



Janeiro/2024

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°1196/2022– 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 janeiro a dezembro de 2023. O presente relatório inclui os resultados que já contemplam os novos objetivos adicionados durante a última renovação do contrato (2022). Os novos objetivos incluem uma análise molecular da diversidade genética e fonte de invasão do caranguejo invasor *Rhithropanopeus harrisi*, assim como uma modelagem de cenário que indica possíveis expansões populacionais frente a diferentes condições ambientais. Adicionalmente, foi incluída uma análise de previsão de safra do camarão-rosa a partir de ferramentas de aprendizado de máquina (Bauer et al., 2014).*

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⁻¹ 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.

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).

A elevada variação no recrutamento é uma característica das populações de peneídeos (D'Incao *et al.*, 2002), família a qual pertence o camarão-rosa. O complexo ciclo de vida dessa espécie possui alta dependência de fatores ambientais dificultando o entendimento de quais variáveis são relevantes em seu processo de recrutamento. 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. Dessa forma, é necessária uma combinação ideal entre condições ambientais e disponibilidade de biomassa de larvas para que a produção pesqueira tenha sucesso. Nesse contexto, entender os principais fatores que determinam esse sucesso são fundamentais para o desenvolvimento de modelos preditivos de biomassa. Muitas abordagens analíticas vem sendo aplicadas, mas as técnicas de aprendizado de máquinas tem se destacado nesta área do conhecimento.



Através deste ferramenta pretende-se prever o comportamento da safra no ELP e identificar variáveis ambientais e/ou ecológicas relevantes neste processo.

Para responder a estas perguntas, serão utilizados algoritmos clássicos de mineração de dados para classificação, como árvores de decisão, SVM e regras de associação, empregados em conjunto de dados com técnicas de metaaprendizado. Para a aplicação dos algoritmos e técnicas de classificação é proposta uma metodologia que utiliza dados de meses anteriores em relação a safra a ser predita. Um conjunto de atributos é inicialmente selecionado com base no conhecimento de especialistas, na confiabilidade e periodicidade de atualização dos dados. A composição do conjunto de atributos varia de acordo com a resposta observada nos modelos construídos. Os classificadores são avaliados utilizando, dentre outros, um índice específico para problemas de classificação em que exista uma relação inerente de ordem entre as classes (Bauer *et al.*, 2014)

1.2 Espécies exóticas

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 μm , por metro cúbico
- 2) Menos de 10 organismos viáveis por ml com tamanho entre 10 e 50 μm
- 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⁻³ 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 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 de *Temora turbinata* foram identificados. 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 harrisii* (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 Jr, 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. harrisii* 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 Oztiirk, 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 Oztiirk, 2001). No Texas (EUA), *R. harrisii* 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 Oztiirk, 2001), e esse processo deve ser investigado através do monitoramento ambiental de longo prazo (Zaitsev e Oztiirk, 2001), justificando a importância de uma análise populacional assim como genética desta espécie em locais de invasão recente. Para esta abordagem, foi selecionado o DNA mitocondrial, já que 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.

Resíduos sólidos

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, arrasto de fundo e coletores fixos.
- Analisar a variabilidade espacial e temporal da comunidade zooplanctônica
- Relacionar as possíveis ocorrências das espécies do zooplâncton descritas na análise da água de lastro (PSP) com aquelas encontradas nas

coletas do ELP

- Avaliar a distribuição e abundância do caranguejo invasor *R. harrisii* através de coletores fixos e a sua variabilidade genética e potencial fonte de invasão através do marcador mitocondrial Citocromo C Oxidase Subunidade I.
- Monitorar os resíduos sólidos presentes nas 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.
- Utilizar um modelo físico-biológico para previsão da safra do camarão-rosa
- Utilizar um modelo de expansão geográfica para simular cenários possíveis para a expansão do caranguejo invasor *R. harrisii*.

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 janeiro e abril de 2023, distribuídos em três pontos dentro do Estuário da Lagoa dos Patos. Tais pontos foram definidos como: Barra, Museu e Ilha (Bandeirinhas) (Figura 1). Conforme solicitado em parecer do IBAMA, todos os dados da série histórica entre 2014 e 2022 foram incluídos nas análises contidas nesse relatório.

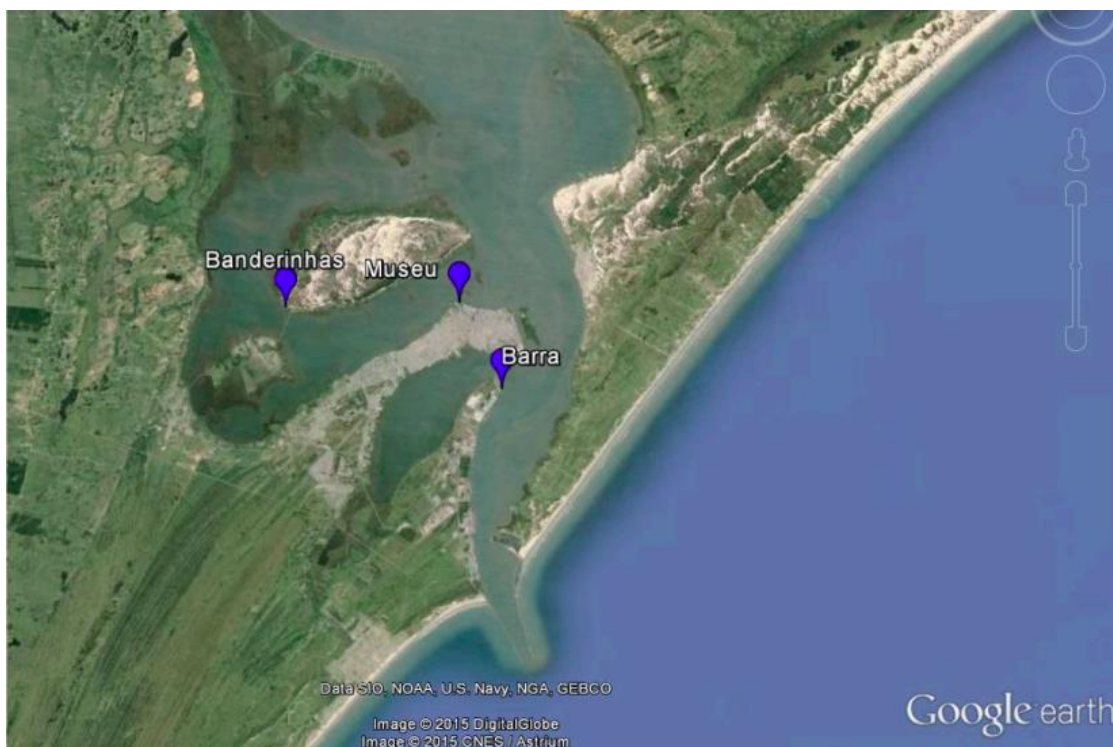


Figura 1. Área de estudo e pontos de coleta com armadilhas para *R. harrisii*.

Foram utilizados, em cada ponto, dois coletores confeccionados para a captura da espécie (Figura 1), 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 2. 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 3). Os indivíduos foram classificados em juvenis, adultos e fêmeas ovígeras.



Figura 3. 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 4).

Durante as coletas foram obtidas amostras de zooplâncton utilizando uma rede cilindro-cônica com arrastos oblíquos e malha de 300 μm . 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 5). 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 6), 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 6). 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.

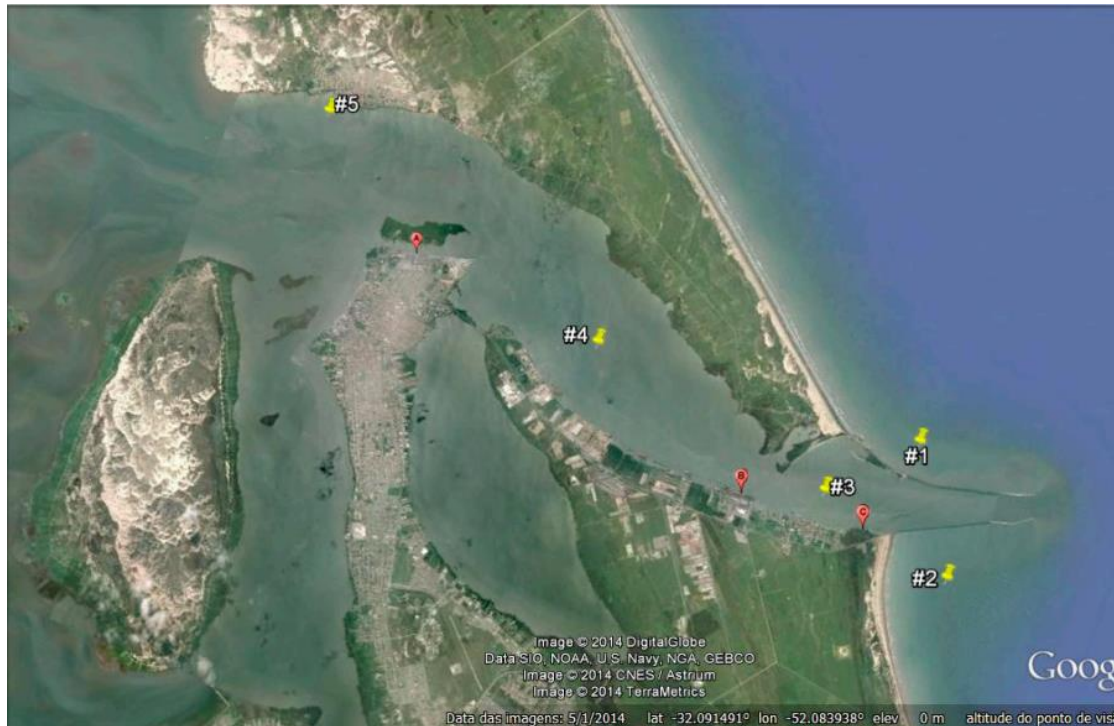


Figura 4. Em amarelo as estações amostrais realizadas durante os embarques com a LOc. Larus e embarcação de pesca. A estação #1 foi excluída das amostragens por apresentar grande dificuldade de acesso com as embarcações disponíveis.



Figura 5. LOc.Larus, e coletas de zooplâncton e fauna demersal e bentônica.



Figura 6. Embarcação de pescador utilizada nas coletas de arrasto de fundo e plâncton.

Análise de previsão de safra do camarão-rosa

Com o objetivo de melhorar a previsão sobre a produtividade da safra foi proposto o objetivo de analisar o complexo ciclo de vida do camarão-rosa encontrado no Estuário da Lagoa dos Patos (ELP), no município de Rio Grande (Rio Grande do Sul, Brasil), por meio do uso de técnicas de aprendizado de máquina. Dois objetivos são estabelecidos: prever o comportamento da safra no ELP e identificar variáveis ambientais e/ou ecológicas relevantes neste processo.

Algoritmos clássicos de mineração de dados para classificação, como árvores de decisão, SVM e regras de associação, são empregados em conjunto com técnicas de metaaprendizado. Para a aplicação dos algoritmos e técnicas de classificação é proposta uma metodologia que utiliza dados de meses anteriores em relação a safra a ser predita. Um conjunto de atributos é inicialmente selecionado com base no conhecimento de especialistas, na confiabilidade e periodicidade de atualização dos dados. A composição do conjunto de atributos varia de acordo com a resposta observada nos modelos construídos. Os classificadores são avaliados utilizando, dentre outros, um índice

específico para problemas de classificação em que exista uma relação inerente de ordem entre as classes. Para maiores detalhes sobre o método, consultar Bauer *et al.*, 2014.

3.4 Diversidade genética e análise da origem da invasão do caranguejo

Rhithropanopeus harrisi

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°C.

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 7). 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 7) 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.

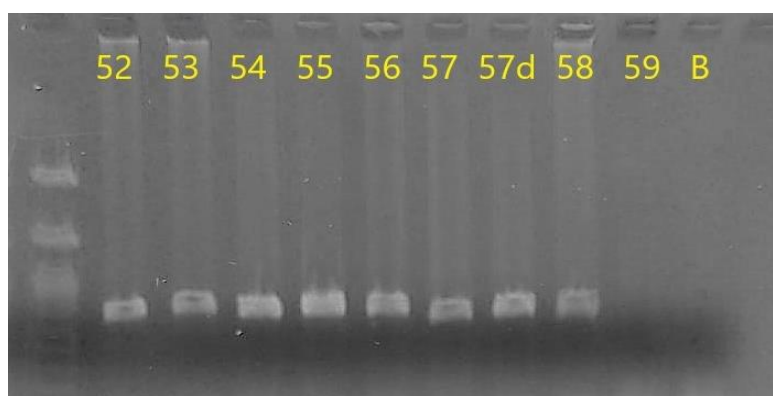


Figura 7 - Perfil eletroforético de bandas de *Rhithropanopeus harrisii* (52 a 59) obtidos através da amplificação pelos primers acima citados. B: branco e na coluna 1 o marcador de peso molecular (Ladder)

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 harrisii* 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 (π) 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.

Análise de expansão demográfica do caranguejo invasor *R. harrissi*

A extensão geográfica de treino dos modelos e as amostras de background foram restritas a área de captura da espécie dentro do Estuário da Lagoa dos Patos (51°30'00"W - 52°39'60"W e 30°35'00"N - 32°35'00"S). Posteriormente, os modelos foram preditos para a região costeira Sul do Brasil (Santa Catarina e Rio Grande do Sul), Uruguai e norte da Argentina. Como uma forma de limitar a área de extensão dos modelos apenas a áreas biologicamente relevantes, a extensão de estudo foi limitada a faixa batimétrica entre 0 a 100m.

Dados bióticos

Para a geração dos modelos foram utilizados registros primários georreferenciados de captura de *Rhithropanopeus harrissi* dentro do Estuário da Lagoa dos Patos. Esses registros compreenderam 4 pontos de ocorrência denominados Bandeirinhas, Museu, Barra e São Lourenço do Sul. O conjunto de dados utilizado nesse estudo foi apenas de



presença (PO), significando que registros de ausências não foram considerados (Bryn *et al.*, 2021).

Cenário dos modelos

Inicialmente os modelos de adequabilidade de habitat foram calibrados e preditos para o tempo presente. Posteriormente, os modelos calibrados no tempo presente foram projetados para diferentes cenários climáticos futuros previstos para médio prazo (2050) e longo prazo (2100). Para isso, utilizamos os cenários climáticos projetados pelo 5º Relatório de Avaliação do IPCC, baseados nos Caminhos Representativos de Concentração para modelagem do clima (do inglês, Representative Concentration Pathways - RCPs). Os RCPs representam possíveis caminhos para os principais agentes propulsores das mudanças climáticas, assim como também indicam as tendências sobre a temperatura global. O valor do RCP indica valor de forçante radioativa ou fluxo de radiação, sendo expresso em Watts por metro quadrado ($W m^{-2}$) (van Vuuren *et al.*, 2011). Esse valor traduz a tendência de concentração de gases do efeito estufa e uso do solo até o final do século, com valores baixos representando cenários mais otimistas (menor efeito estufa) e valores mais altos, cenários mais extremos (maior efeito estufa).

Dentre os cenários disponíveis, usamos as camadas para as condições ambientais futuras RCP 4,5, RCP 6,0 e RCP 8,5. Desse conjunto, os RCPs 4,5 e 6,0 são cenários considerados como intermediários e caracterizados pela estabilização da emissão de gases do efeito estufa até o fim do século, assumindo concentração constante após o ano de 2150. Já o RCP 8,5 é um cenário mais pessimista e extremo pois considera a contínua elevação das emissões de gases estufa ao longo do tempo. Para permitir a comparação entre as projeções, tanto os modelos de nicho elaborados para o cenário



climático atual quanto os modelos projetados para os cenários futuros utilizaram as mesmas variáveis e seguiram os mesmos procedimentos de recorte.

Dados abióticos

Inicialmente foi selecionado um conjunto de 18 camadas ambientais marinhas a nível global, que podem agir como determinantes na distribuição atual do caranguejo e que tinham camadas correspondentes disponíveis nos cenários futuros. O conjunto foi composto de 16 camadas bioclimáticas dinâmicas de acordo com os diferentes cenários de RCP, provenientes da base de dados Bio-ORACLE v.2.2 (Assis *et al.*, 2018) e 2 camadas topográficas estáticas provenientes da base de dados MARSPEC (Sbrocco e Barber, 2013), padronizadas com resolução espacial de 5 arcminutos ($0,08^\circ$ ou 9,2 km no equador). As camadas foram obtidas através do pacote 'sdmpredictors' (Bosch, 2020) e padronizadas (Zuur *et al.*, 2010) antes de seguir para as análises posteriores. Uma análise de correlação de Pearson (Pacote 'ENMTools' – Warren e Dinnage, 2020) e fator de inflação de variância (VIF, pacote 'usdm' – Naimi *et al.*, 2014) foram aplicadas entre todas as possíveis combinações das variáveis iniciais, como forma de analisar a correlação e multicolinearidade entre as camadas (Marquardt, 1970) e evitar sobreajuste dos modelos. Apenas variáveis com correlação abaixo de 0,7 e VIF menor ou igual a 4 foram mantidas para a construção dos modelos. A bioecologia do conjunto de espécies avaliadas foi utilizada como critério para a seleção de quais variáveis deveriam ser mantidas ou retiradas da construção dos modelos. Ao final, foram mantidas 11 variáveis climáticas que foram utilizadas como preditoras na construção dos modelos (Tabela 1).

Tabela 1 - Lista de variáveis ambientais marinhas usadas para construção de modelos de adequabilidade de habitat para *Rhithropanopeus harrisi*, nos cenários presente e futuro.

Código da camada	Nome	Descrição
bathy_5m	Batimetria	Profundidade do fundo do mar
biogeo06_bathy_slope_5m	Declive batimétrico	A inclinação batimétrica foi medida em graus variando de 0º (superfície plana) a 90º (inclinação vertical).
chlomax_ss	Concentração de clorofila (máxima)	Concentração máxima de massa de clorofila na superfície do mar
chlomean_ss	Concentração de clorofila (média)	Concentração média de massa de clorofila na superfície do mar
chlomin_ss	Concentração de clorofila (mínima)	Concentração mínima de massa de clorofila na superfície do mar
chlorange_ss	Concentração de clorofila (variação)	Variação da concentração de massa de clorofila na superfície do mar
curvelmax_bdmax	Velocidade de corrente (máximo em máxima profundidade)	Velocidade máxima da água do mar na profundidade máxima do fundo
curvelmin_bdmax	Velocidade de corrente (mínimo em máxima profundidade)	Velocidade mínima da água do mar na profundidade máxima do fundo
curvelmeans_bdmax	Velocidade de corrente (média em máxima profundidade)	Velocidade média da água do mar na profundidade máxima do fundo
curvelrange_bdmax	Velocidade de corrente (variação em máxima profundidade)	Variação da velocidade da água do mar na profundidade máxima do fundo
salinitymax_bdmax	Salinidade da água (máximo em máxima profundidade)	Salinidade máxima da água do mar no fundo na profundidade máxima do fundo
salinitymin_bdmax	Salinidade da água (mínimo em máxima profundidade)	Salinidade mínima da água do mar no fundo na profundidade máxima do fundo
salinitymean_bdmax	Salinidade da água (média em máxima profundidade)	Salinidade média da água do mar no fundo na profundidade máxima do fundo

Salinityrange	Salinidade da água (variação em máxima profundidade)	Variação da salinidade da água do mar no fundo na profundidade máxima do fundo
templtmax_bdmax	Temperatura da superfície do mar (máximo de longo prazo)	Temperatura máxima da superfície do mar em longo prazo
tempmin_bdmax	Temperatura da água do mar (mínimo em máxima profundidade)	Temperatura mínima da água do mar no fundo na profundidade máxima do fundo
tempmean_bdmax	Temperatura da água do mar (média em máxima profundidade)	Temperatura média da água do mar no fundo na profundidade máxima do fundo
temprange_bdmax	Temperatura da água do mar (variação em máxima profundidade)	Variação da temperatura da água do mar no fundo na profundidade máxima do fundo

Variáveis em **negrito** representam as camadas que foram mantidas como preditoras para os modelos, após os procedimentos de avaliação de correlação e colinearidade.

