES Cooperative Research Report 264.
- IMO 2017, The International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments, 2004 (BWM Convention).
- ISOM, B.G. 1986. Historical review of Asiatic clam (*Corbicula*) invasion and biofouling of waters and industries in the Americas. In: JC Britton (ed.), Proceedings of the Second International *Corbicula* Symposium, American Malacological Bulletin - Special edition no. 2.
- JAZDZEWSKI, K.; KONOPACKA, A. 1993. Survey and distribution of Crustacea Malacostraca in Poland. *Crustaceana*, 65: 176-191.
- JING, L.; CHEN, B.; ZHANG, B.; PENG, H. 2012. A review of ballast water management practices and challenges in harsh and arctic environments. *Environ. Rev.*, 20 (2): 83-108
- JIVALUK, J. 2001. Composition, abundance and distribution of zooplankton in the South China Sea, Area IV: Vietnamese waters. In: *Proceedings of the Fourth Technical Seminar on Marine Fishery Resources Survey in the South China Sea, Area IV: Vietnamese Waters, 18-20 September 2000*. Secretariat, Southeast Asian Fisheries Development Center, p. 77-93.
- KEITH, D.E. 2007. Occurrence of the estuarine mud crab, *Rhithropanopeus harrisi*, in Texas reservoirs. <http://www.tarleton.edu/~biology/MudCrab.html>. Personal communication. Citadoem 23 de abril de 2007.
- KINAS, 2016. Boletim Estatístico da Pesca Marinha e Estuarina do Sul do Rio Grande do Sul. 82p.
- KUBITZA, F.; ONO, E.A.; CAMPOS, J.L. 2007 Os caminhos da produção de peixes nativos no Brasil: Uma análise da produção e obstáculos da piscicultura. *Panorama da Aquicultura*, Rio de Janeiro, 102: 14-23.



- LACOMBE, D.; MONTEIRO, W. 1974 Balanídeos como indicadores de poluição na Baía de Guanabara. *Revista Brasileira de Biologia*, 34 (4): 633-644.
- LEAL, M.; BREMM, C.; SCHULZ, U.H. 2009 Lista da ictiocenose da Bacia do Rio dos Sinos, sul do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 35(2): 307-317.
- LEAL NETO, A.C. 2007. Identificando similaridades: Uma aplicação para a avaliação de risco de água de lastro. PhD thesis. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).
- LI, K. Z.; YIN, J. Q.; HUANG, L. M.; TAN, Y. H. 2006. Spatial and temporal variations of mesozooplankton in the Pearl River estuary, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 543-552.
- LOWE, S.; BROWNE, M.; BOUDJELAS, S. 2004. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialistgroup of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12pp
- LUU, P. T. 2017a. The seasonal and spatial variations of phytoplankton communities in correlations with environmental factors in the Dong Nai river, Vietnam. *Journal of Science, Natural Sciences and Technology*, Vol. 14, Nº 3, 149-161.
- LUU, P. T. 2017b. Comparison between water quality index (WQI) and biological índices, based on planktonic diatom for water quality assessment in the Dong Nai River, Vietnam. *Pollution*, 3 (2): 311-323.
- MADHUPRATAP, M.; HARIDAS, P. 1990. Zooplankton, especially calanoid copepods, in the upper 1000 m of the south-east Arabian Sea. *Journal of Plankton Research*, 12 (2): 305-321.
- MANN, R.; HARDING, J.M. 2000. Invasion of the North American Atlantic coast by a large predatory Asian mollusc. *Biol. Invasions*, 2: 7-22.



