



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E
BIODIVERSIDADE

**NICHO ECOLÓGICO E ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DE
CAMARÕES PENEÍDEOS (DECAPODA; PENAEIDAE) AO LONGO DA REGIÃO
COSTEIRA AFETADA PELO REJEITO DA BARRAGEM DE FUNDÃO
(MARIANA-MG)**

Wanessa Gomes Pereira

Wanessa Gomes Pereira

**NICHO ECOLÓGICO E ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DE
CAMARÕES PENEÍDEOS (DECAPODA; PENAEIDAE) AO LONGO DA REGIÃO
COSTEIRA AFETADA PELO REJEITO DA BARRAGEM DE FUNDÃO
(MARIANA-MG)**

Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Uberlândia, como parte das
exigências para obtenção do título de
Mestre em Ecologia, Conservação e
Biodiversidade

Orientadora
Prof^a. Dra. Ariádine Cristine de Almeida

Coorientador
Dr. Douglas Fernandes Rodrigues Alves

Uberlândia, Minas Gerais

Ficha Catalográfica Online do Sistema de Bibliotecas da UFU
com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

P436 2022	<p>Pereira, Wanessa Gomes, 1993- Nicho ecológico e áreas prioritárias para a conservação de camarões Peneídeos (Decapoda; Penaeidae) ao longo da região costeira afetada pelo rejeito da barragem de Fundão (Mariana-MG) [recurso eletrônico] / Wanessa Gomes Pereira. - 2022.</p> <p>Orientadora: Ariádine Cristine De Almeida. Coorientador: Douglas Fernandes Rodrigues Alves. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. Modo de acesso: Internet. Disponível em: http://doi.org/10.14393/ufu.di.2022.298 Inclui bibliografia. Inclui ilustrações.</p> <p>1. Ecologia. I. Almeida, Ariádine Cristine De, 1985-, (Orient.). II. Alves, Douglas Fernandes Rodrigues , 1979- , (Coorient.). III. Universidade Federal de Uberlândia. Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. IV. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDU: 574</p>
--------------	--

Bibliotecários responsáveis pela estrutura de acordo com o AACR2:
Gizele Cristine Nunes do Couto - CRB6/2091
Nelson Marcos Ferreira - CRB6/3074



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade

Av. Pará, 1720, Bloco 2D, Sala 26 - Bairro Umuarama, Uberlândia-MG, CEP 38405-320
Telefone: (34) 3225-8641 - www.ppgeco.ib.ufu.br - ecologia@umuarama.ufu.br



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Ecologia, Conservação e Biodiversidade				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, número 313, PPGECEB				
Data:	oito de agosto de dois mil e vinte e dois	Hora de início:	09:00	Hora de encerramento:	12:30
Matrícula do Discente:	12012ECR015				
Nome do Discente:	Wanessa Gomes Pereira				
Título do Trabalho:	Nicho ecológico e áreas prioritárias para a conservação de camarões Peneídeos (Decapoda; Penaeidae) ao longo da região costeira afetada pelo rejeito da barragem de Fundão (Mariana-MG)				
Área de concentração:	Ecologia				
Linha de pesquisa:	Ecologia de comunidades e ecossistemas				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Avaliação dos recursos hídricos e da qualidade ambiental da bacia do rio Uberabinha (MG) e outros ambiente aquáticos brasileiros				

Reuniu-se na Sala 2D14A, Campus Umuarama, da Universidade Federal de Uberlândia, a Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade assim composta pelos doutores: Ariadine Cristine de Almeida (INBIO/UFU) orientador(a) do(a) candidato(a), Natalia Mundim Torres (INBIO/UFU) e Fúlvio Aurélio de Moraes Freire (UFRN).

Iniciando os trabalhos o(a) presidente da mesa, Dr(a). Ariadine Cristine de Almeida, apresentou a Comissão Examinadora e o candidato(a), agradeceu a presença do público, e concedeu ao(à) Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do(a) Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o senhor(a) presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos(às) examinadores(as), que passaram a arguir o(a) candidato(a). Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o(a) candidato(a):

Aprovada.

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Ariadine Cristine de Almeida, Professor(a) do Magistério Superior**, em 08/08/2022, às 12:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º,

§ 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Natalia Mundim Torres, Professor(a) do Magistério Superior**, em 08/08/2022, às 12:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º,

§ 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Fúlvio Aurélio de Moraes Freire, Usuário Externo**, em 29/08/2022, às 17:14, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **3749299** eo código CRC **D1E49109**.

Referência: Processo nº 23117.048843/2022-07

SEI nº 3749299

Wanessa Gomes Pereira

**NICHO ECOLÓGICO E ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DE
CAMARÕES PENEÍDEOS (DECAPODA; PENAEIDAE) AO LONGO DA REGIÃO
COSTEIRA AFETADA PELO REJEITO DA BARRAGEM DE FUNDÃO
(MARIANA-MG)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia, Conservação e Biodiversidade

Aprovado em 08 de agosto de 2022

Prof. Dr. Fúlvio Aurélio de Moraes Freire
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Prof^ª. Dr^ª. Natália Mundim Tôrres
Universidade Federal de Uberlândia

Prof^ª. Dr^ª. Ariádine Cristine de Almeida
Universidade Federal de Uberlândia (Orientadora)

Dr. Douglas Fernandes Rodrigues Alves
Universidade Federal de Uberlândia (Coorientador)

Uberlândia - MG
Agosto - 2022

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, em primeiro lugar, por ser minha base em todos momentos.

Aos meus pais, Luiz e Francisca, por serem meus melhores amigos e incentivadores. Em especial a minha mãe, que embora não esteja mais aqui, se faz presente todos os dias em minha vida e sei que de onde estiver vibra com minhas vitórias, porque são as dela também.

Aos meus amigos e irmãos, Carol, Filipe e Mariana, por estarem presentes em todos os momentos e serem meu suporte. Ao meu namorado, Diniz por toda calma, paciência e acolhimento.