Algoritmos

Para a análise no espaço-G, foi utilizada uma técnica de agregação de resultados de diferentes algoritmos em um modelo consensual (ensemble). Esta técnica consiste na combinação de modelos que utilizam diferentes abordagens (Hao et al. 2020). Para esse estudo, foram utilizadas 3 abordagens diferentes para produzir os mapas de predição para a espécie: envelope climático - Random Forest – RF; Support Vector Machines – SVM (Guo et al., 2005); e máxima entropia (Phillips et al., 2006) implementado no MaxEnt versão 3.4.4 (Phillips et al., 2020). Os algoritmos foram escolhidos pelas suas popularidades e boas performances mesmo com baixo número de ocorrências. Para construir os modelos utilizamos o pacote ‘dismo’ v.1.3-5 (Hijmans et



al., 2017) para o algoritmo MaxEnt, 'kernlab' v.0.9-30 para o SVM (Karatzoglou *et al.*, 2004) e 'randomForest' v.4.7-1.1 para o Random Forest (Liaw e Wiener, 2002).

As escolhas e ajustes de configurações dos algoritmos para a modelagem é conhecido por afetar seu desempenho preditivo, porém esses ajustes é uma tarefa difícil quando se trabalha com um grande número de modelos de uma só vez (Merow *et al.*, 2013; Hao *et al.*, 2020). Por esse motivo, foram utilizadas as mesmas opções de ajustes padrão para todos os algoritmos entre todos os cenários avaliados.

Modelos de distribuição

Foram executadas 100 réplicas de cada modelo. Ao final, foi utilizada uma técnica de agregação de resultados (Ensemble) para gerar mapas de consenso. Esses mapas foram gerados, inicialmente padronizando todos as projeções e em seguida calculando a média dos resultados.

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.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Um total de 85 espécies foram capturadas entre janeiro e dezembro de 2023, sendo 58 no arrasto de fundo, 11 nos coletores fixos e 16 nas coletas de plâncton. Vale ressaltar que foi registrada a ocorrência de 1 nova espécie exótica durante este ciclo de amostragens, *Charybdis hellerii*, esta espécie foi coletada por primeira vez em 2022, mas só neste período amostral que pode ser identificada. A lista completa das espécies e sua forma de coleta encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2. Lista das espécies capturadas para cada tipo de amostrador utilizado no período entre janeiro e dezembro de 2023. Em verde estão marcadas as espécies que não tinham sido reportadas anteriormente

Arrasto	Armadilhas	Plancton
<i>Achelous spinimanus</i>	<i>Achelous spinimanus</i>	<i>Artemesia longinaris</i>
<i>Anchoa marinii</i>	<i>Aerenaeus cribrarius</i>	<i>Callinectes sapidus</i>
<i>Aerenaeus cribrarius</i>	<i>Callinectes sapidus</i>	<i>Cyrtogreapsus angulatus</i>
<i>Artemesia longinaris</i>	<i>Charybdis hellerii</i>	<i>Daphnia sp.</i>
<i>Callinectes danae</i>	<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	<i>Emerita brasiliense</i>
<i>Callinectes ornatus</i>	<i>Neohelice granulata</i>	<i>Exhippolysmata oplophoroides</i>
<i>Callinectes sapidus</i>	<i>Palaemon argentinus</i>	<i>Loxopagurus loxochelis</i>
<i>Catathyridium garmani</i>	<i>Panopeus austrobesus</i>	<i>Lucifer faxoni</i>
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	<i>Penaeus paulensis</i>	<i>Neohelice granulata</i>
<i>Citharichthys spilopterus</i>	<i>Pseudopalaemon bouvieri</i>	<i>Panopeus bermudensis</i>
<i>Conodon nibilis</i>	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	<i>Penaeus paulensis</i>
<i>Cyphocharax voga</i>		<i>Pinnixa spp.</i>
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>		<i>Poliqueta</i>
<i>Diplodus argenteus</i>		<i>Rhithropanopeus harrisi</i>
<i>Engraulis anchoita</i>		<i>Sagitta spp.</i>
<i>Eucinostomus gula</i>		<i>Sergio mirim</i>
<i>Genidens genidens</i>		
<i>Genidens sp.</i>		
<i>Hyleurochilus fissicornis</i>		
<i>Lagocephalus laevigatus</i>		
<i>Loligo sp.</i>		
<i>Lycengraulis grossidens</i>		
<i>Macrodon atricauda</i>		
<i>Menticirrhus littoralis</i>		
<i>Menticirrhus sp.</i>		
<i>Menticirrus americanus</i>		

Micropogonias furnieri
Mugil liza
Odontesthes argentinensis
Orthopristis ruber
Orthopristis rubra
Paralichthys orbignyanus
Paralonchurus brasiliensis
Parapimelodus nigribarbis
Pellona harroweri
Penaeus paulensis
Peprilus paru
Percophis brasiliensis
Pimelodus maculatus
Pimelodus nigribarbus
Pleoticus muelleri
Pogonias courbina
Pomatomus saltatrix
Prepillus paru
Prionotus punctatus
Rhamdia quelen
Sardinella brasiliensis
Selene setapinnis
Selene vomer
Sphyaena tome
Stellifer sp.
Stephanolepis hispidus
Symphurus jenynsii
Synodus foetens
Trachinotus coralinus
Trachinotus marginatus
Trichiurus lepturus
Urophycis brasiliensis

4.1 Análise da variação espacial e temporal do zooplâncton

Existe uma variação espacial e temporal da comunidade do zooplâncton quando analisada a série temporal entre 2018 e 2023. Ao realizar a análise de Permanova pode-se constatar diferenças significativas entre os anos ($P: 0,0001$), os locais amostrados ($P=0,0016$) e as estações do ano ($P=0,0387$). Já nos meses dentro de cada estação não foi detectada diferença significativa, porém a estrutura da comunidade do zooplâncton

varia de forma diferente em cada mês e em cada estação entre os pontos de coleta ($P < 0,01$).

Quando analisado graficamente através de um nMDS, pode se observar como a estrutura da comunidade zooplanctônica foi muito diferente em 2023 dos restantes anos amostrados. E os anos 2021 e 2022, apesar de ser mais semelhantes aos anos anteriores que o 2023, também resultam numa agrupação diferente aos 3 primeiros anos amostrados. Essa característica peculiar do ano de 2023 está claramente relacionada ao padrão de pluviosidade muito elevada no segundo semestre de 2023 (Figura 8).

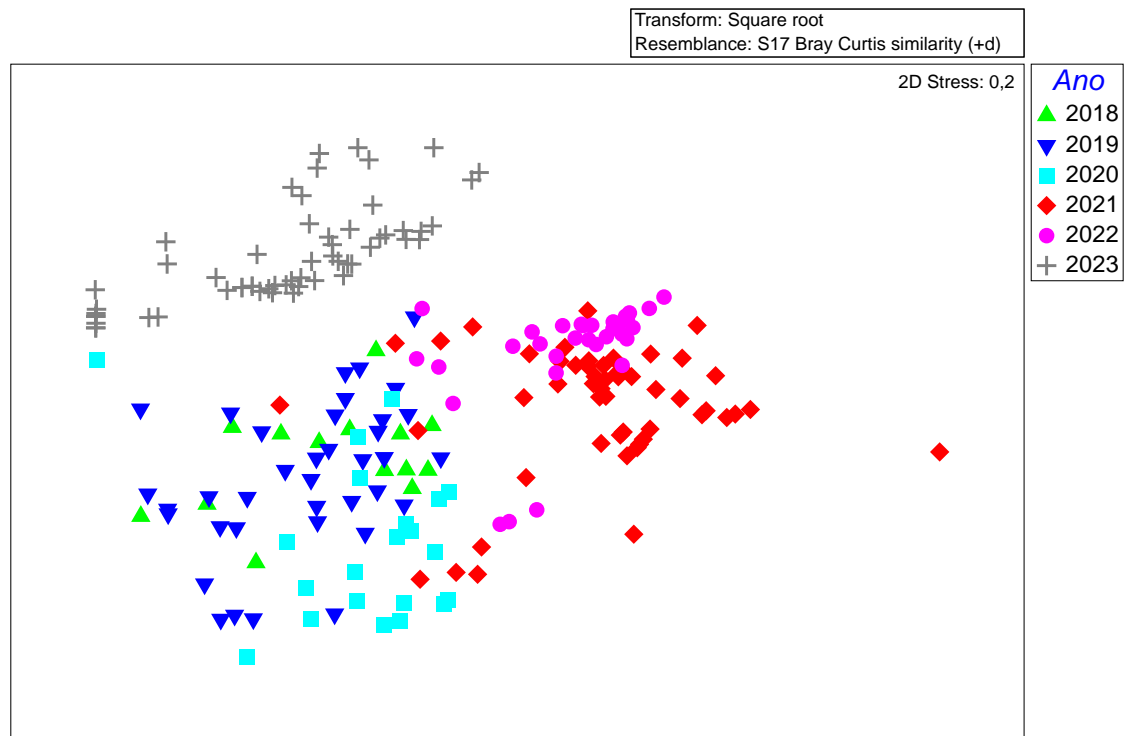


Figura 8. Análise de MDS da comunidade zooplanctônica para a série histórica entre 2018 e 2023.

Quando se olha a estrutura da comunidade por local de amostragem já a diferença não fica tão clara dada a dispersão dos dados, mas uma maior homogeneidade entre as amostras do Cassino (mais semelhantes também a São Jose do Norte) e uma maior dispersão nos restantes locais. Também pode ser observada uma maior semelhança

entre a estrutura da comunidade entre Mangueira e Diamante, enquanto as amostras de Graxa tendem a semelhar-se mais com Cassino e São Jose do Norte (Figura 9). É de esperar que as estruturas da comunidades nas zonas adjacentes a Lagoa dos Patos (Cassino e São José do Norte) sejam mais homogêneas que os pontos interiores da lagoa, por conta da maior estabilidade das condições ambientais marinhas.

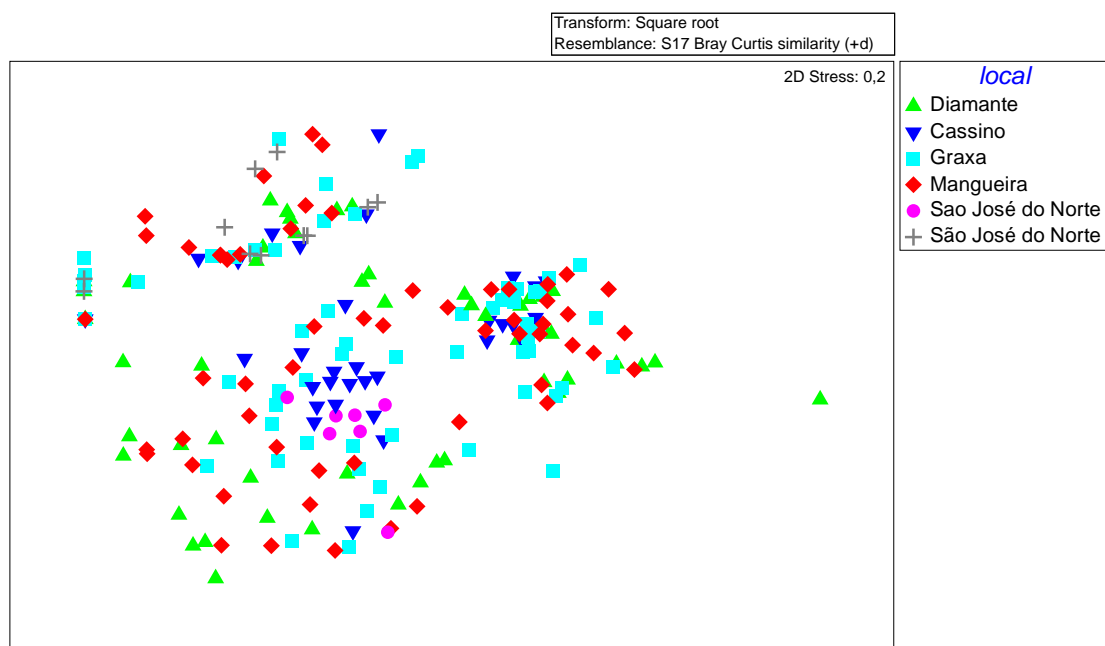


Figura 9. Análise de MDS da comunidade zooplanctônica para a série histórica entre 2018 e 2023.

4.2. Análise das séries temporais:

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 ind/100m³) 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: 37g/10min) que ocorreu em abril de 2015. No entanto, esse pico é bastante baixo, quando comparado com as safras subsequentes (CPUE: >100g/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/100m³), seguido por dois picos menores, um em janeiro (5,8 ind/100m³) e um último em março (7,5 ind/100m³). 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/100m³ 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/20m²), 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 10). 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 11). 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 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/100m³) (Figura 11).

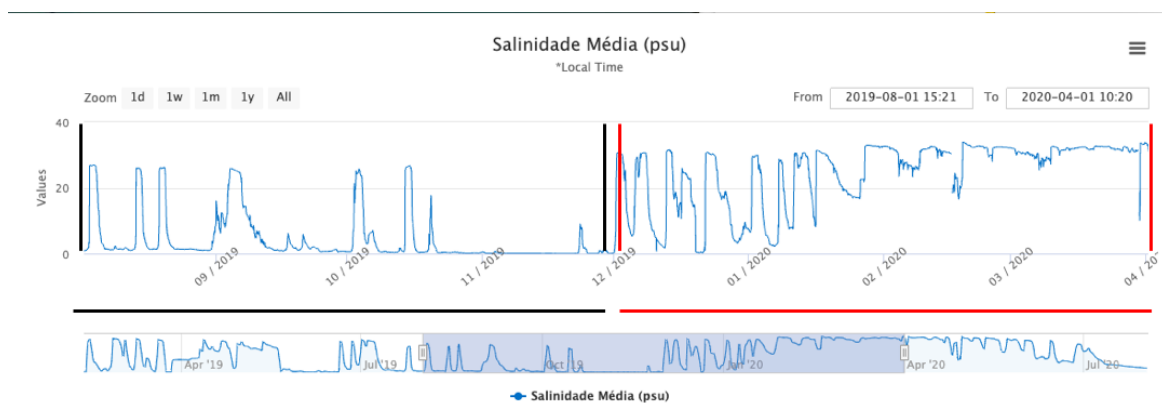


Figura 10. Variação da salinidade diária durante a safra 2019/2020.

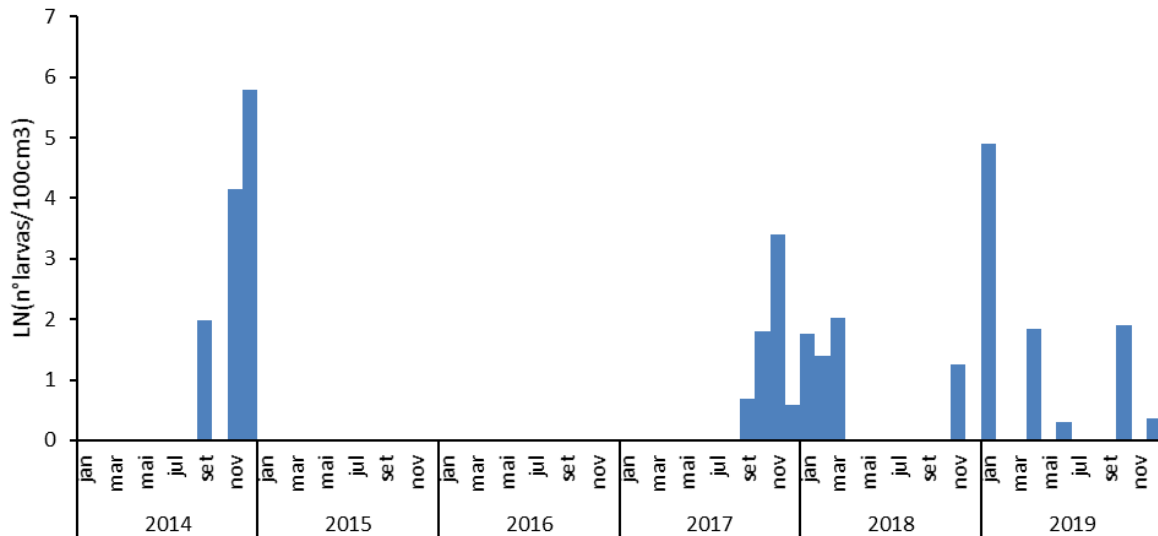


Figura 11. Densidade de pós-larvas (Ln indivíduos/100m³) coletadas mensalmente com rede cilindro-cônica no ELP e região adjacente entre 2014-2019. O período entre junho de 2015 e agosto de 2017 contempla um período em que o monitoramento ficou parado. Os dados foram transformados para uma melhor visualização.

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 12). 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^o redes/km²). Consequentemente, 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.



Figura12. 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 13). 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).

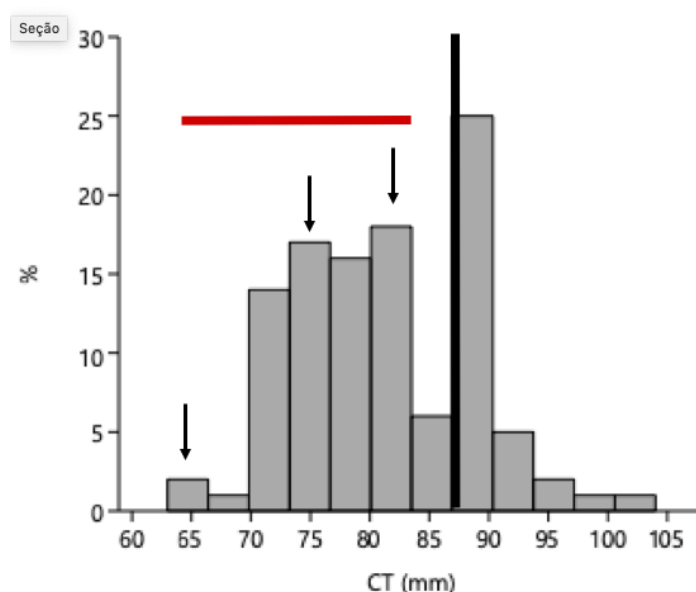


Figura13. Porcentagem de captura dos diferentes comprimentos do camarão rosa capturados na safra 2019/2020.

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 14). 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 São José do Norte) 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.

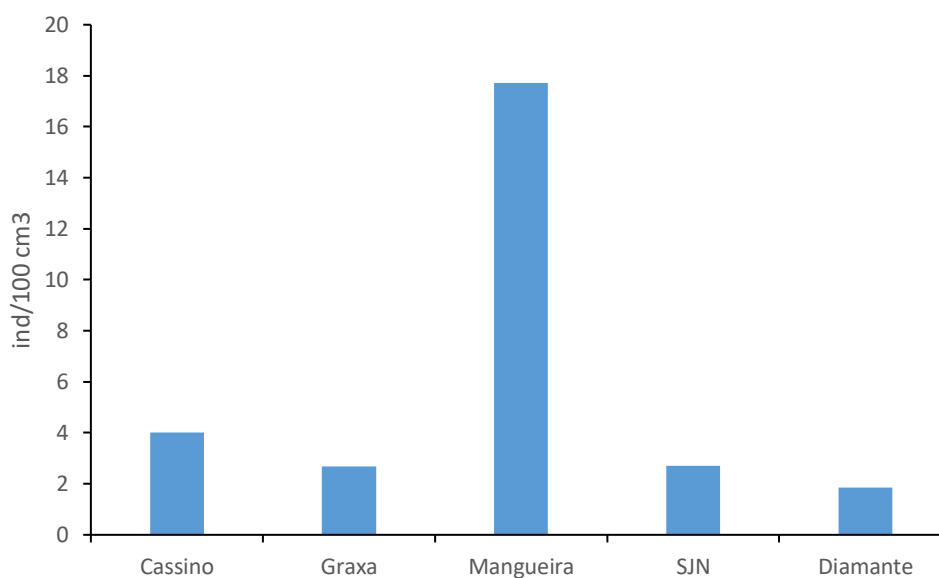


Figura 14. Variação espacial da densidade de pós-larvas coletadas no ELP e região adjacente na safra 2019/2020. Os pontos amostrais Graxa, Mangueira, e Diamante estão localizados no interior do ELP. Os pontos Cassino e São José do Norte (SJN) estão na zona marinha adjacente.