- MANSUR, M.C.D.; PEREIRA, D. 2006. Bivalves límnicos da bacia do rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil (Bivalvia, Unionoidea, Veneroidea e Mytiloidea). *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (4): 1123–1147.
- MANSUR, M.C.D.; RICHINITTI, L.M.Z.; DOS SANTOS, C.P. 1999. *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857), molusco bivalve invasor na bacia do Guaíba Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, 69: 99-116.
- MANSUR, M.C.D; SANTOS, C.P; DARRIGRAN, G.; HEYDRICH, I.; CALLIL, C.T.; CARDOSO, FR. 2003. Primeiros dados qualiquantitativos do mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), no lago Guaíba, Bacia da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasão no novo ambiente. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, 20 (1): 75-84.
- MARENZI, A.W.C; BRANCO, J.O. 2005. The mussel *Perna perna* (Linnaeus) (Bivalvia, Mytilidae) in culture at the Armação of the Itapocoroy, Santa Catarina, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (2): 394-399.
- MARQUES, A.C.; LOFUTO, L.V.C.; PAIVA, P.C.; CHAVES, P.T.C.; LEITÃO, S.N (GuestEditors). 2013. Exotic benthic species in São Sebastião, Brazil - "Proceedings of the 3rd Brazilian Congress of Marine Biology" .*Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 41(2): 265-285p.
- MENEZES, N.A. 2003. Família Acestrorhynchidae In Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America (R.E. Reis, S.O. KullandereC.J. Ferraris, Jr., eds.). Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. 432-433.
- MILLS, L.; LEACH, J.H.;CARLTON, J.T; SECOR, C.L. 1993. Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions *J. Great Lakes Res.*, 19 (1): 1-54
- MÖLLER, Osmar; FERNANDES, Elisa. *HIDROLOGIA E HIDRODINÂMICA. O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações*. Rio Grande: Furg, 2009. 180 p.





- MUXAGATA, E.; GLOEDEN, I.M. 1995. Ocorrência de *Temora turbinata* Dana, 1849 (Crustacea: Copepoda) no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Nauplius*, 3:163-164.
- NAYLOR, R.L.; WILLIAMS, S.L.; STRONG, D.R. 2001. Aquaculture - a gateway for exotic species. *Science*, 294: 1655-1656. PMID:11721035. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1064875>
- NEUNFELD, A. 2014. Distribuição e abundância das larvas do camarão-rosa *Penaeus paulensis* na zona de arrebentação no Sul do Brasil. 2016. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) - Universidade Federal do Rio Grande, 135p.
- NISC, National Invasive Species Council. 2001. Meeting the Invasive Species Challenge: National Invasive Species Management Plan. 90 pp.
- NING, X., CHAI, F., XUE, H., CAI, Y., LIU, C., SHI, J. 2004. Physical-biological oceanographic coupling influencing phytoplankton and primary production in the South China Sea. *Journal of Geophysical Research*, 109, C 10005, doi: 10.1029/2004JC002365.
- NOLETO-FILHO, E.M.; PUCCIARELLI, P.; DUMONT, L.F.C. 2017. Spatial and temporal variation in juvenile size distribution of the pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) in the Patos Lagoon Estuary, Brazil. *Marine Biology Research*, 13: 62-73.
- NRC - NATIONAL RESEARCH COUNCIL MARINE BOARD. 1996. Stemming the Tide: Controlling Introductions of Nonindigenous Species by Ship's Ballast Water. Committee on Ship's Ballast Operations, Marine Board, Commission on Engineering and Technical Systems, NRC. National Academy Press, Washington, D.C.
- ODEBRECHT, C.; MENDEZ, S.; GARCIA, V.M.T. 1997. Oceanographic processes and HAB in the subtropical southwestern Atlantic (28–36° S). In: VIII International Conference on Harmful Algae. Vigo (Spain) (Abstract).



- OSTENFELD, C.H. 1908. On the immigration of *Biddulphia sinensis* Grev. and its occurrence in the North Sea during 1903–1907. Meddelelser Fra Kommissionen Fur Danmarks Fiskeri-og Havundersogelser. Serie Plankton 1, No 6
- OYAKAWA, O.T. 2003. Family Erythrinidae. In Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America (R. Reis, S. Kullandere C. Ferraris eds.). EDIPUCRS, Porto Alegre, 238-240.
- PAIVA, M.P. 1974. Crescimento, alimentação e reprodução de traíra, *Hoplias malabaricus* (Bloch), no nordeste brasileiro, Fortaleza: Imprensa Universitária da UFC, 32p.
- PALMA, S., APABLAZA, P. 2004. Abundância estacional y distribución vertical del zooplancton gelatinoso carnívoro en una área de surgencia em el norte del Sistema de la Corriente de Humboldt. Investigaciones Marinas, Valparaíso, 32 (1): 49-70.
- PANDA, S. S., DHAL, N. K., PANDA, C. R. 2012. Phytoplankton diversity in response to abiotic factors along Orissa coast Bay of Begal. *International Journal of Environmental Sciences*, 2, (3), 1818-1832.
- PASTORINO, G.; DARRIGRAN, G.; MARTIN, S.; LUNASCHI, L. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevobivalvo em águas del Rio de La Plata. *Neotropica*, 39: 101- 102.
- PASTORINO, G.; PENCHASZADEH, P.E.; SCHJTER, L.; BREMEC, C. 2000. *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) (Mollusca: Muricidae): a new gastropod in south Atlantic waters. *J. Shellfish Res.*, 19: 897-899.
- PERSICH, G.; KULIS, D.; LILLY, E.; ANDERSON, D.; GARCIA. V.M.T. 2006. Probable origin and toxin profile of *Alexandrium tamarens* (Lebour) Balech from southern Brazil Harmful Algae, 5: 6–44.
- PETERSEN, C. 2006. Range expansion in the northeast Pacific by an estuary mud crab - a molecular study. *Biological Invasions*, 8: 565-576.