A minha orientadora. Prof^a. Dr^a. Ariádine e meu coorientador Dr^o Douglas, por todo o conhecimento transmitido, paciência e compreensão.

Ao programa de pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade da Universidade Federal de Uberlândia e a todos os professores e técnicos.

A CAPES e FAPEMIG pelo suporte financeiro, possibilitando a realização desse trabalho.

ÍNDICE

INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS	5
CAPÍTULO 1: DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE CAMARÕES PENEÍDEOS (DECAPODA; PENAEIDAE) AO LONGO DA REGIÃO COSTEIRA AFETADA PELO REJEITO DA BARRAGEM DE FUNDÃO (MARIANA-MG)	
RESUMO	10
ABSTRACT	11
INTRODUÇÃO	12
MATERIAL E MÉTODOS	14
RESULTADOS	29
DISCUSSÃO	46
REFERÊNCIAS	53
CAPÍTULO 2: PREDIÇÕES DA ÁREA DE DISTRIBUIÇÃO DE CAMARÕES PENEÍDEOS (DECAPODA; PENAEIDAE) IMPACTADA PELA PLUMA DE REJEITO: UMA AVALIAÇÃO DAS UCs VISANDO A RESTAURAÇÃO	
RESUMO	68
ABSTRACT	69
INTRODUÇÃO	70
MATERIAL E MÉTODOS	72
RESULTADOS	75
DISCUSSÃO	90
REFERÊNCIAS	94
ANEXO 1	101

RESUMO GERAL

Em 05 de novembro de 2015 ocorreu o rompimento da barragem de Fundão, pertencente a empresa Samarco, no município de Mariana (MG), inserindo no meio ambiente, aproximadamente 45 milhões de m³ de rejeito contendo principalmente minério de ferro. Trinta e nove municípios dos estados de Minas Gerais e do Espírito Santo foram afetados e mais de 600 km foram percorridos pelo rejeito ao longo do rio Doce e seus afluentes até chegar ao oceano Atlântico. Na zona costeira, a lama atingiu cinco Unidades de Conservação (UC), sendo elas: Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas, Parque Nacional (PARNA) Marinho dos Abrolhos, Reserva Biológica (REBIO) de Comboios, Reserva Extrativista (RESEX) de Cassurubá e Refúgio de Vida Selvagem (REVIS) de Santa Cruz. O rejeito proveniente do rompimento da barragem exerceu, e ainda pode exercer, influência em todo o meio ambiente. Monitoramentos apontam uma contaminação sem precedentes de peixes e crustáceos por metais, tanto no rio quanto na costa adjacente. Diante desse cenário, diversas espécies da fauna foram afetadas direta e indiretamente, inclusive os camarões peneídeos, que possuem além da sua importância ecológica, relevante importância econômica. Ainda que os benefícios gerados pela pesca desses crustáceos sejam notórios, os impactos ocasionados no ambiente marinho têm se tornado cada vez mais uma fonte de preocupação na gestão desse recurso. A situação torna-se ainda mais crítica quando somada à degradação e poluição ambiental, como no caso do rompimento da barragem de Fundão. De forma que, no primeiro capítulo, foi avaliada a potencial distribuição das espécies de crustáceos da família Penaeidae na região costeira afetada pelo rejeito da barragem de Fundão, através da modelagem de nicho ecológico, gerando informações sobre a distribuição potencial das espécies dessa família na região em questão. No segundo capítulo, abordamos sobre locais que possivelmente podem ser utilizados para a restauração e conservação das populações de peneídeos na região afetada e mensuramos o potencial impacto do rejeito sobre as espécies. Os resultados obtidos no presente estudo podem contribuir para uma melhor compreensão sobre a distribuição espacial dos peneídeos na região impactada, considerando a escassez de tais informações nessa região. Podem ainda, auxiliar no direcionamento de medidas intencionadas à restauração e conservação das populações desses camarões, nessa região.

Palavras-chave: Barragem de Fundão; Desastre ambiental; Família Penaeidae.

GENERAL ABSTRACT

The Fundão dam, belonging to the Samarco company in the city of Mariana (MG), disrupted on 5th of November 2015 inserting, anthropically, approximately 45 million m³ of tailings containing mainly iron ore into the environment. Thirty-nine cities in the states of Minas Gerais and Espírito Santo were affected, more than 600 km were covered by tailings from the mine along the Doce River and its tributaries until reaching the Atlantic Ocean. In the coastal zone, the mud reached five marine protected areas (MPAs): Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas, Parque Nacional (PARNA) Marinho dos Abrolhos, Reserva Biológica (REBIO) de Comboios, Reserva Extrativista (RESEX) de Cassurubá e Refúgio de Vida Selvagem (REVIS) de Santa Cruz. The tailings from the dam failure exerted, and still can exert, influence on the entire environment. Monitoring indicated unprecedented contamination of fish and crustaceans by metals, both in the river and on the adjacent coast. Given this scenario, several species of fauna were directly and indirectly affected, including penaeid shrimps, which have ecological and relevant economic importance. Although the benefits generated by fishing these crustaceans, the impacts on the marine environment have become a source of concern in the management of this resource. The situation becomes even more critical when added to environmental degradation and pollution, as in the case of the Fundão dam failure. Thus, in the first chapter the potential distribution of crustacean species of the Penaeidae family was evaluated in the coastal region affected by the tailings of the Fundão dam, through ecological niche modeling. In the second chapter, we discuss places that could possibly be used for the restoration and conservation of penaeid populations in the affected region, besides measure the potential impact of the tailings on the species. The results obtained in the present study may contribute to a better understanding of the spatial distribution of penaeids in the impacted area, considering the scarcity of such information in this region. They can also assist in directing measures aimed at restoring and conserving these shrimp populations.

Keywords: Fundão Dam; Environmental disaster; Family Penaeidae.