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 15).

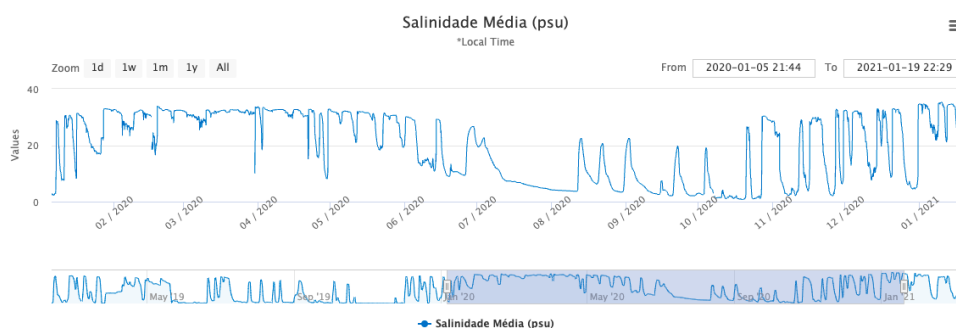


Figura 15. Variação da salinidade diária na Lagoa dos Patos durante o ano 2020.

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 16).

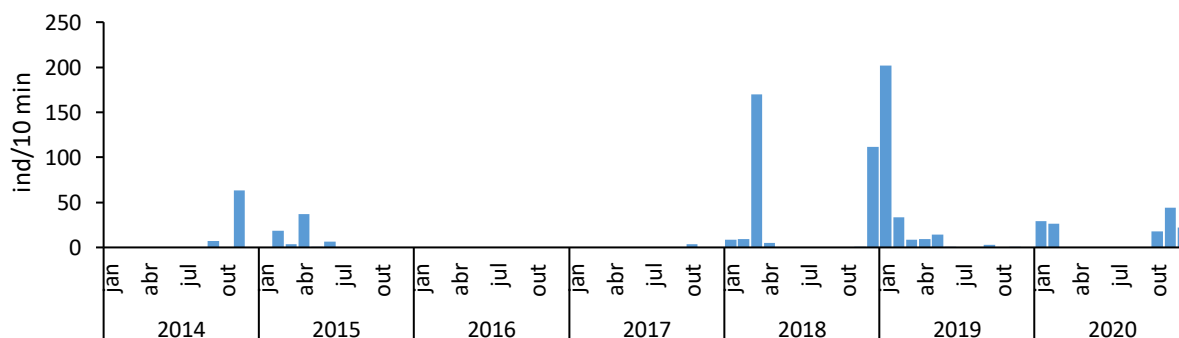
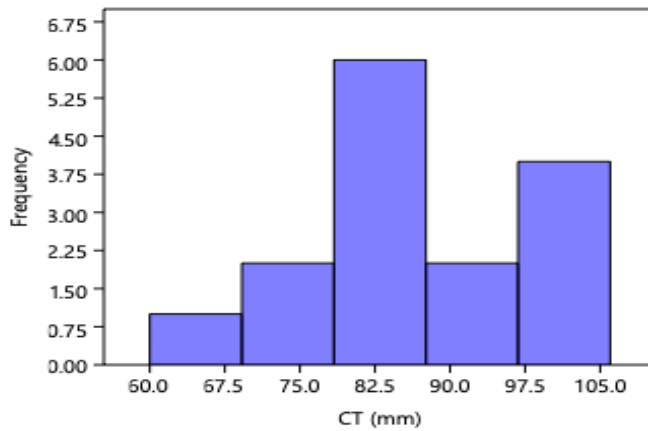


Figura 16. Variação temporal da abundância de juvenis do camarão rosa entre 2014-2020.

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 17). 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

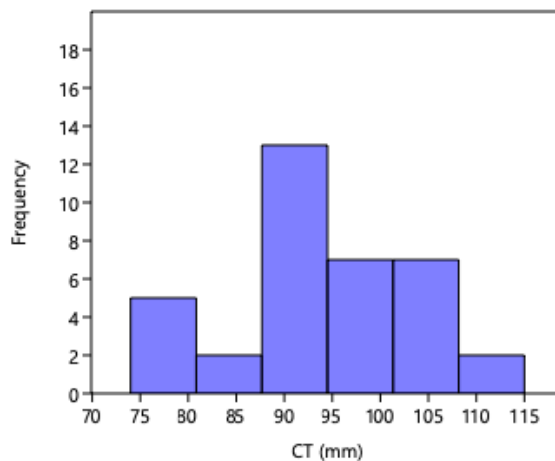


Figura17. Distribuição de frequência dos comprimentos totais (CT) do camarão-rosa A. outubro B. dezembro de 2020.

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 18).

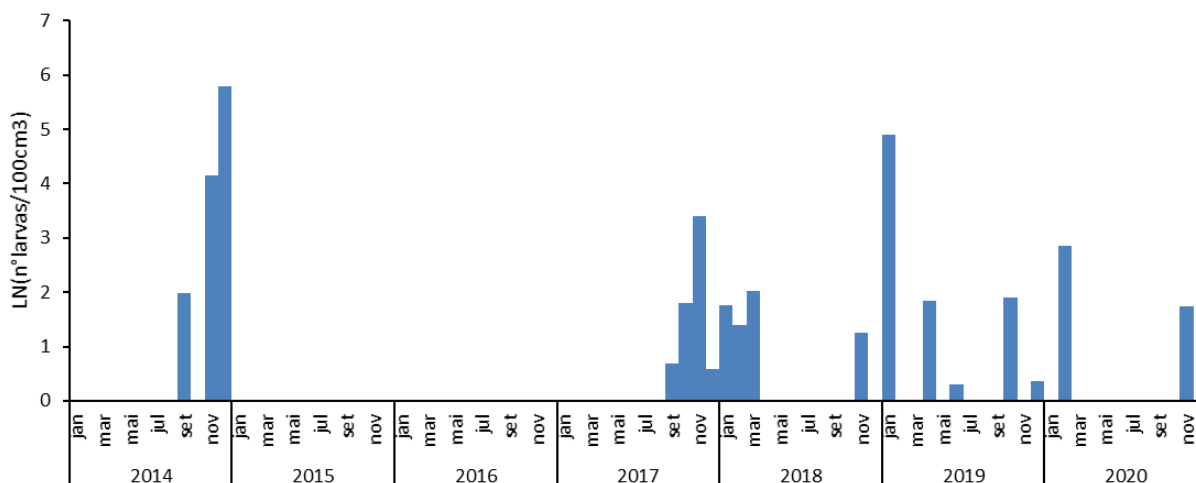


Figura 18. Densidade de pós-larvas de camarão rosa (ln indivíduos/100m³) coletadas mensalmente com rede cilindro-cônica no ELP e região adjacente entre 2014-2020. O período entre junho de 2015 e agosto de 2017 contempla um período em que o monitoramento ficou parado. Os dados foram transformados para 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 19).

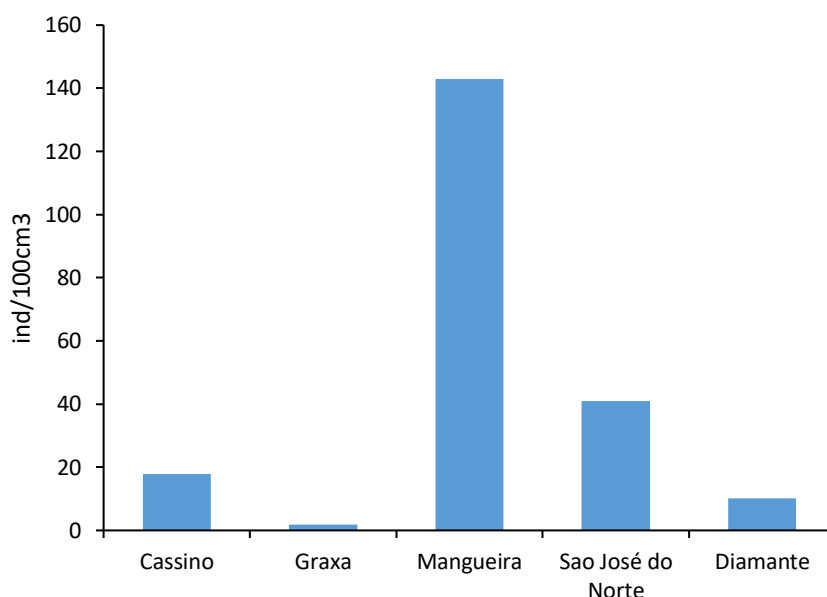


Figura 19. Variação espacial da abundância das larvas de camarão rosa (ind/100 cm³) nos cinco pontos de amostragem deste projeto.

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 20).

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 21). 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.

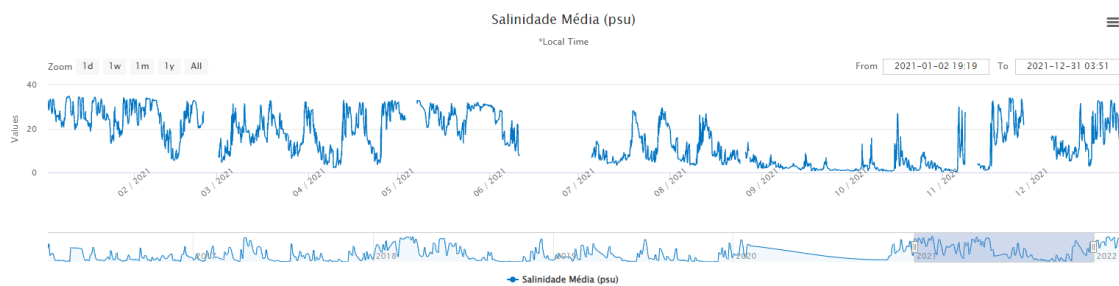


Figura 20. Variação diária da salinidade na Lagoa dos Patos, obtida a partir do SiMCosta para o período janeiro a dezembro de 2021.

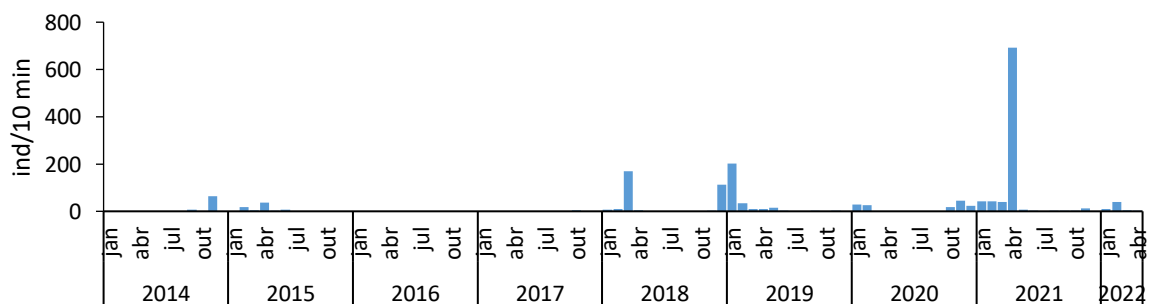


Figura 21. Variação temporal da abundância de juvenis do camarão rosa (ind/10min) entre 2014-2021.

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 22).

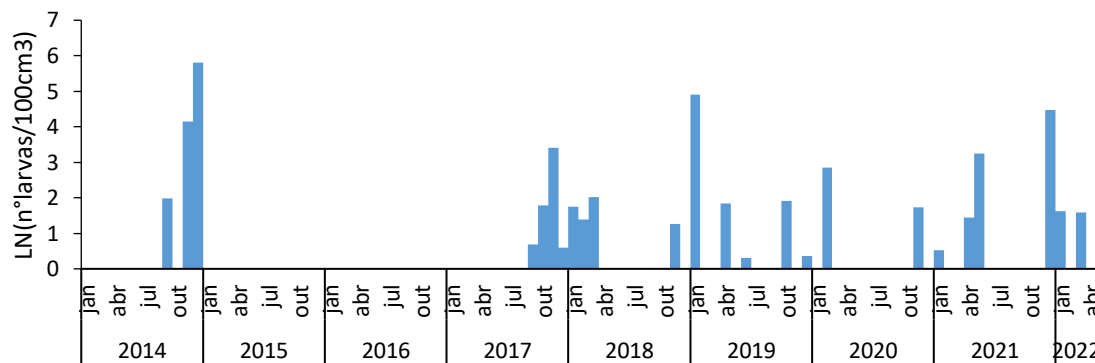
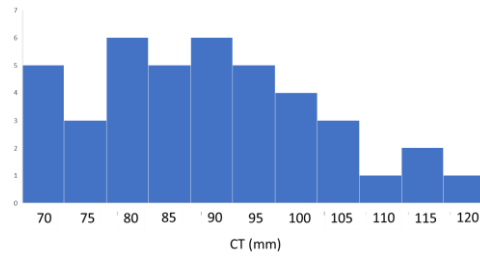


Figura 22. Densidade de pós-larvas (ln indivíduos/100m³) coletadas mensalmente com rede cilindro-cônica no ELP e região adjacente entre 2014-2021. O período entre junho de 2015 e agosto de 2017 contempla um período em que o monitoramento ficou parado. Os dados foram transformados para uma melhor visualização.

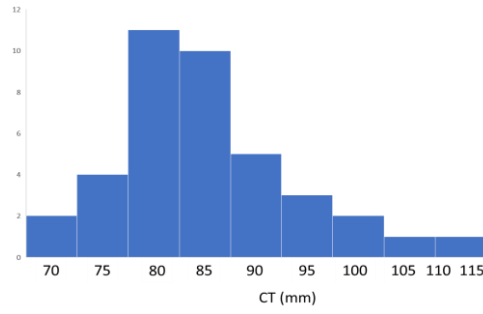
Essa ideia está suportada pela estrutura de tamanhos observada entre janeiro e abril de 2021. Em janeiro nota-se uma importante fração das capturas entre 7 e 9 cm de comprimento total, indicando a eficiência do defeso para anos ‘normais’ nos ciclos climáticos e biológicos. Os dados das larvas confirmam 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 23). 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.

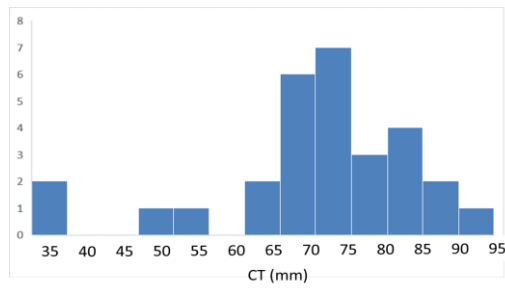
A distribuição espacial das larvas mostrou que a estação do Graxa foi a mais abundante, ao contrário de anos anteriores, quando a Mangueira e Cassino haviam sido aquelas mais numerosas. As grandes abundâncias de larvas na região marinha (Cassino) são características de anos de elevada vazão de água doce, o que represa as lavas fora do estuário, impedindo seu recrutamento. Por outro lado, os picos de larvas na Mangueira (interior do 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 24).



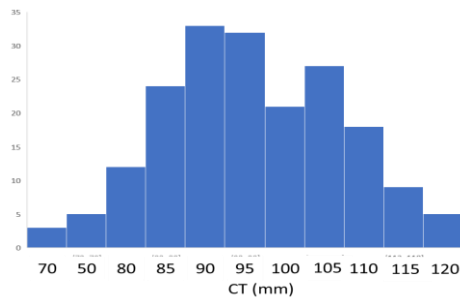
janeiro



fevereiro



março



abril

Figura 23. Distribuição de frequência de comprimentos para os juvenis de camarão-rosa no estuário da Lagoa dos Patos.

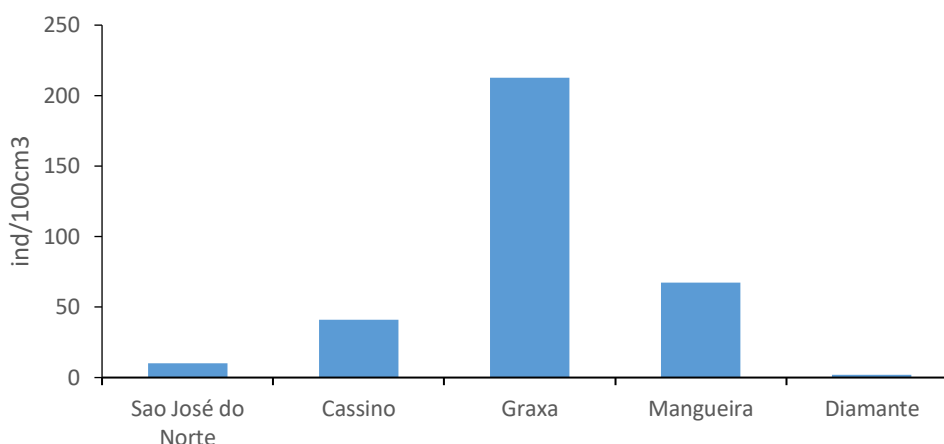


Figura 24. Distribuição espacial das larvas do camarão-rosa *P. paulensis* na Lagoa dos Patos.

Safra 2022/2023

A safra de 2023 se caracterizou por apresentar um recrutamento dentro do padrão temporal esperado para o ciclo de vida da espécie na região. A abundância de juvenis foi bastante menor quando comparada ao ano anterior, mas ainda assim acima da média da série temporal. O pico de abundância se deu em fevereiro, com uma abrupta diminuição da abundância após o mês de março, que apresentou vários dias de salinidade muito baixa (Figura 25). Essa queda na abundância pode ter causas naturais, como eventos de elevada pluviosidade, ou antrópicos, representando o elevado esforço de pesca após a abertura da safra. Em relação às larvas, o ano de 2023 se caracterizou pela menor abundância e frequência para toda a série histórica, com uma única ocorrência no mês de janeiro, no ponto Mangueira (Figura 26). Este cenário, foi causado pela pluviosidade anômala observada durante o segundo semestre, eliminando as possibilidades de recrutamento durante a primavera. As elevadas quantidades de chuva se traduziram em uma salinidade próxima a zero durante quase todo o segundo semestre, impedindo a entrada das larvas.