- PETRERE, JR. 1989. Amazon fisheries: assessment methods, current status and management options. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science, 385-398.
- PETTERS, S. W. 1983. Gulf of Guinea planktonic foraminiferal biochronology and geological history of the South Atlantic. Journal of Foraminiferal Research, 13 (1): 32-59.
- PINTO, R.F.; OLIVEIRA, C.L.C.; COLOMBO, P.; FIALHO, C.B.; MALABARBA, L.R. 2001. Primeiro registro de *Pachyurus bonariensis* (Steindachner, 1879) (Perciformes, Sciaenidae) para o sistema da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. Resumo In: XIV Encontro Brasileiro de Ictiologia, Unisinos, São Leopoldo.
- PROJECTO-GARCIA, J., CABRAL, H., SCHUBART, C. D. 2010. High regional differentiation in a North American crab species throughout its native range and invaded European waters: a phylogeographic analysis. Biological Invasions, 12, 253-263. <https://doi:10.1007/s10530-009-9447-y>.
- QINGSHAN, L., JUN, S., ZHILIANG, S., SHUQUN, S., MIN, W. 2006. Phytoplankton assemblage of Yangtze River Estuary and the adjacent East China Sea in summer, 2004. *Journal of Ocean University of China*, 5(2), 123-131.
- RAI, S.V., RAJASHEKHAR, M. 2014. Seasonal assessment of hydrographic variables and phytoplankton community in the Arabian Sea waters of Kerala, southwest coast of India. *Brazilian Journal of Oceanography*, 62 (4): 279-293.
- RAKHESH, M.; RAMAN, A. V., SUDARSAN, D. 2006. Discriminating zooplankton assemblages in neritic and oceanic waters: A case for the northeast coast of Índia, Bay of Bengal. *Marine Environmental Research*, 61, 93-109.
- REZAI, H.; YUSOFF, F. Md.; ARSHAD, A.; KAWAMURA, A.; NISHIDA, S., ROSS, O. B. H. 2004. Spatial and temporal distribution of copepods in the Straits of Malacca. *Zoological Studies*, 43 (2), 486-497.



- RICCIARDI, A. 1998. Global range expansion of the asian mussel *Limnoperna fortunei* (Mytilidae): another fouling threat to freshwater systems. *Biofouling*, 13(2): 97-106.
- RODRÍGUEZ, L., ZÁRATE, O., OYARCE, H. 1986, Produccion primaria del fitoplancton y su relacion con la temperatura, oxigeno, nutrientes y salinidade en la Bahia de Mejillones del Sur. *Revista de Biología Marina, Valparaíso*, 22 (1): 75-96.
- ROCHE, D. G.; TORCHIN, M. E. 2007. Established populations of the North American Harris mud crab *Rithropanopeus harrisi* (Gould, 1841)(Crustacea: Brachyura: Xanthidae) in the Panama Canal. *Aquatic Invasions*, 2: 1055-161.
- ROZAS, J.; FERRER-MATA, A.; SÁNCHEZ-DEL-BARRIO, J. C.; GUIRAO-RICO, S.; LIBRADO, P.; RAMOS-ONSINS, S. E.; SÁNCHEZ-GRACIA, A. 2017. DNASP v6: DNA sequence polymorphism analysis of large datasets. *Mol. Biol. Evol.* 34 (12), 3299-3302. <https://doi:10.1093/molbev/msx248>.
- RUIZ, G.M.; CARLTON, J.T.; GROSHOLZ, E.D.; HINES, A.H. 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *Am. Zool.* 37, 621–632. <https://doi.org/10.1093/icb/37.6.621>
- SACCOL-PEREIRA, A.; MILANI, P.C.C.; FIALHO, C.B. 2006. Primeiro registro de *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 (Characiformes, Acestrorhynchidae) no sistema da laguna dos Patos , Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica* 6(3): bn00706032006.
- SALA, O.E.; CHAPIN III, F.S.; ARMESTO, J.J.; BERLOW, E.; BLOOFIELD, J. DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E. H.; HUENNEKE, L.F.; JACKSON, R.B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D.M.; MOONEY, H.A.; OESTERHELD, M.; POFF, N.L.; SYKES, M.T.; WALKER, B.H.; WALKER, M.; WALL, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.
- SAMBROOK, K. J.; FRITSCH, E. F.; MANIATIS, T. *Molecular Cloning: a Laboratory Manual*. 2ª edição. New York: Cold Spring Harbor University Press, 1989.
- SEELIGER, Ulrich; ODEBRECHT, Clarisse; CASTELLO, J. P. (ed.). *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Rio Grande: Ecoscientia, 1998. 341