INTRODUÇÃO GERAL

As ações antrópicas representam preocupantes ameaças à biodiversidade e, quando somadas a causas naturais, podem intensificar o processo de extinção das espécies (Martins & Oliveira, 2015; Dias, 2019). Dentre as ameaças à biodiversidade estão a perda, degradação e fragmentação de habitats, invasões biológicas, superexploração de recursos, mudanças climáticas, poluição e contaminação dos ambientes (Mcneely, 1992; Primack & Rodrigues, 2001; Butchart *et al.* 2010; De Souza Abessa, 2012; Young *et al.* 2016; Santos, 2018; Fagundes, 2019). Entre as atividades consideradas como altamente impactantes e que apresentam um grande potencial poluidor, destaca-se a mineração (Besser, 2009; Mechi, 2010; Gu, 2018).

O Brasil possui uma diversidade de recursos naturais dentre os quais evidenciam-se depósitos minerais de relevância internacional (Magno, 2015). Um dos locais com grande valor mineral no Brasil é Quadrilátero Ferrífero, que abrange uma área de aproximadamente 7.200 km, englobando total ou parcialmente 35 municípios da região central de Minas Gerais. É considerado um dos locais mais importantes de produção mineral do país e o mais conhecido em termos geológicos (De Vicq *et al.* 2015). A extração de minério consiste em separar o material valioso do que não tem valor comercial. Logo, o material que não é utilizado, o rejeito, precisa ser armazenado em reservatórios denominados barragens, de acordo com as leis ambientais específicas, a fim de não causar danos (MPF, 2015). No entanto, intercorrências envolvendo barragens são relatadas em diversos países (MCdermott, 2000; Saxena, 2004; Rico, 2008; Kossoff, 2014; Armstrong, 2019; Passarinho, 2019), representando um grave problema para a conservação dos ecossistemas.

Em 05 de novembro de 2015, ocorreu o rompimento da barragem de Fundão, pertencente à empresa Samarco, no município de Mariana (MG), liberando uma enxurrada de aproximadamente 45 milhões de m³ de rejeito contendo principalmente minério de ferro, alterando as condições ambientais por onde a lama passou. O rejeito de minério atravessou a barragem de Santarém, localizada no município de Mariana (MG), que o reteve em grande parte, enquanto a parcela restante atingiu Bento Rodrigues, distrito do município de Mariana (MG). Após o rejeito alcançar os rios Gualaxo do Norte e do Carmo, este chegou até o rio Doce seguindo em direção ao Oceano Atlântico. Trinta e nove municípios dos estados de Minas Gerais e do Espírito Santo foram afetados e mais de 600 km foram percorridos pelo rejeito ao longo do rio Doce e seus afluentes até chegar ao Atlântico. Ainda, além de todo o impacto ambiental deixado pelo rio de lama, foram registradas 19 vítimas fatais, das quais 13 eram

profissionais de empresas contratadas pela Samarco (MPF, 2015; Samarco, 2016; IBAMA, 2016).

A lama mais densa afetou a Unidade de Conservação (UC) da Reserva Biológica (REBIO) de Comboios, em Regência (ES) e parte de outras duas unidades federais de conservação, a Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas e o Refúgio de Vida Selvagem (REVIS) de Santa Cruz, ambas localizadas nos municípios de Aracruz, Fundão e Serra (ES). Relatórios de sobrevoos evidenciaram a presença da pluma de rejeito menos densa, atingindo também o Parque Nacional (PARNA) Marinho dos Abrolhos e a Reserva Extrativista (RESEX) de Cassurubá (ICMBIO, 2016). O vento foi um dos fatores mais relevantes na dispersão dos sedimentos provenientes do rompimento da barragem na região oceânica, fazendo com que alcançassem localidades mais distantes em direção à região sul (Marta-Almeida *et al.* 2016). Nesta região, a Corrente do Brasil (Figura 1), que tem um sentido norte-sul, também auxiliou na dispersão da pluma desses sedimentos provenientes do rompimento da barragem.



FIGURA 1- Correntes oceânicas que influenciam o litoral Brasileiro. Com destaque para a Bacia do rio Doce, representada pela cor azul.

O rejeito proveniente do rompimento da barragem exerceu, e ainda pode exercer, influência em todo o meio ambiente. Como consequências diretas houve a perda da biodiversidade de plantas e de animais, degradação e poluição do solo e água com drásticas mudanças na paisagem e no ecossistema, inclusive nas terras indígenas de Krenak, além de imensas perdas socioeconômicas (Governo de Minas Gerais, 2016; Lacaz *et al.* 2017; Gabarro'n *et al.* 2018). De acordo com análises realizadas pelo Departamento de Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo (DOC/UFES), após a chegada da pluma de rejeito na foz do rio Doce, houve um aumento na concentração de metais na água, ocasionando uma proliferação de microalgas marinhas (Bastos, 2017; ICMBIO, 2017). A alta biomassa de microalgas diminui o oxigênio disponível, especialmente para os bentos, podendo ocasionar a mortalidade de organismos aquáticos (CETESB, 2021). Ainda, os sedimentos chegaram ao único local no Brasil com concentração regular de desovas da tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*), no litoral norte do estado de Espírito Santo, próximo à foz do rio Doce, e o segundo maior local de concentração da tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) (Tavares, 2006; TAMAR, 2011). Monitoramentos ainda apontam uma contaminação sem precedentes de peixes e crustáceos por metais, tanto no rio quanto na costa adjacente (ICMBIO, 2016). Além disso, a presença de um fluxo hiperpicnal provocado pela alta densidade da corrente proveniente do rio, como resultado da carga das partículas de sedimentos, se comparada com a densidade do ambiente receptor da foz, por si só, representou um impacto ambiental físico imediato (Bates, 1953; Mulder & Syvitski, 1995; Bastos, 2017).