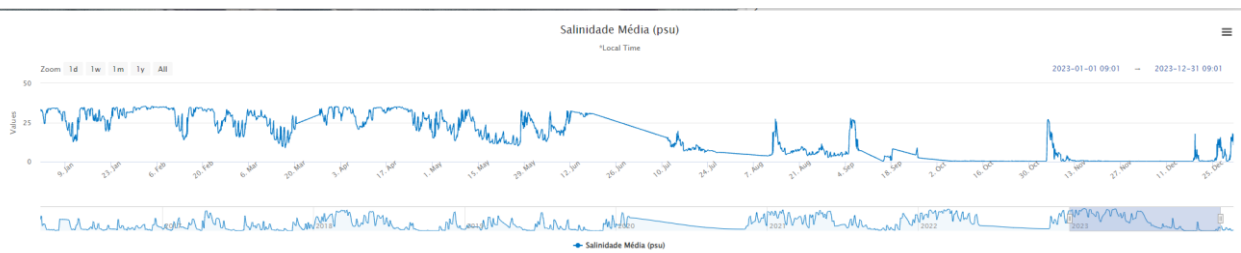


Figura 25. Variação diária de salinidade no ELP. (dados SimCosta)

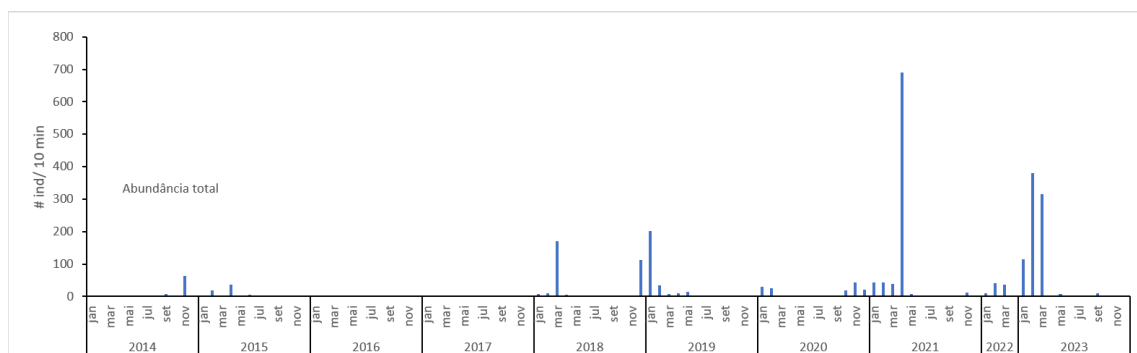


Figura 26. Variação mensal na abundância de juvenis de camarão-rosa entre 2014 e 2023.

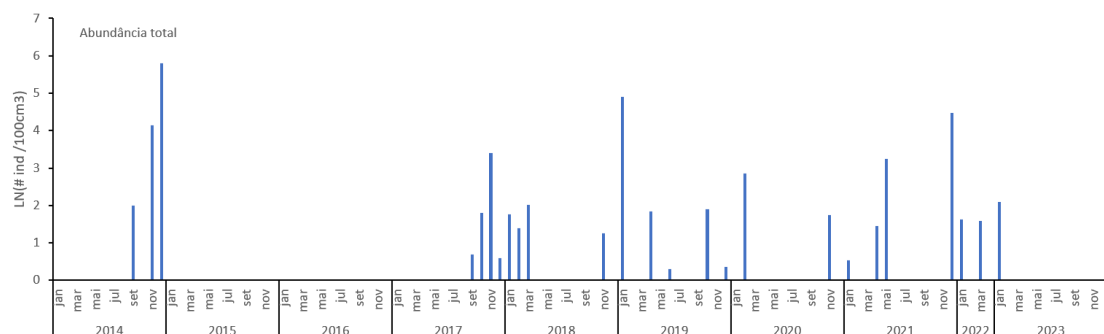


Figura 27. Variação mensal na abundância de larvas do camarão-rosa entre 2014 e 2023.

O modelo de previsão de safra, baseado em técnicas de aprendizado de máquina, foi aplicado para uma primeira tentativa de estimar a abundância futura dos juvenis a partir de variáveis biológicas e ambientais. O modelo selecionou a abundância de camarões menores de 8cm 2 meses antes da safra, o índice de ENSO 4 meses antes da safra e a direção do vento 3 meses antes da safra. Em resumo, o modelo possui a forma de uma

árvore de decisão, em que a combinação de atributos e seus valores vão definir a categoria de produção no mês de abertura da safra (Figura 28).

O modelo gerado a partir dos dados do camarão-rosa indica que o principal fator para prever a safra é a abundância de camarões menores de 8cm dois meses antes da safra, ou seja, novembro/dezembro. Caso este número seja inferior a 48,5 indivíduos coletados naquele mês (média), a safra será regular ou ruim. Neste cenário, a intensidade do ENSO apresenta uma grande influência no sucesso da safra e, se for maior que 0,44, a safra cairá na categoria ruim. Caso o ENSO seja inferior a 0,44, a safra deve ser regular. No caso particular da safra de 2024, a árvore de decisão leva claramente a uma safra de categoria ruim, já que a abundância de juvenis foi inferior a 48 indivíduos nos meses de novembro e dezembro. Neste cenário, o próximo nó de influência é a intensidade do ENSO, que se manteve sempre acima do limiar de 0,44 indicado pelo modelo (Figura 8). Desta forma, o modelo indica um início de safra bastante ruim para 2024, com capturas inferiores a 1 tonelada durante fevereiro.

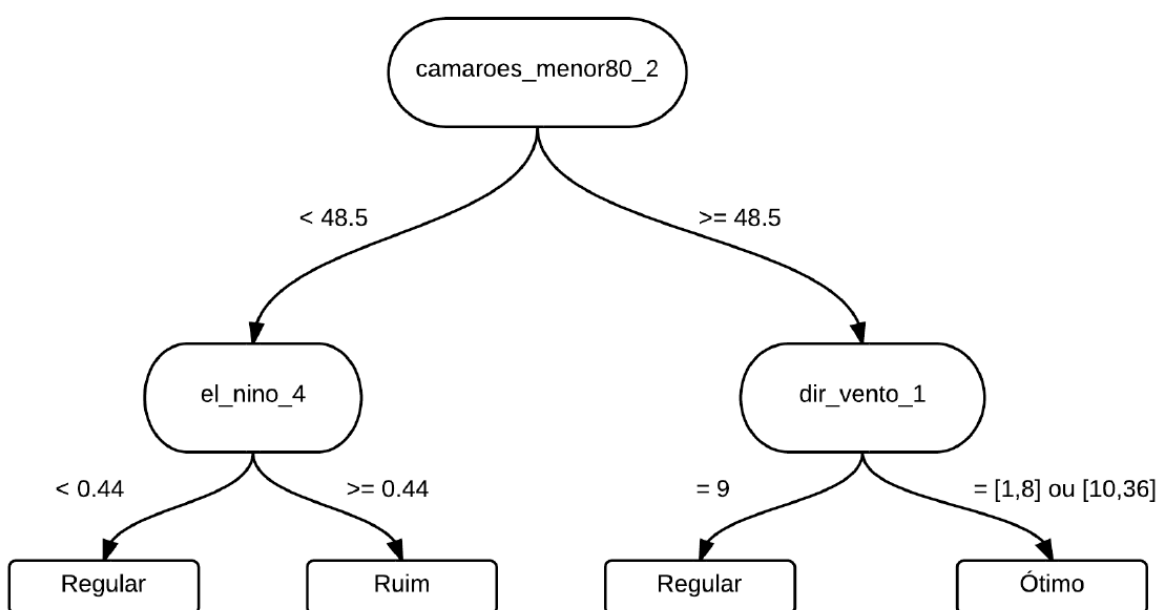


Figura 28. Árvore de decisão criada para a previsão da safra 2024 de camarão-rosa no ELP.

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.



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 (Figura 29).

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 30). 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.

O ano de 2023 se caracterizou por uma menor abundância do caranguejo invasor, ainda que mantendo seu pico de abundância no verão. Possivelmente a população apresentou uma pior performance no ambiente com longos períodos de salinidade elevada, conforme observado para o verão de 2023. No entanto, o segundo semestre apresentou condições opostas, com salinidades muito baixas, o que poderá afetar positivamente o recrutamento em 2024. Da mesma forma, as larvas apresentaram um pico de abundância também no verão, confirmando o padrão observado para os demais anos da série (Figura 29).

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 30). 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.

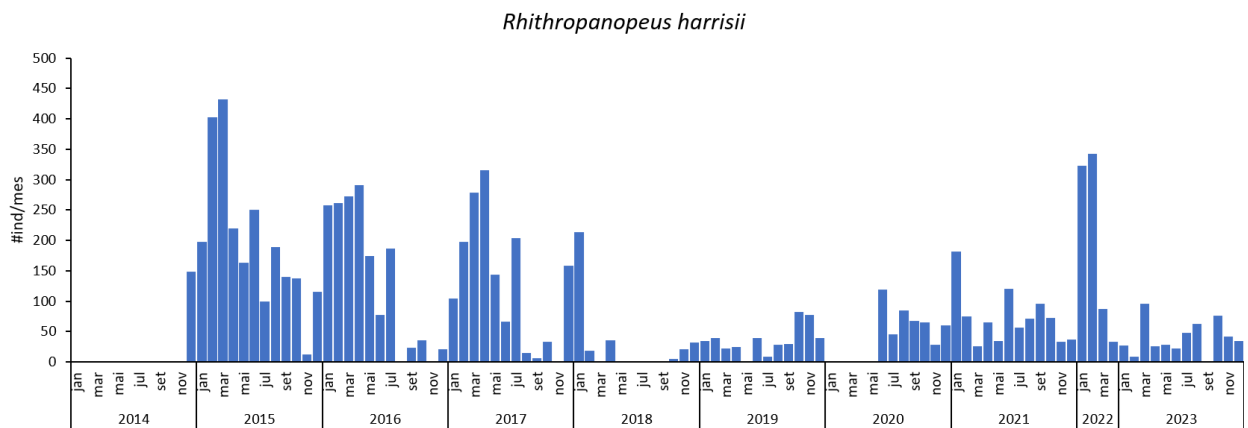


Figura 29. Variação temporal da abundância do caranguejo invasor entre 2014-2023 coletados com armadilhas.

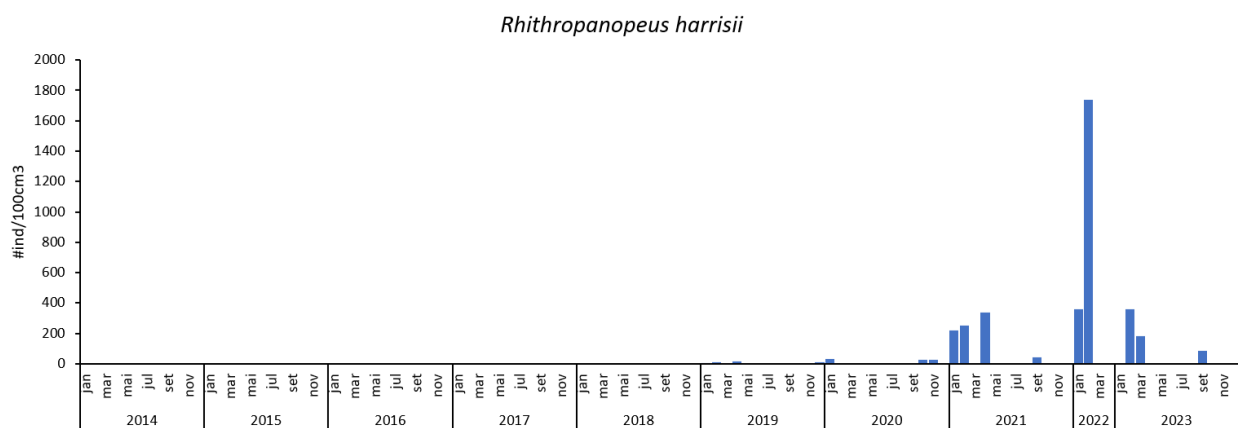


Figura 30. Variação temporal das larvas do caranguejo invasor no ELP e zona marinha adjacente, no período entre 2014 e 2023.



Análise da modelagem de expansão do caranguejo exótico *R. harrisi*

Foram gerados um total de 300 modelos de adequabilidade de habitat para *R. harrisi*. A projeção no cenário presente das predições obtidas para *R. harrisi*, através do modelo consensual, mostram um resultado consistente com as ocorrências não-nativas obtidas na Lagoa dos Patos. As áreas com previsão de maior adequabilidade se concentram próximo a saída sul da Lagoa dos Patos e na região de São Lourenço do Sul. Além dessas, as áreas costeiras do norte argentino e sudoeste uruguaio também mostram níveis moderados de adequabilidade (Figura 31). Essas duas áreas são conectadas por uma estreita faixa costeira que é predita com níveis baixos de adequabilidade.

aumento dos níveis de adequabilidade pontualmente na faixa entre Itajaí e Florianópolis, porém separado da Lagoa dos Patos por uma extensa faixa predita como ambientalmente pouco adequada para a ocorrência da espécie (Figura 32).

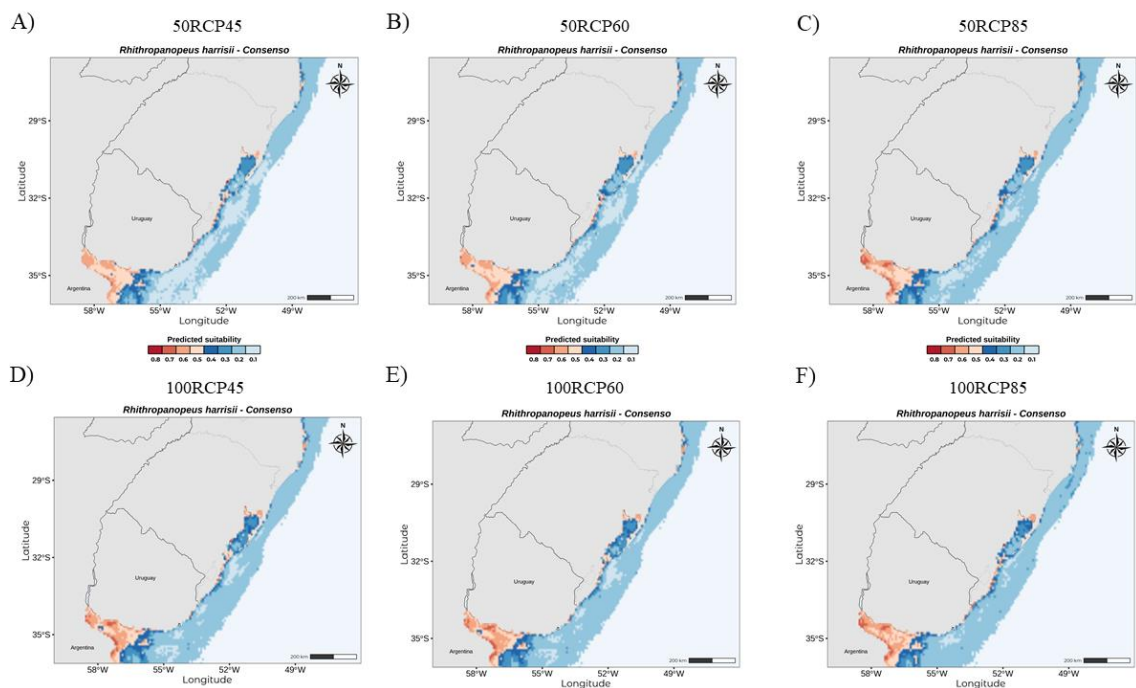


Figura 32 - Consenso dos modelos de adequabilidade futura prevista para *Rhithropanopeus harrisi*, previstos sob diferentes cenários de Caminhos Representativos de Concentração (RCP). A, B, C = Mudanças previstas a médio-prazo (2050). D, E, F = Mudanças previstas a longo prazo (2100). Cores representam classes de adequabilidade predita.

4.3.1 Diversidade genética e análise da origem da invasão do caranguejo

A fim de comparar o resultado deste trabalho, com sequências de outros locais do mundo disponíveis no GenBank e, avaliar a possível rota de invasão, foi utilizada a região parcial do gene da Citocromo Oxidase subunidade I, contendo 523 pb. As 231 sequencias analisadas representam amostras do Brasil (ELP), dos Estados Unidos (California/Oregon, Carolina do Norte, Louisiana, New Jersey e Texas) (Petersen, 2006;

Projecto-Garcia *et al.*, 2010; Boyle *et al.*, 2010) e Europa (Bulgária, Espanha, Holanda, Polônia e Portugal) (Projecto-Garcia *et al.*, 2010). Os resultados apresentaram um total de 64 haplótipos definidos por 469 sítios monomórficos e 54 sítios polimórficos (36 parcimoniosamente informativos e 18 autopomórficos). A diversidade haplotípica encontrada nas amostras do Brasil foi baixa, mesmo padrão encontrado nos países europeus (Bulgária, Espanha, Holanda, Polônia e Portugal) e da costa oeste dos Estados Unidos (Califórnia/Oregon), enquanto as amostras da costa leste e Golfo do México (Carolina do Norte, Nova Jersey e Texas) apresentaram uma diversidade haplotípica mais alta (Tabela 1). A diversidade nucleotídica foi semelhante e com valores baixos nas 11 populações estudadas (Tabela 3).

Os valores da análise de variância indicam que as populações diferem significativamente ($p=0$). A maior diferenciação foi observada entre as populações (58%), enquanto dentro das mesmas foi estimada uma variação de 42%.

Tabela 3 Diversidade do DNA mitocondrial da região COI (523 pb) para o caranguejo *Rhithropanopeus harrisi* nas áreas amostradas. N: número de indivíduos; H: número de haplótipos; S: número de sítios polimórficos; h: diversidade haplotípica; π : diversidade nucleotídica.

Locations	N	H	S	h	π
Brasil	31	3	2	0,333 \pm 0,095	0,0006 \pm 0,0007
Bulgaria	20	2	1	0,189 \pm 0,108	0,0003 \pm 0,0005
Holanda	16	6	9	0,783 \pm 0,072	0,0063 \pm 0,003
Polônia	20	3	5	0,563 \pm 0,063	0,0017 \pm 0,0014
Portugal	20	3	5	0,573 \pm 0,055	0,0042 \pm 0,0027
Espanha	20	6	7	0,794 \pm 0,065	0,0053 \pm 0,0032
USA -					
California/Oregon	25	5	9	0,470 \pm 0,112	0,0049 \pm 0,0030
USA – Louisiana	20	9	10	0,800 \pm 0,072	0,0028 \pm 0,0019
USA – Nova Jersey	19	6	5	0,725 \pm 0,082	0,0026 \pm 0,0019

USA – Carolina do Norte	28	28	29	1,0 ± 0,0095	0,0090 ± 0,0050
USA – Texas	12	12	9	1,0 ± 0,034	0,0063 ± 0,0039

Quanto a análise de Phi-st baseados no método de distância genética pairwise de Tamura e Nei (1999) observa-se que a maior parte das 11 populações analisadas se encontram em alta diferenciação. Segundo Wright (1978), os valores são considerados baixos, 0 a 0,05; moderado, 0,05 a 0,15; alto, 0,15 a 0,25; e muito alto, > 0,25. A partir destas informações podemos observar que algumas populações apresentam valores de Phi-st acima de 0,8 (Brasil x Polônia, Brasil x Louisiana, Brasil x Nova Jersey, Brasil x Texas, Bulgária x Louisiana, Bulgária x Nova Jersey, Bulgária x Texas, Louisiana x Polônia e Louisiana x Nova Jersey; $p=0$) sugerindo que as mesmas, em relação ao gene analisado (COI), podem estar passando por um processo de especiação. Valores entre 0 e 0,05, ou seja, baixa distância genética ocorre entre as populações da Holanda x Portugal (Phi-st= 0,03; $p=0,2$) e Holanda x Espanha (Phi-st= 0,05; $p=0,11$). As demais populações apresentam valores entre 0,05 e 0,8 apresentando distâncias genéticas de moderadas a muito altas (Tabela 5) ($p=0$).

Os valores dos índices de Raggedness das populações do Brasil, Bulgária, Espanha, Holanda, Polônia, Portugal e Califórnia/Oregon apresentaram valores acima de 0,1, sugerindo estarem em equilíbrio demográfico (estabilidade sobre o tempo), enquanto as populações de Carolina do Norte, Louisiana, Nova Jersey e Texas apresentam valores dos índices de Raggedness baixos (entre 0,01 e 0,06), sugerindo que estas se encontram em processo de recente expansão demográfica (Tabela 3). As análises de distribuição mismatch pairwise entre os haplótipos apresentaram curvas multimodais para as populações do Brasil, Bulgária, Espanha, Holanda, Polônia,

Portugal e Califórnia/Oregon (populações em equilíbrio), enquanto Carolina do Norte, Louisiana, New Jersey e Texas apresentaram curvas unimodais (expansão demográfica) (Figura 33). Os testes de neutralidade corroboraram os resultados anteriores, ou seja, valores negativos nas populações que se encontram em expansão demográfica e positivos ou baixos valores negativos nas populações em equilíbrio (Figura 33). Os valores de pSSD não rejeitaram os modelos de distribuição encontrados (Tabela 4).