- p.SHIELDS, J.D.; BEHRINGER, D.C. 2004. A new pathogenic virus in the Caribbean spiny lobster *Panulirus argus* from Florida. *Dis Aquat Org*, 59:109–118.
- SILVA, E. D. e BARROS, F. 2011. Macrofauna bentônica introduzida no Brasil: lista de espécies marinhas e dulcícolas e distribuição atual. *Oecologia Australis*, 15(2), 326-344.
- SILVEIRA, N.G. 2002. A influência da atividade portuária na introdução de espécies exóticas de cracas (Cirripedia: Balanidae) na Baía de Sepetiba - RJ. Rio de Janeiro, 42 f. Monografia em Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
- SIMAKOVA, U. V.; ZALOTA, A. K.; SPIRIDONOV, V. A. 2017. Genetic Analysis of Population Structure of Alien North American mud crab *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) in the Black-Sea- Caspion Region. *Russian Journal of Biological Invasions*, v. 8, p. 168-177.
- SMITH, S.; ROMAN, M.; PRUSOVA, I.; WISHNER, K.; GOWING, M.; CODISPOTI, L. A.; BARBER, R.; MARRA, J.; FLAGG, C. 1998. Seasonal response of zooplankton to monsoonal reveals in the Arabian Sea. *Deep-Sea Research II* , 45: 2369-2403.
- SPOTORNO-OLIVEIRA, P.; LOPES, R.P.; LARROQUE, A.; MONTEIRO, D.; DENTZIEN-DIAS, P.; TÂMEGA.F.T.S. 2020. First detection of the non-indigenous gastropod *Rapana venosa* in the southernmost coast of Brazil. *Continental Shelf Research*, 194:104047.
- SURIANI, A.L.; FRANÇA, R.S.; ROCHA, O. 2007. A malacofauna bentônica das represas do médio Tietê e uma avaliação ecológica das espécies exóticas invasoras, *Melanoides tuberculatae* *Corbicula fluminea*. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(1): 21-32.
- TAMURA, K., STECHER, G., PETERSON, D., FILIPSKI, A., KUMAR, S. 2013. Phylogenetic and molecular evolutionary analyses were conducted using MEGA version 6.0. *Molecular Biology and Evolution*: 30, 2725-2729.