Em um estudo realizado no estuário da foz do rio Doce em Vila de Regência, município de Linhares (ES), pesquisadores avaliaram os índices de contaminação por metais nos sedimentos após o rompimento da barragem. Os resultados indicaram contaminação por Cádmiu (Cd), Cromo (Cr), Chumbo (Pb), Arsênio (As), Cobre (Cu) e Zinco (Zn), representando riscos ecológicos e potenciais efeitos prejudiciais (Gabriel *et al.* 2020). Em outro estudo (Cordeiro *et al.* 2019), pesquisadores analisaram parâmetros físico-químicos da água e metagenômicos da comunidade microbiana ao longo do rio Doce. Os resultados apontaram que logo após o rompimento da barragem, a turbidez e as concentrações de alumínio e ferro dissolvidos na água foram maiores que o padrão recomendado pela Resolução Brasileira para a Qualidade da Água (CONAMA: resolução 357). Ademais, o oxigênio dissolvido estava abaixo do permitido, sugerindo que a alta turbidez reduziu a penetração da luz solar, esgotando assim o oxigênio dissolvido (Cordeiro *et al.* 2019).

O rompimento da barragem de Fundão, configura-se como um crime ambiental previsto pela Lei 9605/98, a qual dispõe: “Sobre as sanções penais e administrativas derivadas de

condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. O projeto de Lei 2787, de 2019, altera a Lei nº 9.605/98, para tipificar o crime de ecocídio e a conduta delitiva do responsável por desastre relativo a rompimento de barragem; e dá outras providências”. Portanto, diante do cenário de crime ambiental devido ao rompimento da barragem de Fundão, onde diversas espécies da fauna foram afetadas direta e indiretamente, incluindo os camarões peneídeos (Rafinesque, 1815), faz-se necessário uma avaliação das consequências tanto ambientais quanto sociais deste desastre em cenários atuais e futuros.

A família Penaeidae (Rafinesque, 1815) destaca-se entre os crustáceos decápodos por possuir mais de duzentas espécies listadas com ampla distribuição geográfica, ocorrendo em todos os oceanos, principalmente nas regiões tropical e subtropical (Iwai, 1973; Pérez-Farfante & Kensley, 1997). Possuem diversos hábitos em relação ao tipo de substrato em que ocorrem (Boos *et al.* 2016). Para toda a família, a sequência de desenvolvimento é semelhante: larvas planctônicas, náuplio, protozoa, misis e pós-larvas, seguidos pelos estágios juvenil e adulto (Dall *et al.* 1990). Diferenças na preferência de habitats entre as espécies podem ser notadas mais facilmente nos estágios de pós-larvas, juvenis e adultos (Dall *et al.* 1990). Estes camarões possuem tolerância tanto para salinidade quanto para variações térmicas e, em geral, apresentam uma dieta onívora, alimentando-se de algas, detritos orgânicos e de vários animais (Carvalho, 2013). O ciclo de vida de algumas espécies de camarões peneídeos baseia-se na entrada e saída do estuário, com desovas realizadas inicialmente no mar e, após, a migração das larvas sentido à costa, passando por diversas fases até pós-larva dentro dos estuários, onde crescem até atingirem a fase juvenil/pré-adulta, retornando para o mar (Dura, 1985; Dall *et al.* 1990).

Membros dessa família de crustáceos representam um terço das espécies comercialmente mais exploradas, sendo considerada a família de camarões com maior importância econômica mundial (SOFIA, 2008; Eutrópio *et al.* 2013), ressaltando a relevância dos mesmos inclusive para muitas famílias locais que obtinham o seu sustento através da pesca desses animais ao longo da região costeira afetada pelo rejeito do rompimento da barragem de Fundão. Em 2016, por exemplo, a produção dos peneídeos alcançou 5 milhões de toneladas, avaliadas em aproximadamente US\$ 32 bilhões (FAO, 2018). O camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), os camarões-rosa (*Penaeus sp.*) e o camarão-branco (*Penaeus schmitti*) estão entre as principais espécies pescadas no país, representando juntas 45% do total da produção de crustáceos marinhos no Brasil (MPA, 2012).

Apesar dos benefícios sociais e econômicos gerados pela pesca desses crustáceos, os impactos ocasionados no ambiente marinho têm se tornado cada vez mais uma fonte de preocupação na gestão desse recurso (Kumar & Deepthi, 2006). Existem basicamente dois tipos de pressão que os camarões peneídeos sofrem em regiões estuarinas e marinhas: a pesca intensiva e a introdução de cultivos de espécies exóticas (Maggione *et al.* 2003). A situação torna-se ainda mais preocupante quando somada à degradação e poluição ambiental (Boos *et al.* 2016; Alava, 2019), como no caso do rompimento da barragem de Fundão em Mariana (MG), que, resultou na deposição de metais pesados e outros elementos químicos no ambiente aquático.

Diante do exposto, organizamos esta dissertação em dois capítulos, buscando avaliar o nicho ecológico e as áreas prioritárias para a conservação dos camarões peneídeos ao longo da região costeira afetada pelo rejeito de tal rompimento. No primeiro capítulo foi avaliada a potencial distribuição desses crustáceos na região costeira afetada pelo rejeito da barragem de Fundão, através de modelagem de nicho ecológico, a fim de gerar informações sobre a distribuição potencial das espécies dessa família na região em questão. No segundo capítulo, abordamos sobre potenciais locais que podem ser utilizados com intuito de restaurar as populações de peneídeos na região afetada e mensuramos o potencial impacto do rejeito sobre as espécies. As informações obtidas auxiliaram em uma melhor compreensão dos padrões de distribuição dos peneídeos na região de interesse, através da identificação de áreas as quais possuem adequabilidade ambiental para as espécies, onde potencialmente as mesmas podem estar presentes, contribuindo no direcionamento de ações voltadas à restauração e conservação das populações na região.

REFERÊNCIAS

Alava, J. J. (2019). Ocean pollution and warming oceans: toward ocean solutions and natural marine bioremediation. *Predicting Future Oceans*. Elsevier, p. 495-518. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817945-1.00046-0>.

Armstrong, M., Petter, R., Petter, C. (2019). Why have so many tailings dams failed in recent years? *Resources Policy*, v. 63, p. 101412. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2019.101412>.