Tabela 4 Parâmetros do modelo de expansão súbita e testes goodness-of-fit do caranguejo *Rhithropanopeus harrisi*, com base nos dados da região parcial COI do DNA mitocondrial, com a respectiva significância. Parâmetros: tamanho da população antes da expansão (θ_0); tamanho da população após a expansão (θ_1); parâmetro de expansão (τ). Os valores de Goodness-of-fit incluem: soma dos desvios quadrados (SSD); Raggedness index e valores p correspondentes.

Localidades	Theta		Thau	SSD	p
	0 (θ_0)	1 (θ_1)	(τ)		
Brasil	0.5006	0.3879	0.412	0.23	0.16
Bulgária	0.2818	0.2805	0.201	0.015	0.25
Holanda	2.7122	3.3416	4.852	0.066	0.13
Polónia	1.4093	0.9210	0.743	0.036	0.12
Portugal	1.4093	2.2421	4.488	0.2732	0.12
Espanha	1.9730	2.7736	3.912	0.050	0.23
Estados Unidos					
Califórnia/Oregon	2.3835	2.6133	6.727	0.2930	0.0
USA - Louisiana	2.8186	1.4684	1.546	0.001	0.86
USA – Nova Jersey	1.4305	1.4035	0.676	0.009	0.50
USA – Carolina do Norte	7.4522	4.7328	4.115	0.00121	0.85
USA - Texas	2.9802	3.3030	3.621	0.0114	0.43

A rede haplotípica (Figura 34) mostra que as populações do Texas e Louisiana (EUA) formam um primeiro grupo diferenciado em um extremo da rede, apresentando haplótipos exclusivos de cada uma das regiões e dois haplótipos



compartilhados entre elas (Hap 18 e 19). Na outra extremidade da rede, é possível observar um segundo agrupamento de haplótipos da Carolina do Norte, que apresenta um haplótipo compartilhado com a população da Califórnia/Oregon (Hap 39), além de haplótipos compartilhados com as populações da Europa (Bulgária, Holanda, Polônia e Espanha) (Hap 4) e com a população do Brasil (Hap 1). O terceiro grupo seria formado pela população do Brasil que possui três haplótipos, sendo dois deles únicos e o outro compartilhado com a Carolina do Norte (Hap 1). Os haplótipos de Nova Jersey aparentemente formam um quarto grupo compartilhando haplótipos com indivíduos dos Estados Unidos (Califórnia/Oregon) (Hap 6 e 8) e indivíduos de populações europeias (Holanda, Polônia, Portugal e Espanha) (Hap 8 e 9). É possível observar que todas as populações possuem haplótipos únicos, exceto a população da Polônia, que possui três haplótipos que são compartilhados com as populações dos Estados Unidos (Califórnia/Oregon, Nova Jersey e Carolina do Norte) e da Europa (Bulgária, Holanda, Espanha e Portugal) (Hap 4, 6 and 8). Observando o padrão de distribuição dos haplótipos dentro da rede, é possível sugerir que as populações estão estruturadas em quatro grupos: 1: Brasil, 2: Europa e Nova Jersey, 3: Louisiana e Texas (Golfo do México) e 4: Carolina do Norte e Califórnia/Oregon.

Tabela 5 Pairwise Φ_{st} valores para populações de *Rhithropanopeus harrisi* do Brasil, Europa e Estados Unidos.



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Oceanografia
Laboratório de Crustáceos Decápodes



Locations	1	2	3	4
1-Brazil	0,00000			
2-Bulgaria	0,87697	0,00000		
3-				
Netherlands	0,62906	0,49393	0,00000	
4-Poland	0,69601	0,25965	0,33243	0,00000
5-Portugal	0,64335	0,63158	0,03094	0,42225
6-Spain	0,5534	0,27728	0,05351	0,10755
7-USA -				
California/Oregon	0,45998	0,61331	0,43452	0,48289
8-USA -				
Louisiana	0,89108	0,84928	0,68931	0,79946
9-USA -				
New Jersey	0,81231	0,81615	0,14705	0,67843
10-USA -				
North Carolina	0,25775	0,44744	0,39803	0,34639
11-USA -				
Texas	0,85944	0,81177	0,63651	0,76358

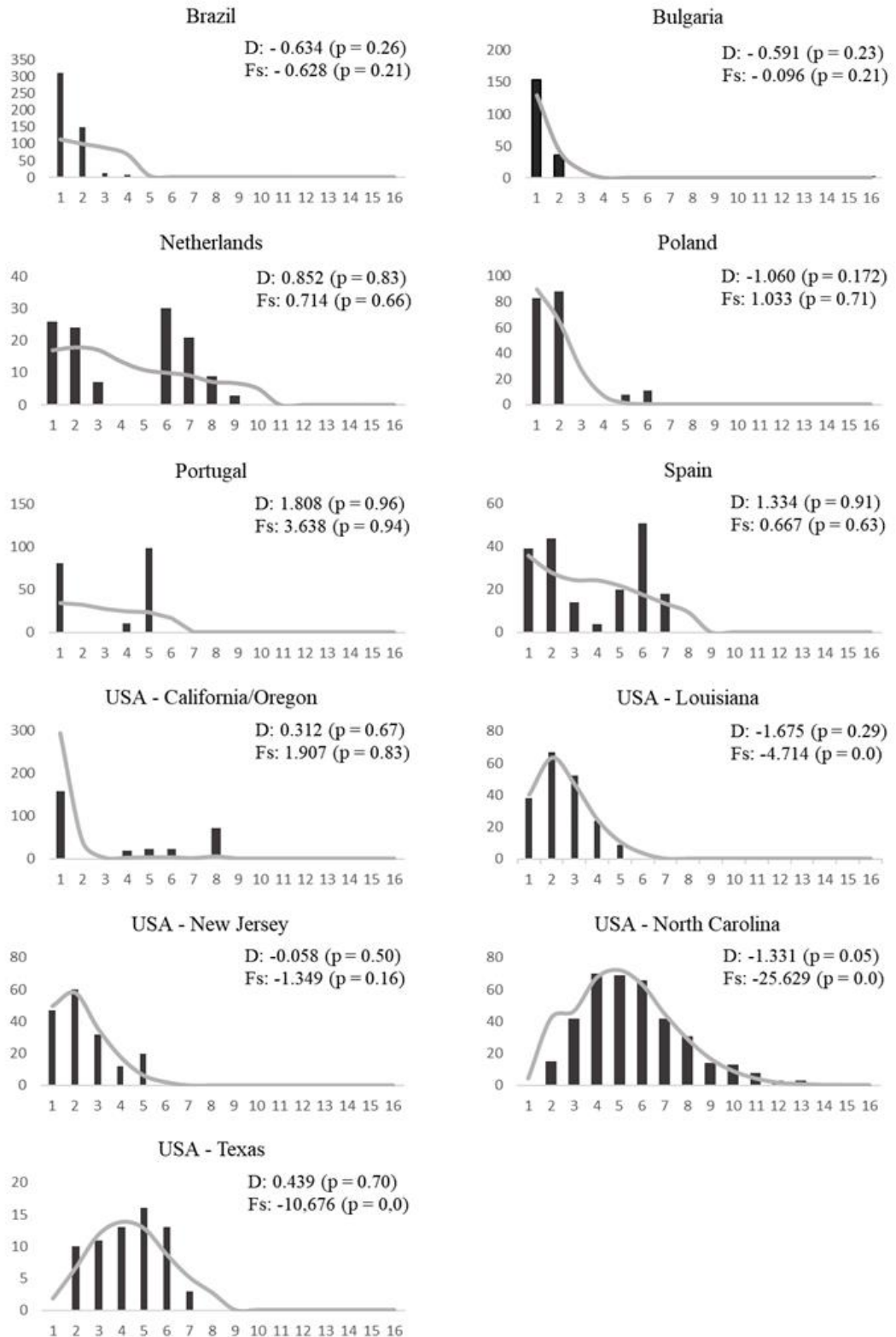


Figura 33 Distribuições pairwise mismatch (barras), modelo simulado de expansão repentina (linha contínua) e valores de teste de Tajima's D e Fu's Fs, com

probabilidade associada, para cada população estudada do caranguejo *Rhithropanopeus harrisii* com base na região parcial COI do DNA mitocondrial.

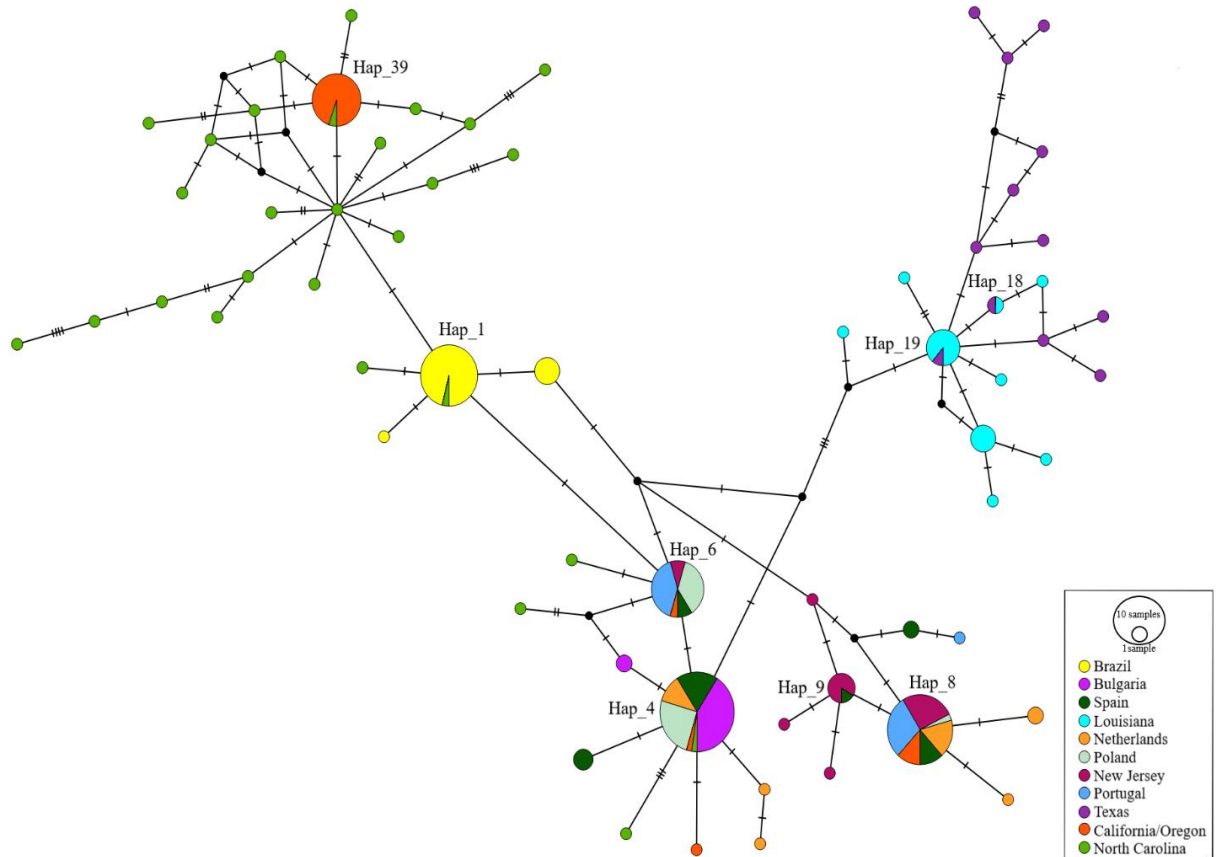


Figura 34 Median Joining haplotype network baseada no fragmento de DNA mitocondrial de 523 pb (COI) do caranguejo *Rhithropanopeus harrisii* amostrados em 12 localidades (Tabela 1). Os círculos representam os haplótipos; o tamanho do círculo corresponde à sua frequência de ocorrência; as cores representam os locais de amostragem; traços representam passos mutacionais putativos entre eles.

Invasões biológicas são uma frequente ameaça à biodiversidade local e aos ecossistemas e seus serviços. Identificar as rotas e a origem das invasões biológicas em sistemas aquáticos é fundamental para um melhor manejo de espécies e elaboração de políticas ambientais. Aqui, identificamos a provável origem do caranguejo *R. harrisii*



no ELP, bem como o status de expansão da população já estabelecida. Verificamos que as populações de *R. harrisii* mostram algumas indicações de menor diversidade genética do que as populações da região nativa da espécie e das populações europeias, com exceção para a população encontrada na Bulgária que apresenta uma diversidade genética menor do que todas as populações analisadas (Tabela 4). Acredita-se que populações constituídas por pequenos números de organismos fundadores tenham uma menor diversidade genética e uma menor quantidade de haplótipos do que as populações das quais foram constituídas. Apesar dessas reduções esperadas na diversidade genética, os colonizadores podem estabelecer populações crescentes e persistir ao longo do tempo (McCartney *et al.* 2019). Dessa forma, é bastante provável que poucos indivíduos se estabeleceram no ELP, porém sem fluxo genético com outras populações devido ao distanciamento geográfico da população de origem.

No ELP observamos que a população de *R. harrisii* apresentou um baixo número de haplótipos, em relação ao marcador analisado, do que todas as populações dos Estados Unidos e das populações europeias, exceto a Bulgária. Os resultados encontrados para as regiões do Brasil e Bulgária provavelmente se devem à deriva genética como, por exemplo, um efeito de gargalo populacional persistente pois, os tamanhos populacionais eram muito pequenos na época da colonização (Tajima, 1989) ou devido a introdução de um pequeno número de exemplares representantes da população original (efeito fundador) nas regiões colonizadas, determinando uma pequena variabilidade genética. Embora este fato seja esperado para os indivíduos das regiões recentemente fundadas, ocorreu uma variação considerável na diversidade de duas populações europeias (Holanda e Espanha) onde, a variabilidade haplotípica é mais alta, semelhante à da região de Nova Jersey (USA), inclusive com haplótipos que



são compartilhados entre as três regiões. Segundo Projecto-Garcia (2010), essa característica haplotípica holandesa e espanhola pode ser atribuída a mais eventos de colonização ou, por um maior número de colonizadores ou então devido as outras populações européias (Bulgária, Portugal e Polônia) terem passado por gargalos ocorridos durante o processo de colonização. As populações européias, exceto Holanda e Espanha, juntamente com a população da costa oeste dos Estados Unidos (Califórnia/Oregon) também apresentaram um número mais baixo de haplótipos se comparado as populações nativas do leste norte americano. As populações da Louisiana e Texas (USA) apresentaram uma alta diversidade haplotípica e, se encontram isoladas entre si, sendo geneticamente distintas das populações européias, não tendo contribuído para suas colonizações.

Quanto à diversidade nucleotídica, os valores foram baixos em todas as populações ($\pi = 0$) analisadas, inclusive nas originais. Como o gene COI em crustáceos decápodes, tem uma taxa média de mutação de cerca de 1,4 - 2,6% por milhão de ano (Knowlton et al. 1993; Schubart et al. 1998), a probabilidade de mutações nas populações colonizadoras é muito baixa e, provavelmente a maioria dos haplótipos ocorrem em baixas frequências na população fundadora (Projecto-Garcia *et al.*, 2010). Além disto, o número de amostras analisadas pode não ter sido representativa da variabilidade genética existente em cada região sendo necessário um maior número de exemplares investigados na população fundadora.

Valores baixos do índice de Raggedness foram encontrados nas populações de Louisiana, Nova Jersey, Texas e Carolina do Norte (USA) indicando estarem em recente processo de expansão demográfica enquanto as demais populações apresentaram valores mais altos demonstrando equilíbrio (estáveis). Este



resultado foi corroborado através da distribuição mismatch pairwise entre os haplótipos que apresentaram curvas unimodais nas populações em expansão e multimodais naquelas em equilíbrio, dos testes de neutralidade Tajima's D e Fu's Fs e da baixa diversidade de nucleotídeos. Os valores da baixa diversidade genética encontrados suportam a premissa de que a população do ELP está experimentando um efeito de gargalo ou, os exemplares introduzidos através do efeito fundador estão ainda se estabelecendo. A possibilidade de ter ocorrido o efeito gargalo se torna menos provável, devido ao fato de que esta população provavelmente ainda não atingiu um tamanho grande e, sua primeira ocorrência no ELP foi notificada apenas na década de 90 (D'Incao e Martins 1998). Como esta espécie foi introduzida no ELP provavelmente através da água de lastro, o efeito fundador é o processo mais lógico de ter ocorrido. Segundo Fu (1997) e Excoffier *et al.* (2005) o efeito fundador é geralmente observado em espécies com populações introduzidas, como é o caso das populações brasileiras e européias. Os valores de Φ_{st} nos permitem concluir que a população brasileira não está conectada através de um fluxo gênico com as demais populações analisadas neste trabalho.

A rede de haplótipos (Figura 34), mostra que existem oito haplótipos compartilhados entre todas as amostras analisadas. Observamos uma estruturação entre as populações em termos de frequência e composição de haplótipos, onde é possível observar a existência de 4 grupos: Brasil; Europa e Nova Jersey; Louisiana e Texas (Golfo do Mexico) e Carolina do Norte e Califórnia/Oregon. A região do ELP, compartilha um único haplótipo com a região da Carolina do Norte, formando o primeiro grupo, sendo os demais haplótipos brasileiros exclusivos. Este fato provavelmente se deve ao isolamento geográfico pela distância pois, a retenção larval que ocorre nesta espécie (Cronin, 1982), impediria os exemplares de chegarem aos locais mais afastados.



O haplótipo compartilhado com a população da Carolina do Norte sugere que, esta possa ser a população origem dos exemplares do sul do Brasil. Como no ELP existe uma área portuária, provavelmente exemplares possam ter vindo com a água de lastro ou incrustações nos cascos de navios (Projecto-Garcia *et al.*, 2010). As amostras da Europa (Bulgária, Holanda, Espanha, Polônia e Portugal) formam um outro grupo compartilhando haplótipos entre si e, com exemplares dos Estados Unidos (Carolina do Norte, Califórnia/Oregon e Nova Jersey). A proximidade maior entre as regiões européias facilitando a dispersão da espécie e, o fato de o continente europeu ter iniciado a sua navegação no século XV, aumentam as chances das populações se estabelecerem, assim ocorrendo o aumento de fluxo gênico e o aumento da diversidade haplotípica. (Tabela 3). Como a população do ELP se instalou recentemente (+- 30 anos) é provável que a diversidade seja menor em relação às demais regiões amostradas neste trabalho. As regiões da Louisiana e Texas formam um grupo que se encontra isolado dos demais dentro da rede, compartilhando dois haplótipos entre si. Esse padrão de isolamento pode ser explicado devido à proximidade das regiões amostradas ou pela existência relatada por Avise (1992), de uma ruptura filogeográfica existente entre a costa Atlântica da América do Norte e o Golfo do México. Essa diferenciação entre os grupos descritos pode ser uma indicação de diferentes histórias demográficas de *R. harrisii* nessas regiões (Boyle *et al.*, 2010). O grupo formado por haplótipos únicos da Carolina do Norte, juntamente com um haplótipo compartilhado entre a região da Califórnia/Oregon e, outro com Brasil, pode indicar que a população fundadora de *R. harrisii* na costa oeste norte americana é proveniente da Carolina do Norte, assim como para o Brasil. A região da Carolina do Norte juntamente com Nova Jersey são as que mais compartilham haplótipos dentre todas as populações analisadas. No total essas regiões compartilham seis



haplótipos sendo que a Carolina do Norte compartilha haplótipos com Brasil, Califórnia/Oregon e Europa, enquanto Nova Jersey compartilha haplótipos com as localidades europeias e Califórnia/Oregon. Por esse padrão de distribuição haplotípica podemos inferir que a população da Carolina do Norte é a provável população fundadora das populações do Brasil e da Califórnia/Oregon, e que as populações de Nova Jersey, Carolina do Norte e Califórnia/Oregon podem ser as fundadoras das populações europeias, por compartilharem haplótipos entre si e, que podem ter passado por mais do que um evento de colonização, o que explicaria o compartilhamento e a variabilidade dos haplótipos.