- TANAKA, O. 1963. The pelagic copepods of the Izu region, middle Japan. Systematic account IX. Families Centropagidae, Pseudodiaptomidae, Temoridae, Metridiidae and Lucicutiidae. Publ. Seto Mar.Biol.Lab., 11:7-56.
- TARRAN, G.A., BURKILL, P.H., EDWARDS, E.S., MALCOLM, E., WOODWARD, S. 1999. Phytoplankton community structure in the Arabian Sea during and after the SW monsoon, 1994. Deep-Sea Research II, 46: 655-676.
- TAVARES, M.; MENDONÇA JR., JB. 2004. Introdução de Crustáceos Exóticos no Brasil: Uma Roleta Ecológica. Pp.59- 76. In: J.S.V. Silva e R.C.C.L. Souza (orgs.). Água de lastro e bioinvasão. Interciência, Rio de Janeiro. 224p.
- TAYLOR, F.J.R. 1985. The taxonomy and relationships of red tide flagellates. In: Anderson, D. M., White, A. W., Baden, D. G. (Eds.), Toxic Dinoflagellates. Elsevier, NY, 11–26.
- THOMPSON, J. D.; HIGGINS, D. G.; GIBSON, T. J. 1994. Clustal W: improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, position-specific gap penalties and weight matrix choice. Nucleic Acids Res. 22, 4673-4680.
- TROCA, D.F.A.; VIEIRA, J.P. 2012. Potencial invasor dos peixes não nativos cultivados na região costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. Bol. Inst. Pesca, São Paulo, 38(2): 109 – 120.
- USC., 2001. The science of invasive species. [http://www.ucsusa.org/global\\_environment/invasive\\_species/index.cfm](http://www.ucsusa.org/global_environment/invasive_species/index.cfm). (Acesso em 29/12/2008).
- VALENTE-MOREIRA, I.M. 1987. The marine and estuarine diatom flora in the balnearies of Canoas and Ipanema, Paraná State, Brazil. Estudos Biologia, 17: 26–48.
- VARGAS, C. A., GONZÁLEZ, H. E. 2004b. Plankton community structure and carbon cycling in a coastal upwelling system. II. Microheterotrophic pathway. *Aquatic Microbial Ecology*, vol.34:165-180.



- VEITENHEIMER-MENDES, I. 1981. *Corbicula manilensis*, (Philippi, 1844) molusco asiático, na Bacia do Jacuí e do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil (Bivalvia, Corbiculidae). *Iheringia, Série Zoologia*, 60: 63-74.
- VERVOORT, W. 1965. Pelagic Copepoda. Part 11. Copepoda Calanoida of the families Phaennidae up to and including Acartiidae, containing the description of a new species of Aetideidae. *Atlantide Report*, 8 9 - 216
- WALTHER, G.; ROQUES, A.; HULME, P.E.; SYKES, M.T.; PYSEK, P.; KUHN, I.; ZOBEL, M. 2009. Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology e Evolution*, 24(12): 686-93
- WANG, L.; CHEN, Q.; HAN, R.; WANG, B., TANG, X. 2016. Zooplankton community in Yangtse River Estuary and adjacent sea areas after the impoundment of Three Gorges Reservoir. *Annales de Limnologie International Journal of Limnology*, 52, 273-284.
- WRIGHT, S. 1978. *Evolution and Genetics of Population: the Theory of Gene Frequencies*. University of Chicago Press, Londres.
- YU, P., MII, H., MURAYAMA, M., CHEN, M. 2008. Late Quaternary Planktic Foraminifer Fauna and Monsoon Upwelling Records from the Western South China Sea, Near the Vietnam Margin (IMAGES MD012394). *Terrestrial, Atmospheric and Ocean Sciences*, 19 (4), 347-362. doi: 10.3319/TAO.2008.19.4.347(IMAGES).
- ZAITSEV, Y.; OZTIIRK, B. 2001. Exotic species in the Aegean, Marmara, Black, Azov and Caspian Seas. *Turkish Marine Research Foundation*. 160: 125-126.
- ZOLOTAREV, V. 1996. The Black Sea ecosystem changes related to the introduction of new mollusks species. *Mar. Ecol.* 17, 227–236. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.1996.tb00504.x>.



Nome	Formação	CTF	CPF	Link Lattes	Assinatura.
Luiz Felipe Cestari Dumont	Dr. Oceanografia Biológica	71905430078	719054300-78	<a href="http://lattes.cnpq.br/7046983391289517">http://lattes.cnpq.br/7046983391289517</a>	
Roberta Araujo Barutot	Dra. Oceanografia Biológica	2337499	707169600-44	<a href="http://lattes.cnpq.br/6316319907659168">http://lattes.cnpq.br/6316319907659168</a>	
Rony Roberto Ramos Vieira	Dr. Oceanografia Biológica	7288069	334.740.362-20	<a href="http://lattes.cnpq.br/3699559641417337">http://lattes.cnpq.br/3699559641417337</a>	
Maria Cristina Flores da Silva	Dra. Genética	6666096	238.643.110-04	<a href="http://lattes.cnpq.br/5182127736672450">http://lattes.cnpq.br/5182127736672450</a>	
Ileana Ortega	Dra. Oceanografia Biológica	6141822	874.381.350-04	<a href="http://lattes.cnpq.br/2617380886070662">http://lattes.cnpq.br/2617380886070662</a>	