Bastos, A. C. *et al.* (2017). Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG–novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados. *Relatório de Pesquisa*. Departamento de Oceanografia - Universidade Federal do Espírito Santo.

Bates, C. C. (1953). Rational theory of delta formation. *Aapg Bulletin*, v. 37, n. 9, p. 2119-2162. <https://doi.org/10.1306/5CEADD76-16BB-11D7-8645000102C1865D>.

Besser, J. M. *et al.* (2009). Ecological impacts of lead mining on Ozark streams: toxicity of sediment and pore water. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 72, n. 2, p. 516-526. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.05.013>.

Boos, H. *et al.* (2016). Avaliação dos Camarões Peneídeos (Decapoda: Penaeidae). *Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014*. Porto Alegre/RS, Sociedade Brasileira de Carcinologia - Cap. 23: p. 300-317.

Butchart, S. H. M. *et al.* (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, v. 328, n. 5982, p. 1164-1168. [10.1126/science.1187512](https://doi.org/10.1126/science.1187512).

Carvalho, C. D. (2013). *Crescimento e mortalidade do camarão branco Litopenaeus schmitti (Burkenroad, 1936) (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) em ambiente natural e em confinamento*. 77 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. <https://tede.ufrrj.br/jspui/handle/jspui/3480>.

Cordeiro, M. C. *et al.* (2019). Insights on the freshwater microbiomes metabolic changes associated with the world's largest mining disaster. *Science of the Total Environment*, v. 654, p. 1209-1217. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.112>.

Dall, W. H. B. J. *et al.* (1990). The biology of the Penaeidae. *The biology of the Penaeidae*. v. 27.

De Souza Abessa, D. M. *et al.* (2012). Efeitos ambientais da disposição oceânica de esgotos por meio de emissários submarinos: uma revisão. *O Mundo da Saúde*, 36(4), 643-661.

De Vicq, R. *et al.* (2015). Iron Quadrangle stream sediments, Brazil: geochemical maps and reference values. *Environmental Earth Sciences*, v. 74, n. 5, p. 4407-4417. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4508-2>.

Dias, R. (2019). *Impactos e ameaças à biodiversidade: A percepção dos discentes do IF GOIANO-CAMPUS CERES*. 28p. Trabalho de curso (Licenciatura em Ciências Biológicas) Instituto Federal Goiano. <https://repositorio.ifgoiano.edu.br/handle/prefix/727>.

Dura, M. F. R. (1985). El ciclo biológico de los camarones peneidos. *Tecnica Pesquera*, v. 5, p. 12-15.

Eutrópio, F. J. *et al.* (2013). Population parameters of the shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Penaeidae), caught by artisanal fisheries in Anchieta, Espírito Santo State. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 35, n. 2, p. 141-147. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v35i2.13408>.

Fagundes, L. M., Missio, E. (2019). Resíduos plásticos nos oceanos: ameaça à fauna marinha. *Brazilian Journal of Development*, v. 5, n. 3, p. 2396-2401.

<https://doi.org/10.34117/bjdv5n3-1287>.

FAO. Global Aquaculture Production (2018) 1950–2016. Disponível em: <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-aquaculture-production/query/en>. Acesso em agosto 2020.

Gabarrón, M. *et al.* (2018). Change in metals and arsenic distribution in soil and their bioavailability beside old tailing ponds. *Journal of Environmental Management*, v. 212, p. 292-300.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.010>.

Gabriel, F. A. *et al.* (2020). Ecological risks of metal and metalloid contamination in the Rio Doce estuary. *Integrated environmental assessment and management*, v. 16, n. 5, p. 655-660. <https://doi.org/10.1002/ieam.4250>.

Governo de Minas Gerais. (2016). Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana. Relatório: avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG. Belo Horizonte: Sedru.

Gu, J. D. (2018). Mining, pollution and site remediation. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 128, p. 1-2.

<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.11.006>.

IBAMA. (2016). *Rompimento da Barragem de Fundão: Documentos relacionados ao desastre da Samarco em Mariana/MG*. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/notas/2020/rompimento-da-barragem-de-fundao-documentos-relacionados-ao-desastre-da-samarco-em-mariana-mg>. Acesso em 10/08/2020.

ICMBIO. (2016). *IBAMA e ICMBIO apuram se lama atingiu Abrolhos*. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/4-destaques/7462-ibama-e-icmbio-apuram-se-lama-atingiu-abrolhos>. Acesso em 05/07/2020.

Iwai, M. (1973). Pesca exploratória e estudo biológico sobre o camarão na costa Centro/Sul do Brasil com o Navio Oceanográfico “Prof. W. Besnard” em 1969-1971. *SUDELPA / IOUSP*, São Paulo, 71p.

Kossoff, D. *et al.* (2014). Mine tailings dams: characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry*, v. 51, p. 229-245. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.09.010>.

Kumar, A. B., Deepthi, G. R. (2006). Trawling and by-catch: Implications on marine ecosystem. *Current Science*, v. 90, n. 8, p. 922-931.

Lacaz, F. A. D. C. *et al.* (2017). Tragédias brasileiras contemporâneas: o caso do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão/Samarco. *Revista brasileira de saúde ocupacional*, v. 42. <https://doi.org/10.1590/2317-6369000016016>.

Mcdermott, R. K., Sibley, J. M. (2000). The Aznalcóllar tailings dam accident—a case study. *Mineral Resources Engineering*, v. 9, n. 01, p. 101-118. <https://doi.org/10.1142/S0950609800000111>.