Na região do ELP, está localizado o Porto de Rio Grande, que atualmente é o quinto porto do Brasil em movimentação de cargas (Bueno, 2023). A movimentação de entrada e saída de navios no Porto de Rio Grande, oriundos de todos os continentes, começou a ficar mais frequente no início do século 20 devido a construção dos molhes da Barra e o aumento do calado do canal de acesso ao porto (Neves, 2008). Com o aumento no fluxo dos navios no porto, é de se presumir que a quantidade de água de lastro despejada nas proximidades do Porto de Rio Grande tenha sofrido um acréscimo proporcional ao número de entrada e saída dos navios sendo que, a água de lastro é uma das principais vias de introdução de espécies exóticas nos ambientes (Werschkun *et al.*, 2012; Katsanevakis *et al.*, 2014). Algumas estimativas indicam que mais de 12 bilhões de toneladas de água de lastro são transportadas ao redor do mundo por ano, com aproximadamente 7.000 espécies transitando diariamente associada a ela (IMO/MEPC, 1998; Carlton, 2001). Com base no histórico de invasão de diversas espécies de crustáceos no litoral brasileiro (Moraes *et al.*, 2022; Rosa *et al.*, 2019; Rodrigues *et al.*, 2014; Tavares e Mendonca Jr, 2011) podemos presumir que o vetor da

invasão do *R. harrisii* para o ELP, tenha ocorrido através da água de lastro ou mais remotamente por comunidades incrustantes nos cascos das embarcações. Segundo Projecto-Garcia (2010), a disseminação do *R. harrisii* para o continente europeu e para a costa oeste da América do Norte ocorreu através do comércio de ostras, já que desde o século XVII se mantinha uma rota regular de comércio entre a Nova Inglaterra, a costa oeste americana e o continente europeu. O autor faz essa afirmação pois, o primeiro registro de *R. harrisii* no continente europeu foi em 1874 na Holanda (Wolf, 1954) e, nesse período, não se utilizava a água de lastro nos navios. No caso da introdução do caranguejo no ELP, o primeiro registro da espécie foi na década de 1990 (D’Incao e Martins, 1998), período em que a utilização da água de lastro pelos navios já estava consolidada.

Conclusões

O principal objetivo do presente trabalho foi investigar a origem do caranguejo *R. harrisii*, do ELP. As análises obtidas através da região parcial do gene mitocondrial COI (523 pb) evidenciaram que:

- a) A menor distância genética (Phi-st) e o haplótipo encontrado com maior frequência ocorreu entre os exemplares do sul do Brasil e a Carolina do Norte (USA).
- a) Sendo assim, sugere-se que os exemplares desta região sejam os potenciais fundadores da colonização dos indivíduos brasileiros. Desta forma, provavelmente pelo menos uma fêmea em um único evento de colonização, com esse haplótipo compartilhado, estava entre os colonos brasileiros.

A taxa de mutação da região analisada ocorrer numa baixa frequência e, a reduzida diversidade genética encontrada nos sugerem que, a introdução dos exemplares no ELP ocorreu recentemente através da água de lastro originária da costa leste dos USA.

4.4 Análise dos resíduos sólidos encontrados no ELP

Nos arrastos foram identificados um total de 56 itens coletados entre janeiro e dezembro de 2023. Novamente o ponto de maior abundância foi o Diamante, caracterizado por uma curva abrupta do canal, que possivelmente funciona como um trapeador de resíduos originados mais ao norte, onde se encontram grandes centros, como a capital Porto Alegre (Figura 35).

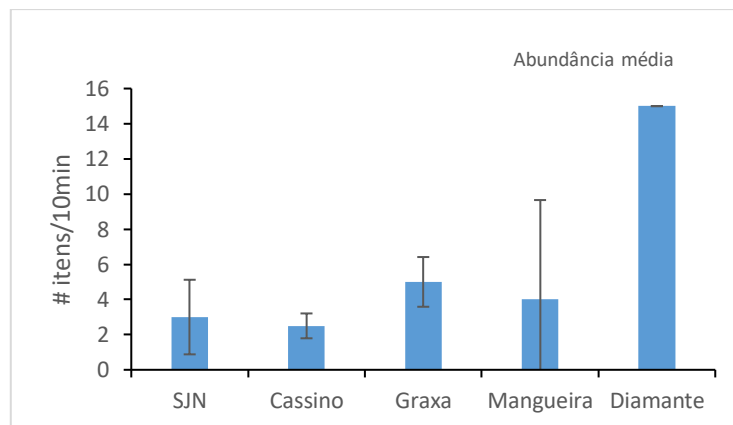


Figura 35. Variação espacial na abundância de resíduos sólidos.

A variação sazonal mostrou dois picos de abundância, sendo o principal no verão (fevereiro). Este pico no verão parece consistente com os dados de 2022, no entanto o pico de inverno, não apresentou uma relevância significativa (Figura 36). Essa ausência de um pico de resíduos sólidos no inverno, pode ser explicada pela vazão de água doce anômala e muito intensa, possivelmente carregando estes resíduos para áreas externas do estuário.

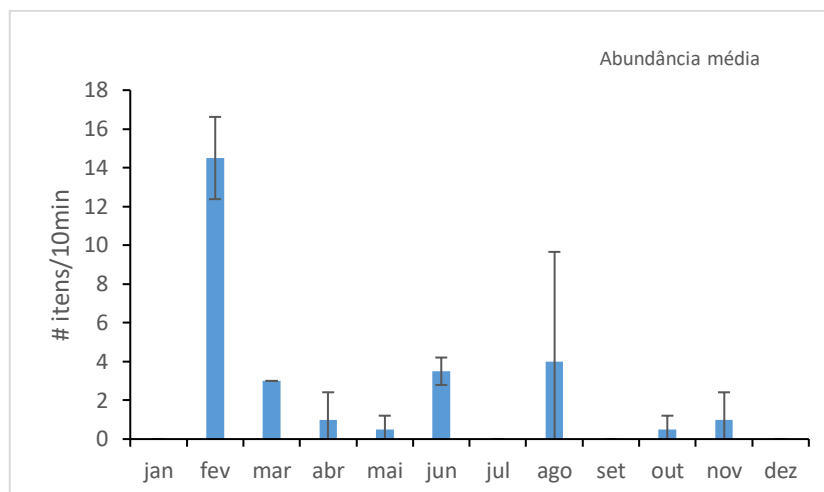


Figura 36. Variação temporal na abundância de resíduos sólidos.

Os resíduos plásticos foram novamente maioria, seguido pelo item fio de pesca. Estes dados concordam com os resultados obtidos para o primeiro ano da série (Figura 37).

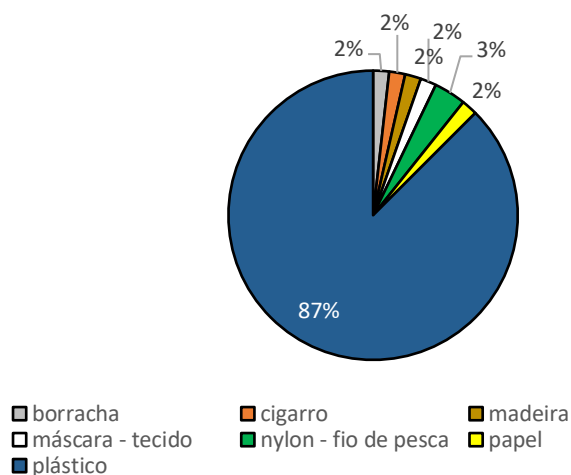


Figura 37. Importância relativa dos diferentes tipos de resíduos sólidos encontrados nos arrastos.

Os resíduos de cor branca e incolor foram os mais abundantes, confirmando os resultados do primeiro ano da série (Figura 38).

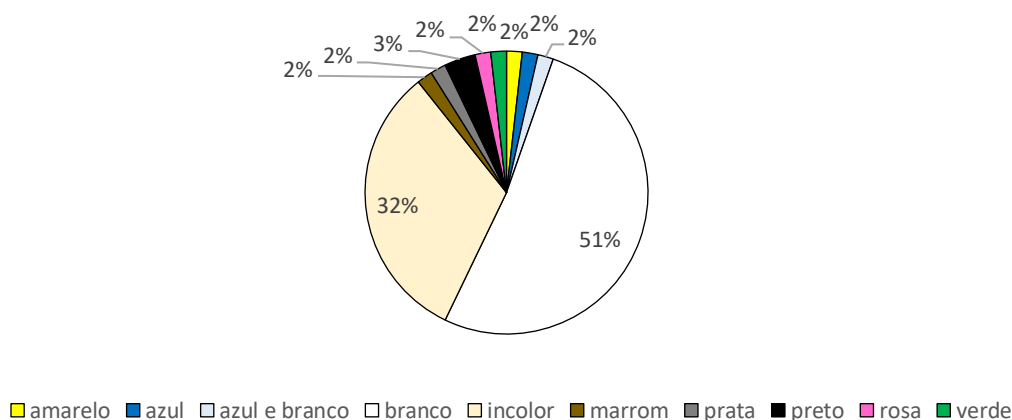


Figura 38. Importância relativa das diferentes cores encontradas nos resíduos sólidos coletados.

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 39). Cabe ressaltar que a porcentagem de formulários corretamente preenchidos é muito baixa necessitando ser melhorado.

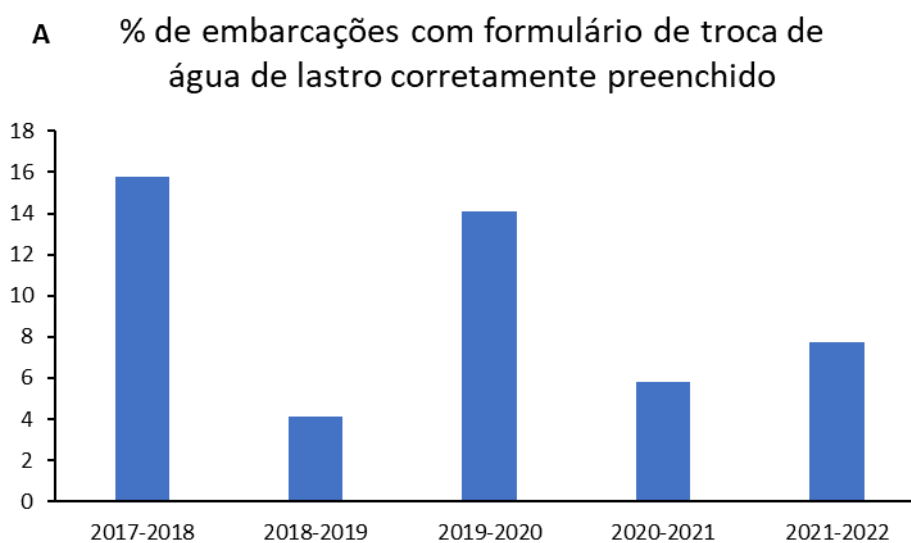


Figura 39. Variação anual da porcentagem de embarcações com formulário de troca de água de lastro corretamente preenchido, no período entre 2017-2022.

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.

Janeiro a Dezembro de 2023

O ano de 2023 se caracterizou por uma mudança no acesso aos dados das movimentações ficando disponíveis apenas aquelas que apresentam pendência do Documento Único Virtual (DUV). Desta forma, diminuíram o número de embarcações analisadas. Abaixo a tabela com as informações analisadas.

Tabela 6. Resumo dos dados do PSP utilizados para as análises do ano de 2023.

Dados Portuários do Programa Porto Sem Papel da Secretaria Especial de Portos 2023				
Embarcação	Data de Atracação	Troca de Água de Lastro	Origem da Água de Lastro	Descarga da Água de Lastro
SEASpan OSPREY	MARÇO/2023	Sim, sem histórico		
SEASpan SANTOS	MARÇO/2023	Sim, sem histórico		
BERGE GALDHOPIGGEN	ABRIL/2023	Sim, com histórico	COLÔMBIA-COBAQ-BARRANQUILLA	PORTO DE BRALU – ALUMAR/MA- Datas desatualizadas quanto à origem, troca e descarga (10/09/2021, 20/09/2021 e 28/09/2021 respectivamente).
OCEAN JUBILEE	ABRIL/2023	Sim, sem histórico		
BBC DANUBE	MAIO/2023	Sim, sem histórico		

Das 5 embarcações analisadas no ano de 2023:



- 0 não trocaram a água (0%);
- Das 5 embarcações restantes (100%):
 - 4 (80%) trocaram a água de lastro e não informaram a sua origem;
 - 1 (20%) trocou a água de lastro e preencheu de maneira inconclusiva o formulário;
- Nenhuma embarcação preencheu adequadamente o formulário em relação a troca da água de lastro.

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. Conforme havia sido ressaltado no relatório de 2022, entende-se que aumentar o número de embarcações amostradas mensalmente, aumentaria o sucesso no preenchimento dos formulários visto que, a taxa de sucesso no preenchimento dos formulários aumenta proporcionalmente com o número de amostras.

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 2023)**

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 2023)**

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 2023)**

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 2023)**

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 distribuiu-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 2023)**

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 2023)**

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 2023)**

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 2023)**

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 (Darrigan 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 2023)**

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 2023, 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 2023)**

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* (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 40). 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 40. Países que, potencialmente, poderiam ter transportado *Temora turbinata* para o ELP em 2021.

• ***Alexandrium tamarense* (não ocorreu em 2023)**

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 2023)**

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⁻³, ~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.

Os anos 2022 e 2023 se caracterizaram pela ocorrência e identificação de duas novas espécies exóticas nas amostragens do monitoramento, sendo elas: *Charybdis hellerii* e *Lysmata vittata*. Estas espécies não tinham podido ser identificadas até o momento do relatório anterior e por isso surgem como novas espécies neste relatório.

Foram coletados três exemplares de cada espécie durante a vigência do projeto “Monitoramento do camarão rosa *Penaeus paulensis* Pérez-Farfante, 1967 e das



espécies invasoras no Estuário da Lagoa dos Patos”. As amostragens foram realizadas passivamente com armadilhas fixadas em três pontos do Estuário da Lagoa dos Patos (ELP), nas localidades da Barra (1), Museu Oceanográfico (2) e Ilha dos Marinheiros (3). Os primeiros exemplares de *Lysmata vittata* e *Charybdis hellerii* foram coletados no outono 2022 no ponto amostral do Museu Oceanográfico (32°01'22" S, 052°06'19" W). Após a coleta, os animais foram transportados e armazenados em freezer. Os exemplares foram identificados, sexados e medidos e serão depositados na coleção de Crustáceos Decápodes do Laboratório de Crustáceos Decápodes–FURG.

Para confirmar se as amostras de siris e camarões coletados pertenciam a espécie *Charybdis hellerii* e *Lysmata vittata* respectivamente, foi feita uma análise genética utilizando-se como marcador uma região parcial do gene mitocondrial da Citocromo Oxidase subunidade I (COI). O DNA da espécie *Charybdis hellerii* foi extraído do músculo dos pereiópodos enquanto da espécie *Lysmata vittata* do exemplar inteiro através do kit Pure Link™ Genomic DNA Mini Kit (Invitrogen). Após a extração, os DNAs foram quantificados por espectroscopia usando o Biodrop® 2000. As amplificações de um fragmento de 683 pb do gene COI foram obtidas para as duas espécies utilizando-se os primers HCO1490 (5' GGTCAACAAATCATAAAGATATTGG 3' e LCO2198 (5' TAACTTCAGGGTGACCAAAAATCA 3') (Folmer *et al.*, 1994). As reações de PCR das duas espécies tiveram um volume final de 25 µL com as seguintes concentrações: tampão 1X, 3 mM MgCl₂, 0,4 mM dNTP, 0,4 pmol de cada primer, 0,04% de BSA, 2,5 U de Taq DNA polimerase e 16 ng de DNA. As amplificações dos DNAs das espécies acima citadas foram realizadas em um termociclador Veriti™ Thermal Cycler, de acordo com Negri *et al.* (2018) seguindo o seguinte ciclo: desnaturação inicial de 5 minutos a 94°C, 40 ciclos de 45s a 94°C (desnaturação), 1min a 60°C (anelamento), 1min30 a 72°C



(extensão) e uma extensão final a 72°C durante 5 minutos. Os produtos amplificados foram corados com GelRed (0,001%) e submetidos à eletroforese em gel de agarose (1%) imersos em tampão Tris/Borato/EDTA (TBE) para avaliação da sua eficiência. Um marcador de peso molecular de 100 pb foi usado para estimar o tamanho total dos fragmentos, sendo o resultado visualizado em um Transiluminador UV UVPR M20. Os produtos com adequada concentração foram então purificados através do kit Purelink Kit de Purificação de DNA Genômico (Invitrogen). Após a verificação da eficiência da purificação em gel de agarose (1%), os produtos referentes à espécie *Charybdis hellerii* foram enviados para sequenciamento na empresa privada ACT Gene (<https://actegene.com.br>). O programa Bioedit 7. 2. 5 (Hall,1999) foi usado para editar manualmente as fitas forward e reverse dos dois fragmentos analisados, com a sequência consenso obtida através do alinhamento ClustalW (Thompson *et al.*, 1994). Após, foram colocadas no programa Blast: Basic Local Alignment Search Tool (National Center for Biotechnology Information-NCBI), para comparação dos nucleotídeos com outras sequências disponíveis no mesmo e, confirmar a identidade taxonômica da espécie.

Com o mesmo objetivo, as três sequências obtidas dos exemplares de *Charybdis hellerii* do ELP foram comparadas com outras 17 disponíveis no GenBank (NCBI) para a mesma espécie e mesma região do DNA mitocondrial contendo 593 pb. A comparação foi feita através de alinhamento usando o ClustalW (Thompson *et al*, 1994) disponível no Bioedit 7. 2. 5 (Hall,1999) As sequências usadas do GenBank (NCBI) pertenciam as seguintes regiões: Brasil (BR): Ceará (CE) (KX060268), Rio Grande do Norte (RN) (KX060283), Alagoas (AL) (KX060290), Bahia (BA) (KX060261) , Rio de Janeiro (RJ) (KX060271), São Paulo (SP) (KX060244), Santa Catarina (SC) (KX060236), Turquia



(KX060313), Golfo Pérsico (KX060330), Indonésia (KX060315), Malásia (KX060304), Austrália (KX060266), China (KX060343), Melanésia (KX060322), Panamá (KX060257), Mar do Caribe (KX060333), USA-Flórida (KX060303) (Negri *et al.*, 2018). O DNA purificado da espécie *Lysmata vittata* não foi enviado para sequenciamento devido a problemas técnicos na empresa que realiza este serviço, porém, será concluído em breve.

Descrição taxonômica das espécies exóticas coletadas e identificadas em 2022 e 2023

Caridea

Lysmatidae Dana, 1852

Lysmata vittata (Stimpson, 1860)

É um camarão, nativo de águas marinhas temperadas a subtropicais, descrito pela primeira vez em Hong Kong por Stimpson em 1860. Faz parte de um complexo de aproximadamente 48 espécies, amplamente distribuídas em águas marinhas tropicas e subtropicais. Possui corpo translucido coberto por listras vermelhas. Ela é introduzida em muitas partes do mundo, incluindo o Brasil (Alves *et al.*, 2008; Soledade *et al.*, 2013; Guéron *et al.*, 2022).

Nome Popular: camarão hortelã-pimenta

Material examinado. 3 fêmeas ovadas.

Lugar de Origem: Indo-Pacífico Ocidental.

Distribuição geográfica: Indo-West Pacific – Moçambique até Hong Kong, Rússia, Japão, Filipinas, Indonésia, Austrália e Nova Zelândia. Atlântico Oeste – Panamá e Brasil (Pachelle *et al.*, 2020).