- Maggioni, R.; Rogers, A. D., Maclean, N. (2003). Population structure of *Litopenaeus schmitti* (Decapoda: Penaeidae) from the Brazilian coast identified using six polymorphic microsatellite loci. *Molecular Ecology*, 12(12): 3213-3217.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.2003.01987.x>
- Magno, L. (2015). Ordenamento territorial da mineração no Brasil e conflitos ambientais. *Revista Geografias*, p. 84-107.
<https://doi.org/10.35699/2237-549X..13394>.
- Marta-Almeida, M. *et al.* (2016). Fundão Dam collapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. *Marine Pollution Bulletin*, v. 112, n. 1-2, p. 359-364.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.07.039>.
- Martins, C., De oliveira, H. T. (2015). Biodiversidade no contexto escolar: concepções e práticas em uma perspectiva de Educação Ambiental crítica. *Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA)*, v. 10, n. 1, p. 127-145. <https://doi.org/10.34024/revbea.2015.v10.1912>.
- Mcneely, J. A. (1992). The sinking ark: pollution and the worldwide loss of biodiversity. *Biodiversity & Conservation*, v. 1, n. 1, p. 2-18.
<https://doi.org/10.1007/BF00700247>.
- Mechi, A., Sanches, D. L. (2010). Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. *Estudos avançados*, v. 24, n. 68, p. 209-220.
10.1590/S0103-40142010000100016.
- MPA - MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA. (2012). Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura. Ministério da Pesca e Aquicultura, Brasília. 129 p.
- MPF. Ministério Público Federal. O desastre. (2015). Disponível em:<http://www.mpf.mp.br/grandes-casos/caso-samarco/o-desastre>. Acesso em: 10/08/2020.
- Mulder, T., Syvitski, J. P. M. (1995). Turbidity currents generated at river mouths during exceptional discharges to the world oceans. *The Journal of Geology*, v. 103, n. 3, p. 285-299.
<https://doi.org/10.1086/629747>.
- Passarinho, N. (2019). Tragédia com barragem da Vale em Brumadinho pode ser a pior no mundo em 3 décadas. *BBC News*, Londres, v. 29.
- Pérez-Farfante, I., KENSLEY, B. (1997). Penaeoid and sergestoid shrimps and prawns of the world: keys and diagnoses for the families and genera. *Mém. Mus. Nat. d'Hist. Nat., Paris*, 175: 1-233.
- Primack, R. B., Rodrigues, E. (2001). *Biologia da conservação*. Londrina: *Editora Rodrigues*.
- Rico, M. *et al.* (2008). Reported tailings dam failures: a review of the European incidents in the worldwide context. *Journal of hazardous materials*, v. 152, n. 2, p. 846-852.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.050>.

Samarco. (2016). Compromisso com a reparação. Disponível em: <https://www.samarco.com/reparacao/>. Acesso em junho de 2020.

Santos, A. A., De Melo Nobre, F. S., Nilin, J. (2018). Presença de resíduos sólidos marinhos na reserva biológica de Santa Isabel, SERGIPE. *IX Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental*, São Bernardo do Campo.

Saxena, K. R., Sharma, V. M. (2004). *Dams: Incidents and accidents*. CRC Press, 242p.

SOFIA. (2008). *The State of Woeld Fisheries*. FAO - Fisheries and Aquaculture Department. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

TAMAR. (2011). *Tartaruga-de-couro ou Tartaruga-gigante*. Disponível em: <https://www.tamar.org.br/tartaruga.php?cod=22>. Acesso em: 25 de setembro de 2020.

Tavares, S. (2016). *ICMBIO faz balanço de ações após tragédia de Mariana*. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/apacostadasalgas/destaques/24-trabalho-do-tamar-e-unidades-de-conservacao-do-espírito-santo-tem-como-foco-o-monitoramento-dos-impactos-sobre-ecossistema-ucs-tartarugas-marinhas-e-comunidades-locais.html>. Acesso em: 31/07/2020.

Tavares, S. (2017). *Foco no monitoramento após desastre em Mariana*. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/9388-foco-no-monitoramento-apos-desastre-em-mariana>. Acesso em: 31/07/2020.

Young, H. S. *et al.* (2016). Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, v. 47, p. 333-358. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142>.

CAPÍTULO 1

DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE CAMARÕES PENEÍDEOS (DECAPODA; PENAEIDAE) AO LONGO DA REGIÃO COSTEIRA AFETADA PELO REJEITO DA BARRAGEM DE FUNDÃO (MARIANA-MG)

RESUMO

Na região costeira impactada pelo rejeito da barragem de Fundão, há uma escassez de dados sobre a distribuição espacial dos camarões peneídeos, de modo que o objetivo desse capítulo foi estimar a potencial distribuição dos peneídeos na região em questão, através da modelagem de nicho ecológico, identificando áreas que possuem adequabilidade ambiental para potencialmente abrigar a maioria das espécies. Para isso, foram gerados modelos de nicho ecológico de cada espécie, utilizando-se o algoritmo MaxEnt. Os modelos fornecem um mapa com valores de adequabilidade ambiental que podem variar de 0 a 1. Os mapas de distribuição potencial das espécies foram sobrepostos criando um arquivo com adequabilidade ambiental de todas as espécies, podendo dessa forma, servir como uma estimativa da riqueza potencial desses camarões na área impactada. Os valores de riqueza potencial foram inferidos pela somatória da adequabilidade ambiental de todas as espécies, variando de 0 a 9. Os mapas de adequabilidade ambiental indicaram baixa adequabilidade para espécies como *Artemesia longinaris*, *Parapenaeus americanus*, *Penaeopsis serrata* e *Penaeus paulensis* na região impactada. Para as demais espécies avaliadas, a região impactada tem um predomínio de áreas com elevada adequabilidade ambiental. De maneira geral, fitoplâncton e temperatura foram as variáveis ambientais que tiveram maior percentual de contribuição na construção dos modelos de nicho ecológico. Essas variáveis representam, respectivamente, um importante recurso alimentar e um relevante fator que influencia questões fisiológicas desses animais. Fitoplâncton contribuiu em 53,1% na construção do modelo de *A. longinaris*, 45% no de *P. brasiliensis*, 85,8% no de *P. schmitti* e 83,3% no modelo de *P. subtilis*. Enquanto a temperatura contribuiu, 19,1% no modelo de *A. longinaris*, 58,4% no de *P. americanus*, 80,8% no de *P. serrata*, 15,7% no de *P. paulensis*, 8,2% no de *P. subtilis*, 98,7% no de *X. dincao* e 56,7% em modelo de *X. kroyeri*. Importante destacar que, embora não seja a região mais adequada para a ocorrência de algumas espécies, a região próxima à foz do rio Doce apresenta adequabilidade ambiental para abrigar todas as espécies de camarões peneídeos avaliadas nesse estudo, oferecendo condições ambientais mínimas para que elas potencialmente possam estar presentes. Sabe-se que os estuários, inclusive da foz do rio Doce, apresentam elevadas concentrações de nutrientes, tornando-se um local com condições ambientais favoráveis para abrigar inúmeras espécies, como os camarões peneídeos *P. brasiliensis*, *P. paulensis*, *P. schmitti* e *P. subtilis*, que baseiam seu ciclo de vida na entrada e saída do estuário, sendo essenciais para seu desenvolvimento.