Registros anteriores para o Brasil: Sergipe, Bahia, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina (Pachelle *et al.*, 2020).

Habitat: ocorre em uma variedade de habitats, incluindo bancos de ostras, canais lamacentos, pedregulhos em fundos arenosos, sob rochas, em recifes de coral e em algas, em poças de maré e em estuários. espécie é omnívora.

Comportamento/Ecofisiologia: Vivem em grupos de 9 a 40 indivíduos, ao longo de áreas rochosas, banco de ostras, com esponjas ou recifes de corais, poças de marés, canais lamacentos, pedregulhos, fundos arenosos e na região estuarina entre 2 e 50 m (Baeza *et al.*, 2009; Marin *et al.*, 2012; Soledade *et al.*, 2013).

Reprodução: É um hermafrodita simultâneo protândrico, amadurecendo primeiro como macho e depois se reproduzindo como um euhermafrodita funcional, com um ovotestis produzindo ovos, mais ainda acasalando como macho (Chen *et al.*, 2019).

Dieta: é omnívoro, ocasionalmente faz limpeza, removendo ectoparasita dos peixes.

Ambientes Preferenciais para Invasão: Marinho costeiro, estuarino, substratos consolidados e inconsolidados.

Impactos Ecológicos: Desconhecido.

Impactos Econômicos: Desconhecido

Prevenção em Âmbito Mundial: Implantar medidas de gestão e controle conforme preconizado na Convenção de Água de Lastro da IMO (Organização Marítima Internacional).

Prevenção no Brasil: Cumprir a NORMAN 20, incluindo a troca de água de lastro pelos navios e inspeção nos portos; implantar programas de monitoramento ambiental.

Brachyura

Portunidae Rafinesque, 1815.

Charybdis (*Charybdis*) *hellerii* (A. Milne-Edwards, 1867)

É um siri nadador com uma ampla distribuição geográfica, nativa do Indo-Pacífico.

Nome Popular: siri bidu; siri de espinho, siri capeta.

Material examinado: 3 fêmeas (Largura da Carapaça 27,7; 30,6 e 37,2 mm).

Lugar de Origem: Indo-Pacífico (Lemaitre, 1995; Tavares e Mendonça Jr., 2004).

Distribuição geográfica: Indo-Pacífico – Japão, Filipinas, Nova Caledônia, Austrália, Havaí. Todo oceano Índico. Mar Vermelho. Leste do Mar Mediterrâneo – Israel e Egito. Atlântico Leste. Atlântico Oeste – Flórida (Estados Unidos), Golfo México; Cuba, Colômbia, Venezuela, Guiana Francesa e Brasil (Junqueira *et al.*, 2009).

Registros anteriores para o Brasil: Pará, Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, paraná e Santa Catarina (Tavares e Mendonça Jr., 2004; Bentes *et al.*, 2013; Mantelatto *et al.*, 2020).

Habitat: Pode explorar habitats diversos. Nas áreas onde ocorre naturalmente tem sido assinalada desde a zona do entre marés até profundidades além dos 30 m. No Indo-Pacífico ocorre em habitats tão diversos quanto recifes de coral, manguezais, costões rochosos, substratos não consolidados, sob rochas, em colnias de briozoários e algas, bahias e estuários.

Comportamento/Ecofisiologia: A espécie possui comportamento críptico o que proporciona proteção visual contra possíveis predadores.

Reprodução: A espécie tem reprodução sexuada, o macho segura a fêmea antes da muda e a carrega por baixo de sua carapaça. Ele libera a fêmea, permite que ela mude e então copula com ela (Williams, 1984).

Dieta: onívoro

Ambientes Preferenciais para Invasão: Marinho costeiro, estuarino, substratos consolidados e inconsolidados (Tavares e Mendonça Jr., 2004).

Impactos Ecológicos: Diminuição da biodiversidade. Embora pouco se saiba sobre o impacto das espécies sobre as comunidades nativas, as consequências ecológicas de sua introdução em habitats sensíveis como os recifes de coralinos brasileiros podem ser graves (Junqueira *et al.*, 2009). Estima-se que na Baía de Todos os Santos (BA) *C. hellerii* já seja mais abundante do que o portunídeo *Callinectes larvatus* (Carqueija, 2000). A espécie pode competir com as espécies nativas por hábitat e alimento.

Impactos Econômicos: Possível competição com espécies comercialmente importantes do gênero *Callinectes*, causando uma possível diminuição na abundância dessas espécies (Tavares e Mendonça Jr., 2004).

Prevenção em Âmbito Mundial: Implantar medidas de gestão e controle conforme preconizado na Convenção de Água de Lastro da IMO (Organização Marítima Internacional).

Prevenção no Brasil: Cumprir a NORMAN 20, incluído a troca de água de lastro pelos navios e inspeção nos portos; implantar programas de monitoramento ambiental.

A figura 42 mostra a atual distribuição de *Lysmata vittata* e *Charybdis hellerii* no litoral brasileiro.

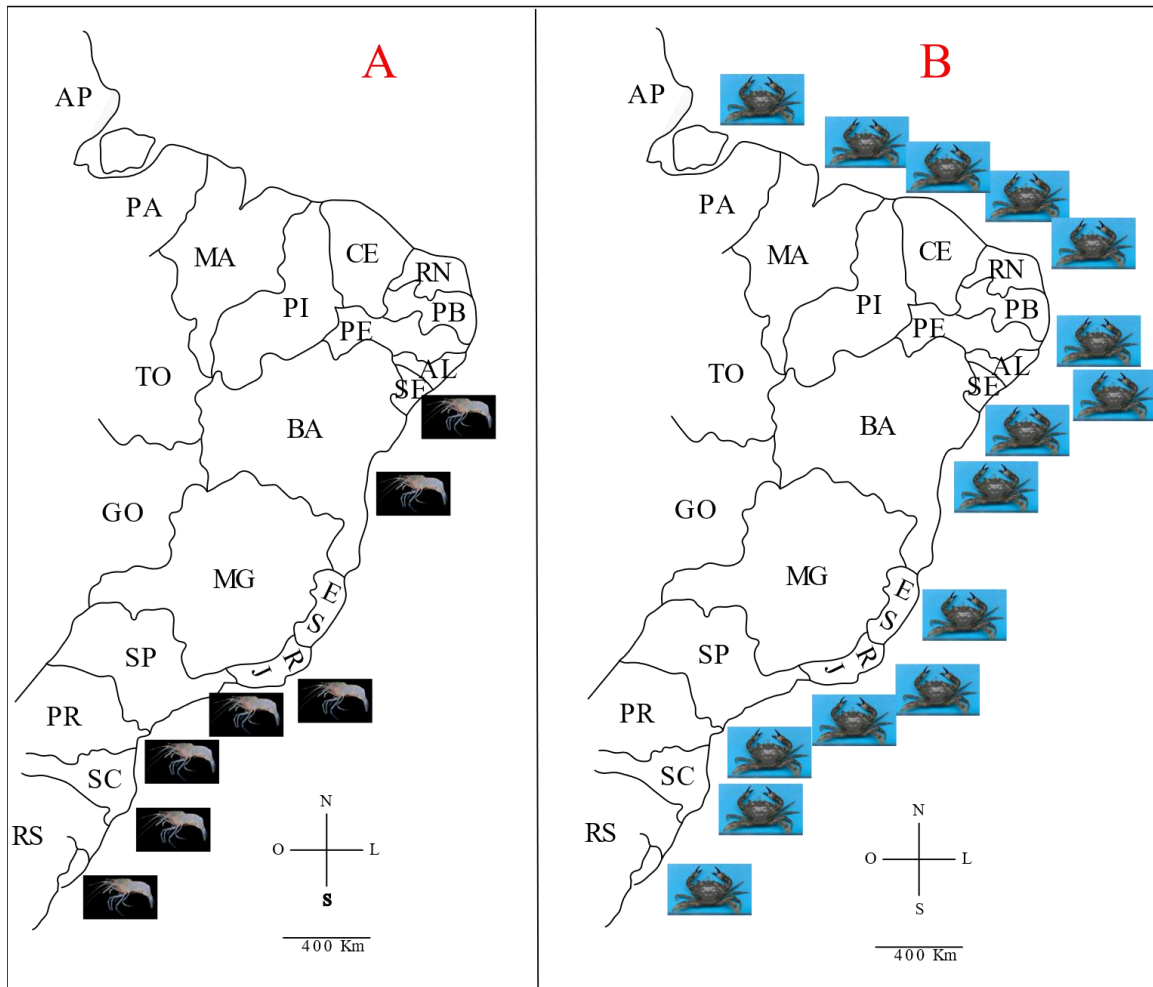


Figura 42 – Distribuição de *Lysmata vittata* (A) e *Charybdis hellerii* (B) no litoral brasileiro.

Os resultados obtidos através do Blast (NCBI), com 99 e 100% de confiabilidade, (Figura 44) e, do alinhamento com exemplares de outras regiões (Figura 43), confirmaram serem os três exemplares de caranguejo coletados no ELP pertencentes a espécie *Charybdis hellerii*. As variações encontradas entre nucleotídeos nas sequências, (Figura 43) são esperados entre exemplares dentro da mesma espécie.

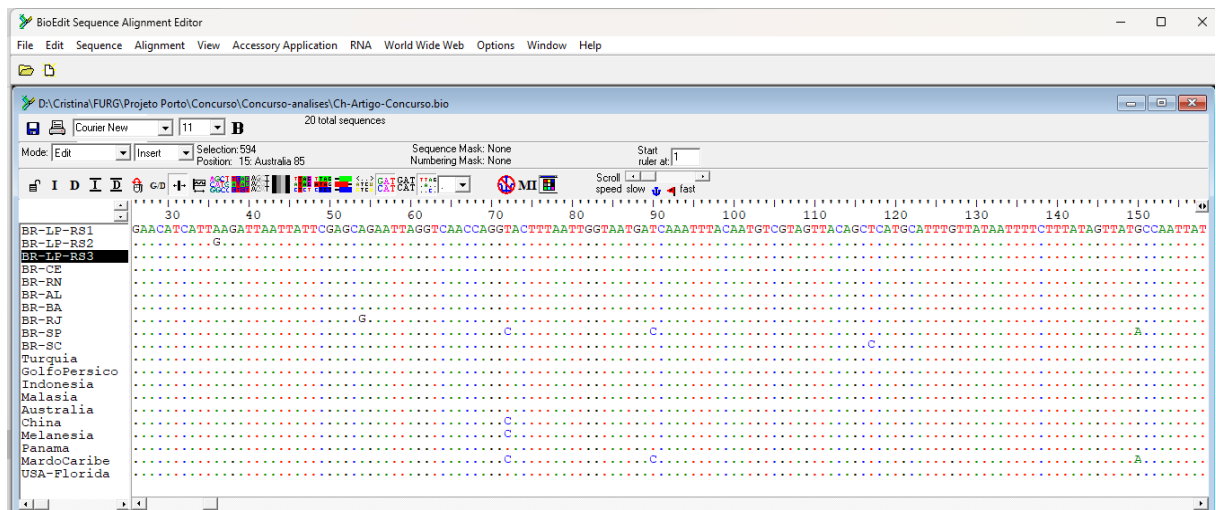


Figura 43 – Alinhamento obtido através do ClustalW usando seqüências parciais do gene COI de *Charibdys hellerii* de 17 localidades diferentes, disponíveis no GenBank, para confirmação taxonômica da espécie

Sequences producing significant alignments		Download	Select columns	Show	100			
Description	Scientific Name	Max Score	Total Score	Query Cover	E value	Per. Ident	Acc. Len	Accession
<input checked="" type="checkbox"/> Charybdis hellerii isolate XDNA - 1039 341 cytochrome oxidase subunit 1 (COI), gene, partial cds, mitochondrial	Charybdis hellerii	1256	1256	100%	0.0	99.85%	684	KX060314.1
<input checked="" type="checkbox"/> Charybdis hellerii isolate XDNA - 172 112 cytochrome oxidase subunit 1 (COI), gene, partial cds, mitochondrial	Charybdis hellerii	1254	1254	99%	0.0	99.85%	683	KX060230.1
<input checked="" type="checkbox"/> Charybdis hellerii isolate XDNA - 1039 362 cytochrome oxidase subunit 1 (COI), gene, partial cds, mitochondrial	Charybdis hellerii	1251	1251	100%	0.0	99.71%	684	KX060321.1
<input checked="" type="checkbox"/> Charybdis hellerii isolate XDNA - 1039 360 cytochrome oxidase subunit 1 (COI), gene, partial cds, mitochondrial	Charybdis hellerii	1251	1251	100%	0.0	99.71%	684	KX060319.1
<input checked="" type="checkbox"/> Charybdis hellerii isolate XDNA - 1039 340 cytochrome oxidase subunit 1 (COI), gene, partial cds, mitochondrial	Charybdis hellerii	1251	1251	100%	0.0	99.71%	684	KX060313.1
<input checked="" type="checkbox"/> Charybdis hellerii isolate XDNA - 172 110 cytochrome oxidase subunit 1 (COI), gene, partial cds, mitochondrial	Charybdis hellerii	1251	1251	99%	0.0	99.85%	680	KX060229.1
<input checked="" type="checkbox"/> Charybdis hellerii isolate XDNA - 187 118 cytochrome oxidase subunit 1 (COI), gene, partial cds, mitochondrial	Charybdis hellerii	1249	1249	99%	0.0	99.71%	683	KX060234.1
<input checked="" type="checkbox"/> Charybdis hellerii isolate XDNA - 172 105 cytochrome oxidase subunit 1 (COI), gene, partial cds, mitochondrial	Charybdis hellerii	1249	1249	99%	0.0	99.71%	683	KX060224.1
<input checked="" type="checkbox"/> Charybdis hellerii isolate XDNA - 1039 419 cytochrome oxidase subunit 1 (COI), gene, partial cds, mitochondrial	Charybdis hellerii	1245	1245	100%	0.0	99.56%	684	KX060331.1
<input checked="" type="checkbox"/> Charybdis hellerii isolate XDNA - 506 345 cytochrome oxidase subunit 1 (COI), gene, partial cds, mitochondrial	Charybdis hellerii	1245	1245	100%	0.0	99.56%	684	KX060318.1
<input checked="" type="checkbox"/> Charybdis hellerii isolate XDNA - 187 135 cytochrome oxidase subunit 1 (COI), gene, partial cds, mitochondrial	Charybdis hellerii	1245	1245	99%	0.0	99.85%	677	KX060246.1
<input checked="" type="checkbox"/> Charybdis hellerii isolate XDNA - 172 107 cytochrome oxidase subunit 1 (COI), gene, partial cds, mitochondrial	Charybdis hellerii	1245	1245	99%	0.0	99.71%	681	KX060226.1

Figura 44 – Resultados obtidos através do Blast (NCBI) para os três exemplares coletados no ELP

O reconhecimento da extensão e complexidade dos impactos causados pela introdução de espécies exóticas marinhas aumentou consideravelmente durante as três últimas décadas, não apenas por parte da comunidade científica, mas em especial no



âmbito das estruturas governamentais responsáveis pela gestão do meio ambiente (Fernandes *et al.*, 2009).

A entrada de *Lysmata vittata* e *Charybdis hellerii* no Brasil, provavelmente, foi facilitada pelo aumento do tráfego naval, sendo provavelmente transportados por água de lastro. No Estuário da Lagoa dos Patos, este fato pode ter ocorrido pelo transporte de larvas pela corrente brasileira (direção norte sul) sendo que isto explicaria as primeiras ocorrências das espécies terem sido na Região Nordeste e Sudeste e, posteriormente, na Região Sul.

As espécies uma vez estabelecidas no ambiente, podem afetar de várias maneiras as nativas: através de competição por alimento e/ou abrigo e/ou predação sobre outros membros da comunidade. *Charybdis hellerii* apresenta uma dieta carnívora generalizada (Dineen *et al.*, 2001), podendo se apresentar como potencial predador de espécies nativas e/ou competidor de portunídeos nativos, e deslocar também espécies de crustáceos nativos de habitats de água rasas (Felder *et al.*, 2010). Além disso, é um potencial hospedeiro do vírus da Síndrome da Mancha Branca (WSSV), representando um risco potencial para a aquicultura (Tavares, 2011).

No Estuário da Lagoa dos Patos localiza-se o Porto de Rio Grande, com grande fluxo de vários tipos de navios que partem ou chegam de diversos locais do mundo, desta forma, esses navios poderiam ter sido os responsáveis pela introdução das espécies no estuário. A hipótese é que as espécies teriam vindo através da água de lastro assim como através de correntes marinhas vindas da Região Nordeste e Sudeste do país. Segundo Negri *et al.* (2018) a ocorrência de *C. hellerii* ao longo da costa Atlântica da América poderia ter ocorrido através de introduções únicas ou múltiplas do



Mediterrâneo para o Mar do Caribe, seguidas de dispersão para outras regiões das Caraíbas, Flórida e América do Sul.

As estratégias para lidar com as invasões ocasionadas por espécies exóticas estão associadas, em primeira instância, à prevenção, detecção e resposta rápida, seguidas por estratégias de erradicação e controle (Leão *et al.*, 2011). A prevenção é a primeira linha de defesa contra processos de invasões biológicas, por ser a mais efetiva do ponto de vista biológico e a que oferece melhor relação custo-benefício em termos financeiros. Caso as iniciativas em prevenção tenham falhado e espécies tenham sido introduzidas, redes e ações de detecção precoce e resposta rápida são fundamentais para identificar um novo potencial foco de invasão e erradicá-lo de imediato, sem maiores custos e em curto intervalo de tempo. A resposta rápida para prevenir introdução, o estabelecimento ou a expansão de espécies exóticas invasoras é apropriada mesmo se não houver certeza de seus impactos em longo prazo (IUCN, 2000).

Quando espécies exóticas introduzidas se estabelecem no ambiente, as principais estratégias de manejo são a erradicação e o controle, sendo que um programa de controle pode ser composto por medidas para conter a dispersão da espécie, reduzir sua abundância e sua densidade e/ou mitigar seus impactos, para conservar ou restaurar ecossistemas, habitats e/ou espécies nativas, principalmente as endêmicas e ameaçadas de extinção. (Leão *et al.*, 2011).

Conclusões e Recomendações

Até o momento não foi registrado nenhum impacto a outras espécies de decápodes ou às comunidades bentônicas locais. Contudo, os impactos são muito



complexos de avaliar, especialmente os relacionados com modificações nas interações ecológicas causados pelas introduções biológicas. Alterações relevantes nos processos naturais devido às ações de espécies exóticas podem passar despercebidas por longos anos, até que sua influência venha afetar o ecossistema ou as atividades humanas. Desta forma, o monitoramento do controle ambiental se torna uma tarefa extremamente complexa e muitas vezes impossível de ser implementada. A detecção precoce de espécies invasoras pode permitir uma intervenção rápida para conter e erradicar tais espécies antes que se espalhem e se estabeleçam. Estratégias de vigilância como, por exemplo, através de coletas contínuas nos locais com risco de invasão como o Estuário da Lagoa dos Patos, é uma forma eficiente de controle/gerenciamento de invasões biológicas.

Principais conclusões para o ano de 2023

- A safra de 2023 se caracterizou por uma sincronia temporal compatível com a média esperada para a espécie na região. No entanto, chama a atenção uma abrupta redução da abundância em março, o que pode ter sido a influência da intensificação das chuvas neste mês ou ainda um excessivo esforço de pesca dirigido.

- No caso particular da safra de 2024, a árvore de decisão leva claramente a uma safra de categoria ruim, já que a abundância de juvenis foi inferior a 48 indivíduos nos meses de novembro e dezembro. Neste cenário, o próximo nó de influência é a intensidade do ENSO, que se manteve sempre acima do limiar de 0,44 indicado pelo modelo. Desta forma, o modelo indica um início de safra bastante ruim para 2024, com capturas inferiores a 1 tonelada durante fevereiro.