Palavras-chave: Modelo de nicho ecológico; Peneídeos; Riqueza potencial.

ABSTRACT

In the coastal region impacted by the tailings of the Fundão dam, there is a scarcity of data on the spatial distribution of penaeid shrimps, so that the objective of this chapter was to estimate the potential distribution of penaeids through ecological niche modeling in order to identify areas that have environmental suitability to potentially harbor most species. For this, ecological niche models were generated for each species using the MaxEnt algorithm. The models provide a map with environmental suitability values that vary from 0 to 1. Our maps of species distribution were stacked in order to produce our species richness map of penaeid shrimps of all species together, thus being able to estimate the potential richness of these shrimps in the impacted area. Potential richness values were inferred by the sum of environmental suitability of all species, ranging from 0 to 9. Therefore, the environmental suitability maps in the impacted region indicated low suitability for species such as *A. longinaris*, *P. americanus*, *P. serrata* and *P. paulensis*. For the other evaluated species, the impacted region has a predominance of areas with high environmental suitability. In general, phytoplankton and temperature were the environmental variables that had the highest percentage of contribution in the construction of ecological niche models. These variables, respectively, represent an important food resource and a relevant factor that influences physiological issues in these animals. The contribution of phytoplankton in the construction of the models was 53.1% for *A. longinaris*, 45% for *P. brasiliensis*, 85.8% for *P. schmitti* and 83.3% for *P. subtilis*. While temperature contributed to 19.1% for *A. longinaris*, 58.4% for *P. americanus*, 80.8% for *P. serrata*, 15.7% for *P. paulensis*, 8.2% for *P. subtilis*, 98.7% for *X. dincao* and 56.7% for *X. kroyeri* models. It is important to highlight that, although the region is not the most suitable for occurrence of some species, the area near to the Doce River mouth presents environmental suitability to potentially harbor all the penaeid shrimp species evaluated in this study, offering minimum environmental conditions for them due to the high concentrations of nutrients. So, the Doce River mouth show favorable environmental conditions to harbor numerous species, as the penaeid shrimps *P. brasiliensis*, *P. paulensis*, *P. schmitti* and *P. subtilis*, which base their life cycle on the entry and exit of the estuary, being essential for their development.

Keywords: Ecological niche model; penaeids; Potential richness.

1. INTRODUÇÃO

Devido ao rompimento da barragem de Fundão, pertencente à empresa Samarco, no município de Mariana (MG), uma enxurrada de rejeito contendo principalmente minério de ferro foi liberada no ambiente. Municípios dos estados de Minas Gerais e do Espírito Santo foram afetados e mais de 600 km foram percorridos pelo rejeito ao longo do rio Doce e seus afluentes até chegar ao Atlântico. Na região costeira, áreas impactadas pela pluma de rejeito vão do extremo sul da Bahia ao Norte do estado do Rio de Janeiro (MPF, 2015; SAMARCO, 2016; IBAMA, 2016).

Um dos locais impactados pela pluma de maior concentração foi o estuário na foz do rio Doce. Estuários são áreas onde a água doce encontra a água do mar, constituindo-se locais importantes para muitas espécies de animais que os utilizam para desova e crescimento (Odum, 1983; Fornari Neto, 1992). Sua hidrodinâmica favorável à concentração de nutrientes sustenta relevante atividade biológica, transformando-os em importantes viveiros de peixes e crustáceos de importância econômica para comunidades ribeirinhas (Duarte & Vieira, 1997; De Paiva *et al.* 2008). Portanto, a qualidade ambiental dos estuários afeta diretamente a vida dos seres que os habitam e, conseqüentemente, a sua contaminação causa diversos efeitos na cadeia ecológica e nos ecossistemas (Cesar, 2003). Mesmo sendo tão relevantes, os estuários sofrem influência direta e indireta de atividades antrópicas (Knox, 1986), sendo os rios uma das principais vias de contaminação de áreas costeiras por poluentes gerados no continente (Campos *et al.* 2021). Cabe salientar que, a bacia do rio Doce é a quinta maior bacia do país, com uma área de drenagem de aproximadamente 83.400 km² (Drummond *et al.* 2021). O rio Doce é o maior da região compreendida entre o sul do estado da Bahia e o norte do Rio de Janeiro e um dos maiores do Brasil, possuindo notável vazão em sua foz (1.064 m³/s) se comparado com as demais na região afetada, apresentando dessa forma, um grande aporte de nutrientes.