- Em relação ao caranguejo *R. harrisii*, a espécie continua se mostrando bem estabelecida na região, com população plenamente funcional. O padrão de maior abundância e reprodução no verão se manteve para 2023. Considerando que esta espécie invadiu o ambiente via água de lastro, a atividade portuária é provavelmente responsável por essa invasão biológica.

- 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. A menor distância genética (Phi-st) e o haplótipo encontrado com maior frequência ocorreu entre os exemplares do sul do Brasil e a Carolina do Norte (USA). Sendo assim, sugere-se que os exemplares desta região sejam os potenciais fundadores da colonização dos indivíduos brasileiros. Desta forma, provavelmente pelo menos uma fêmea em um único evento de colonização,



com esse haplótipo compartilhado, estava entre os colonos brasileiros. A taxa de mutação da região analisada ocorrer numa baixa frequência e, a reduzida diversidade genética encontrada nos sugerem que, a introdução dos exemplares no ELP ocorreu recentemente através da água de lastro originária da costa leste dos USA.

- Resultados de todos os cenários de mudanças climáticas futuras avaliadas indicam expansão das áreas com níveis mais elevados de adequabilidade e sugerem que a médio e longo prazo maiores áreas serão adequadas ambientalmente para permitir o estabelecimento ou expansão de populações de *R. harrisii*. Essa predição é mais pronunciada na região costeira do extremo norte da Argentina e sudoeste uruguaio, assim como também na faixa sul do Rio Grande do Sul e sudeste do Uruguai, a partir da Lagoa dos Patos. Dentro da Lagoa dos Patos, é predito que a área norte da lagoa terá expansão de áreas com maiores níveis de adequabilidade. Também é observado um aumento dos níveis de adequabilidade pontualmente na faixa entre Itajaí e Florianópolis, porém separado da Lagoa dos Patos por uma extensa faixa predita como ambientalmente pouco adequada para a ocorrência da espécie

- Ainda sobre as espécies invasoras, foram coletados exemplares, de duas novas espécies invasoras, o siri *Charybdis helleri* e o camarão *Lysmata vittata*. Contudo, sua ocorrência é esporádica e foi coletada apenas durante dois eventos. Ao contrário do caranguejo invasor, ambas não parecem estar plenamente estabelecidas, pois possuem baixa frequência de ocorrência e não apresentam ciclos biológicos bem marcados na região.

- 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 influência de turismo. Os locais com maiores abundância de plásticos são as principais áreas de pesca.

REFERÊNCIAS

- 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.
- ALVES, D. F. R.; MARCONDES, L.; DANIEL, J.; HIORSE, G. L.; MARTINEZ, P. A.; DOLABELLA, S. S.; BARROS-ALVES, S. P. 2018. Morphological and molecular analyses confirm the occurrence of two sympatric *Lysmata* shrimp (Crustacea, Decapoda) in the southwestern Atlantic. *Zootaxa*, 4526(1): 41-55
- 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.
- ASSIS, J., L. TYBERGHEIN, S. BOSCH, H. VERBRUGGEN, E. A. SERRÃO, AND O. DE CLERCK. 2018. “Bio-ORACLE v2.0: Extending Marine Data Layers for Bioclimatic Modelling.” *Global Ecology and Biogeography* 27 (3): 277–84. <https://doi.org/10.1111/geb.12693>.
- AVISE, J.C. 1992 Molecular population structure and the biogeographic history of a regional fauna: a case history with lessons for conservation biology. *Oikos*, 63: 62-76. <https://doi.org/10.2307/3545516>
- BAEZA, J. A.; BOLAÑOS, J. A; HERNANDEZ, J. E.; LÓPEZ, R. 2009. A new species of



- Lysmata (Crustacea, Decapoda, Hippolytidae) from Venezuela, southeastern caribbean sea. *Zootaxa*, 2240: 60-68
- 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.
- BEAUMONT, N.J.; AANESEN, M.; AUSTEN, M.C.; BÖRGER, T.; CLARK, J.R.; COLE, M.; HOOPER, T.; LINDEQUE, P.K.; PASCOE, C.; WYLES, K.J. 2019. Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 189-195.
- BENTES, A. B.; LIMA, W. G.; FERNANDES, S.; PAULA, J. D; SILVA, K.; ABRUNHOSA, F.; BENTES, B. 2013 Occurrence of *Charybdis hellerii* (Milne Edwards, 1867) (Crustacea, Decapoda, Portunidae) in an Amazonia Estuary. *Biota Amazônia*, 3(2): 181-184.
- BITAR, O. Y.; ORTEGA, R. D. 1998. Gestão ambiental. *Geologia de Engenharia*. São Paulo: ABGE, cap, 32, 499-508.
- BOSCH, S. 2020. "sdmpredictors: Species Distribution Modelling Predictor Datasets. R package version 0.2.9." 2020. Accessed December 25, 2020. <https://cran.r-project.org/package=sdmpredictors>.
- 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
- BRYN, A., T. BEKKBY, E. RINDE, H. GUNDERSEN, AND R. HALVORSEN. 2021. “Reliability in Distribution Modeling—A Synthesis and Step-by-Step Guidelines for Improved Practice.” *Frontiers in Ecology and Evolution* 9 (November): 1–16. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.658713>.
- BUENO, S. 2023. Conheça os principais Portos Brasileiros. <https://www.fazcomex.com.br/comex/portos-brasileiros/>. Accessed 14 June 2023
- 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.
- CARLTON, J.T. 2001. Introduced species in U.S. coastal waters: environmental impacts and management priorities. Pew Oceans Commission, Arlington, Virginia, United States, 28p
- CARQUEIJA, C.R.G. 2000. Situação atual e impactos da introdução da espécie exótica *Charybdis hellerii* (Decapoda, Brachyura, Portunidae) na costa da Bahia. In: Congresso Brasileiro sobre Crustáceos, 1: 66.



- 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 deTamaulipas, 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.
- 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.
- COZAR, A.; ECHEVARRIA, F.; GONZALEZ-GORDILLO, J.I.; DUARTE, C.M. 2014. Plastic debris in the open ocean. *Pnas* 111 (28) 10239-10244 <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>
- 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. ; 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; ROTHLSBERG, 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.
- DINEEN, J. F.; CLARK, P. F.; HINES, A. H.; REED, S. A.; WALTON, H. P. 2001. Life story, larval description, and natural history of *Charybdis helleri* (Decapoda, Brachyura, Portunidae), an invasive crab in the western Atlantic. *J Crustacean Biol*, 21:774-805.
- 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.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária -
https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_73_711200516719.html#:~:text=O%20monitoramento%20ambiental%20%C3%A9%20um,tend%C3%AAs%20ao%20longo%20do%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 Congresso 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.
- FERNANDES, F. C.; CAMPOS, S. H. C.; PLASTINA, A. 2009. Estrutura de prevenção e controle. Pp 397- 423. In: Lopes, R. M. (ed.). Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas do Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA/SBF. 440p
- 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.
- FOLMER, O.; BLACK, M.; HOCH, W.; LUTZ, R.; VRIJENHOEK, R. 1994. DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular Marine Biology and Biotechnology*, 3(5):294-299.
- FOWLER, A. E.; FORSTRÖM, 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.
- FU, Y.X. 1997. Statistical tests of neutrality of mutations Against population growth, hitchhiking and background selection. *Genetics* 147: 915-925. <https://doi.org/10.1093/genetics/147.2.915>
- 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.
- Gregory, M. R. 2009. Environmental Implications of Plastic Debris in Marine Settings—Entanglement, Ingestion, Smothering, Hangers-On, Hitch-Hiking and Alien Invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B, Biological Sciences*, 364, 2013-2025. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0265>
- GUÉRON, R.; ALMEIDA, A. O.; AGUILAR, R.; OGBURN, M. B.; PRAKASH, S.; BAEZA, J. A. 2022. Delimiting species within the *Lysmata vittata* (Stimpson, 1860) (Decapoda: Lysmatidae) species complex in a world full of invaders. *Zootaxa*, 5150(2): 189–216.
- GUO, Q., M. KELLY, AND C. H. GRAHAM. 2005. “Support Vector Machines for Predicting Distribution of Sudden Oak Death in California.” *Ecological Modelling* 182: 75–90. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.07.012>.
- 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.
- HAO, T., ELITH, J.; LAHOZ-MONFORT, J.J.; GUILLERA-ARROITA, G. 2020. “Testing Whether Ensemble Modelling Is Advantageous for Maximising Predictive Performance of Species Distribution Models.” *Ecography* 43 (4): 549–58. <https://doi.org/10.1111/ecog.04890>.



- 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.
- HIJMANS, R. J., S. PHILLIPS, J. R. LEATHWICK, AND J. ELITH. 2017. “dismo: Species Distribution Modeling.” Accessed October 31, 2020. <https://cran.r-project.org/package=dismo>.
- 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).
- IMO/MEPC (1998) Harmful aquatic organisms in ballast water. Report of the Working Group on Ballast Water convened during MEPC 41. MEPC 42/8, IMO.
- 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.



- IUCN (World Conservation Union). 2000. Guideline for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. Prepared by the Invasive Species Specialist Group. Approved by the 51st Meeting of the IUCN Council, Gland, Switzerland, 15p.
- IVAR DO SUL, J.A.; COSTA, M.F. 2013. Plastic pollution risks in an estuarine conservation unit. *J Coast Res* 65:48–53.
- JAMBECK JR; GEYER R; WILCOX C; SIEGLER TR; PERRYMAN M; ANDRADY A; NARAYAN R.; LAW, K.L. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* (80-) 347:768–771.
- 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
- JUNQUEIRA, O. R.; TAVARES, M. D. S.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; RADASHEVSKY, V. I.; CIRELLI, J. O.; JULIO, L. M.; ROMAGNOLI, F. C.; FERREIRA-SILVA, M. A. 2009. Zoobentos. pp 45-371. In: Lopes, R. M. (ed.). Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas do Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA/SBF, 440p.
- KARATZOGLOU, A., et al. 2004. Kernlab—An S4 Package for Kernel Methods in R. *Journal of Statistical Software*, 11, 1-20.
- KEITH, D.E. 2007. Occurrence of the estuarine mud crab, *Rhithropanopeus harrisi*, in Texas reservoirs. <http://www.tarleton.edu/~biology/MudCrab.html>. Personal communication. Cited on 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.
- LACERDA ALF, KERSANACH R, CORTINHAS MCS, PRATA PFS, DUMONT LFC, PROIETTI MC, MAGGIONI R, D'INCAO F. 2016. High Connectivity among Blue Crab (*Callinectes sapidus*) Populations in the Western South Atlantic. PLoS ONE 11(4): e0153124. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153124>
- 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).
- LEÃO T. C. C.; ALMEIDA, W. R.; DECHOUM, M. Z.; ZILLER, S. R. 2011. Espécies exóticas invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, manejo e políticas públicas. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Recife, PE., 99 p.
- LEBRETON, L., VAN DER ZWET, J., DAMSTEEG, JW. ET AL. 2017. River plastic emissions to the world's oceans. Nat Commun 8, 15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- LEMAITRE, R. 1995. *Charybdis hellerii* (Milne Edwards, 1867), a nonindigenous portunid crab (Crustacea: Decapoda: Brachyura) discovered in the Indian river lagoon system of Florida. Proceedings of the Biological Society of Washington, 108(4): 643-648.
- LIAW, A.; M. WIENER. 2002. "Classification and Regression by RandomForest." R News 2 (3): 18–22.



- 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 specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12pp
- 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.
- MANTELATTO, F. L.; TAMBURUS, A. F.; MAGALHÃES, T.; BURANELLI, R. C.; TEROSSI, M.; NEGRI, M.; CASTILHO, A. L.; COSTA, R. C.; ZARA, F. J. 2020. Checklist of decapod crustaceans from the coast of the São Paulo state (Brazil) supported by integrative molecular and morphological data: III. Infraorder Brachyura Latreille, 1802. *Zootaxa*, 4872(1): 001-108, 2020.
- 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.
- MARIN, I. N.; KORN, O. M.; KORNIENO, E.S. 2012. The caridean shrimp *Lysmata vittate* (Stimpson, 1860) (Decapoda: Hippolytidae): A new species for the fauna of Russia. *Russian Journal of Marine Biology*, 38 (4): 359-363.



- 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.
- MARQUES JR., A.N.; MORAES, R.B.C.; MAURAT, M.C. 2009. Poluição marinha. In: Pereira, R.C.; SoaresGomes, A. (orgs), Biologia Marinha, Interciência, Rio de Janeiro, Brasil.
- MAZZOLINI,E. 2010. Food, waste, and judgment on mount everest. Cult. Critiq.76, 1e27.
- MCCARTNEY MA, MALLEZ S, GOHL DM. 2019. Genome projects in invasion biology. Conserv Genet 20: 1201–1222. <https://doi.org/10.1007/s10592-019-01224-x>
- 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.
- MEROW, C., M. J. SMITH, AND J. A. SILANDER. 2013. "A Practical Guide to MaxEnt for Modeling Species' Distributions: What It Does, and Why Inputs and Settings Matter." Ecography 36 (10): 1058–69. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>.
- 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
- MORAES, IRR; DAVANSO, TM; SILVA, AR; COBO, VJ; ALVES, DFR; SANTANA, W; MANTELATTO, FL.; CASTILHO, AL. 2022. A first report of decapod crustaceans (Anomura and Brachyura) from Laje de Santos: a no-take marine reserve in the southeast coast of Brazil. Rev Mex Biodivers 93. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2022.93.3658>
- 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.



- NAIMI, B., N. A. S. HAMM, T. A. GROEN, A. K. SKIDMORE, A. G. TOXOPEUS. 2014. "Where Is Positional Uncertainty a Problem for Species Distribution Modelling?" *Ecography* 37 (2): 191–203. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x>.
- 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>
- NEGRI, M.; SCHUBART, C. D.; MANTELATTO, F. L. 2018. Tracing the introduction history of the invasive swimming crab *Charybdis helleri* (A. Milne-Edwards, 1897) in the Western Atlantic: evidences of high genetic diversity and multiple introductions. *Biol. Invasions*, 20: 1771-1798.
- 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.
- NEVES, FN. 2008. Porto e barra do Rio Grande: história, memória e cultura portuária. Corag, Porto Alegre
- NISC, National Invasive Species Council. 2001. Meeting the Invasive Species Challenge: National Invasive Species Management Plan. 90 pp.
- 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).



Oehlmann et al., 2009

- OEHLMANN, J.; SCHULTE-OEHLMANN, U.; KLOAS, W.; JAGNYTSCH, O.; LUTZ, I.; KUSK, K.O.; WOLLENBERGER, L.; SANTOS, E.M.; PAULL, G.C.; VAN LOOK, K.J W.; TYLER, C.R. 2009. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Phil. Trans. R. Soc.* B3642047–2062 <http://doi.org/10.1098/rstb.2008.0242>
- 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.
- PACHELLE, P.; CARVALHO, L.; FERNANDES RODRIGUES ALVES, D.; ANKER, A. 2002. A revision of the Brazilian species of *Lysmata* Risso, 1816 (Decapoda: Caridea: Lysmatidae), with discussion of the morphological characters used in their identification. *Zootaxa* 4789(1): 055-090. DOI:10.11646/zootaxa.4789.1.2
- PAIVA, M.P. 1974. Crescimento, alimentação e reprodução de traíra, *Hoplias malabaricus* (Bloch), no nordeste brasileiro, Fortaleza: Imprensa Universitária da UFC, 32p.
- 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 tamarense* (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.
- PHILLIPS, S. J., DUDÍK, M.; SCHAPIRE, R.E. 2020. "Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.3)." 2020. Accessed October 31, 2020. http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/.
- PHILLIPS, S. J., ANDERSON, R.P.; SCHAPIRE, R.E. 2006. "Maximum Entropy Modeling of Species Geographic Distributions." *Ecological Modelling* 190 (3–4): 231–59. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>.
- 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>.
- RICCIARDI, A. 1998. Global range expansion of the asian mussel *Limnoperna fortunei* (Mytilidae): another fouling threat to freshwater systems. *Biofouling*, 13(2): 97-106.
- 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.
- RODRIGUES MA, VIEIRA RR, D'INCAO F. 2014. Range extension of the mud crab *Eurypanopeus depressus* (Smith, 1869) (Decapoda, Panopeidae): A new record for the coastal south of Brazil. *Biota Neotropica* 14 (1): e20130063



- ROSA JCL, MONTEIRO-RIBAS WM, BATISTA LL, FERNANDES LDA. 2019. First record of *Oithona attenuata* Farran, 1913 (Crustacea: Copepoda) from Brazil. *Nauplius* 27: 1-5. <https://doi.org/10.1590/2358-2936e2019001>
- 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.
- SBROCCO, E. J.; BARBER, P.H. 2013. “MARSPEC: Ocean Climate Layers for Marine Spatial Ecology.” *Ecology* 94 (4): 979–979. <https://doi.org/10.1890/12-1358.1>.
- SCHUBART, C.D.; NEIGEL, J.E.; FELDER, D.L. 2000. Molecular phylogeny of mud crabs (Brachyura: Panopeidae) from the northwestern Atlantic and the role of morphological stasis and convergence. *Mar Biol* 137: 11-18.



- 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.
- SHEAVLY, S.B., REGISTER, K.M. 2007. Marine Debris & Plastics: Environmental Concerns, Sources, Impacts and Solutions. *J Polym Environ* 15, 301–305.
<https://doi.org/10.1007/s10924-007-0074-3>
- 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.
- SOLEDADE G.O.; ALMEIDA A.O. 2013. Snapping shrimps of the genus *Alpheus* Fabricius, 1798 from Brazil (Caridea: Alpheidae): updated checklist and key for identification. *Nauplius*, 21: 89-122.
- 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.
- TAJIMA, F. 1989. The effect of change in population size on DNA polymorphism. Genetics 123: 597-601. <https://doi.org/10.1093/genetics/123.3.597>
- TAMURA K; NEI, M. 1993. Estimation of the number of nucleotide substitutions in the control region of mitochondrial DNA in humans and chimpanzees. Mol Biol Evol 10: 510-526. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.molbev.a040023>
- 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.
- 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.
- TAVARES, M. 2011. Alien Decapod Crustaceans in the South-western Atlantic Ocean. In: GALIL, B.; CLARK, P.F.; CARLTON, J.T. (eds). In the wrong place alien marine crustaceans: distribution, biology and impacts, 1st edn. Springer, London, p 251-267, 2011.
- 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. (Acessoem 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.
- VUUREN, D. P. VAN, J. EDMONDS, M. KAINUMA, K. RIAHI, A. THOMSON, K. HIBBARD, G. C. HURTT, ET AL. 2011. “The Representative Concentration Pathways: An Overview.” Climatic Change 109 (1): 5–31. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>.
- 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, SérieZoologia, 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
- WARREN, D., AND R. DINNAGE. 2020. “ENMTools: Analysis of Niche Evolution using Niche and Distribution Models.” 2020. Accessed December 25, 2020. <https://cran.r-project.org/package=ENMTools>.
- WERSCHKUN, B, SOMMER Y, BANERJI, S. 2012. Desinfection byproducts in ballast water treatment: An evaluation of regulatory data. Water Res 46: 4884-4901. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.034>



- WILLIAMS, A. B. Shrimps, Lobsters, and Crabs of the Atlantic Coast of the Eastern United States, Maine to Florida, Smithsonian Institution Press, Washington, DC. .
- WOLF, T. 1954. Occurrence of two west American species of crabs in European water. *Nature*, 174: 188-189, 1984.
- WRIGHT, S. 1978. *Evolution and Genetics of Population: the Theory of Gene Frequencies*. University of Chicago Press, Londres.
- 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>.
- ZUUR, A. F., IENO, E.N; ELPHICK, C.S. 2010. “A Protocol for Data Exploration to Avoid Common Statistical Problems.” *Methods in Ecology and Evolution* 1 (1): 3–14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>.



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