Em virtude desse crime ambiental, diversas espécies de fauna foram afetadas direta e indiretamente, incluindo os camarões peneídeos os quais, além da importância ecológica, possuem relevante importância econômica. A família Penaeidae (Rafinesque, 1815) possui mais de duzentas espécies listadas com ampla distribuição geográfica, ocorrendo em todos os oceanos, principalmente nas regiões tropical e subtropical (Iwai, 1973; Pérez-Farfante & Kensley, 1997). Diferenças na preferência de habitats podem ser notadas mais facilmente nos estágios de pós-larvas, juvenis e adultos entre as espécies (Dall *et al.* 1990). Possuem grande tolerância tanto para salinidade quanto para variações térmicas e em geral, apresentam uma dieta onívora, alimentando-se de algas, detritos orgânicos e de vários animais (Carvalho, 2013). O ciclo de vida de algumas espécies de camarões peneídeos baseia-se na entrada e saída do

estuário, com desovas realizadas inicialmente no mar e, após, com a migração das larvas sentido à costa, passando por diversas fases até pós-larva dentro dos estuários, onde crescem até atingirem a fase juvenil/pré-adulta, retornando para mar (Dura, 1985; Dall *et al.* 1990).

Os principais fatores ambientais que influenciam a distribuição dos camarões marinhos são a granulometria do sedimento e a matéria orgânica e a temperatura e a salinidade da água, sendo a granulometria e a temperatura apontados como os fatores mais seletivos desta distribuição (Castilho *et al.* 2007; Costa *et al.* 2010; Mantelatto *et al.* 2016). Destaca-se ainda que a ocorrência de larvas de penaeídeos em maiores densidades próximo da costa está relacionada a fatores como salinidade e temperatura, favoráveis ao seu desenvolvimento (Mafron-Almeida *et al.* 2008).

Sabemos que o nicho ecológico consiste no conjunto de condições e recursos que permitirão a ocorrência e sobrevivência de uma espécie no ambiente. O conceito de nicho ecológico cunhado por Hutchinson (1957), define o nicho como um hipervolume em um espaço n-dimensional, onde cada dimensão representa um fator ou recurso importante, que condiciona a existência de determinada espécie. Portanto, o nicho ecológico é baseado em necessidades e tolerância às condições dentro das quais a espécie/população consegue manter-se, com reprodução líquida positiva, em longo prazo. Ainda, o nicho possui duas categorias, sendo o nicho fundamental o conjunto de características abióticas do habitat que permitem a presença do organismo, e o nicho realizado que considera, além das características abióticas do ambiente, as características bióticas possibilitando, dessa forma, a ocorrência de determinada espécie (Hutchinson, 1957). Deste modo, é notável que os fatores ambientais exercem influência em padrões de diversidade e, ao identificá-los, a compreensão dos padrões de distribuição geográfica de espécies em diferentes escalas espaciais torna-se mais clara (Pottier *et al.* 2013).

Conhecer a distribuição geográfica das espécies é um ponto crucial em estudos ecológicos e para a tomada de decisões de conservação, manejo e restauração da biodiversidade (Guisan *et al.* 2013). Deste modo, a modelagem preditiva de distribuição geográfica vem se tornando, cada vez mais, uma ferramenta de extrema importância em estudos de ecologia e conservação, inclusive no estudo da expansão em espécies invasoras (Peterson *et al.* 2007). A integração dos estudos de biodiversidade com a computação deu origem aos primeiros modelos preditivos de distribuição de espécies e, posteriormente, a utilização de softwares com diferentes algoritmos computacionais tem resultado em instrumentos aplicados a projetos direcionados à conservação da biodiversidade (Giannini *et al.* 2012).

Em decorrência do cenário estabelecido após o rompimento da barragem de Fundão, identificam-se diversos prejuízos socioambientais, em que inúmeras espécies animais e vegetais

sofreram e ainda sofrerão o impacto desse desastre (Gabarro'n *et al.* 2018), sendo necessária a implementação de medidas de mitigação que visem minimizar tais impactos. Entendendo que as variáveis ambientais influenciam a distribuição dos organismos (Pottier *et al.* 2013) e que, para a proposição de ações intencionadas à conservação são necessárias informações sobre a distribuição das espécies (Nóbrega & De Marco Junior, 2011), a modelagem de nicho ecológico torna-se essencial. Esta consiste em uma ferramenta que combina dados de ocorrência das espécies e variáveis ambientais, estabelecendo modelos que estimam a potencial distribuição geográfica das espécies (Anderson *et al.* 2003), sendo utilizada para dar suporte em estudos de conservação (Guisan & Thuiller, 2005; Di Febbraro, 2018, Hu, 2020). Portanto, pretende-se através da modelagem de nicho ecológico, estimar a potencial distribuição das espécies de crustáceos da família Penaeidae na região costeira afetada pelo rejeito da barragem de Fundão, a fim de gerar informações sobre a distribuição potencial das espécies, visto que há uma escassez de dados sobre a distribuição espacial desses camarões na região afetada.

Diversas espécies de camarões peneídeos são comuns em áreas próximas às regiões de foz de grandes rios, seja por necessitarem dos estuários para cumprir parte de seu ciclo de vida (ex: *P. brasiliensis*, *P. paulensis*, *P. schmitti* e *P. subtilis*) (Dall *et al.* 1990) ou por tais áreas apresentarem grande disponibilidade de recursos alimentares. Considerando a grande vazão da foz do rio Doce, se comparado com demais fozes na região afetada, e o grande aporte de nutrientes nessa região, nós testamos a hipótese de que a disponibilidade de recurso (habitat e/ou alimentar) deve afetar positivamente a distribuição potencial dos camarões peneídeos ao longo região costeira afetada pelo rejeito do rompimento da barragem de Fundão. Nesse sentido, espera-se encontrar na região de interesse, em áreas próximas à foz do rio Doce, (1) maiores valores de adequabilidade ambiental para os camarões peneídeos e, conseqüentemente, (2) uma maior riqueza potencial de camarões peneídeos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo foi baseada no trabalho de Marta-Almeida e colaboradores (2016) e em levantamentos realizados pelo ICMBIO (2016), os quais estimaram a extensão da pluma de rejeito na região oceânica. Essa região se estende desde o norte do estado do Rio de Janeiro até o extremo sul da Bahia na região de Prado, compreendendo as coordenadas: -15° a -23° de latitude e -38° a -42° de longitude (Figura 1).

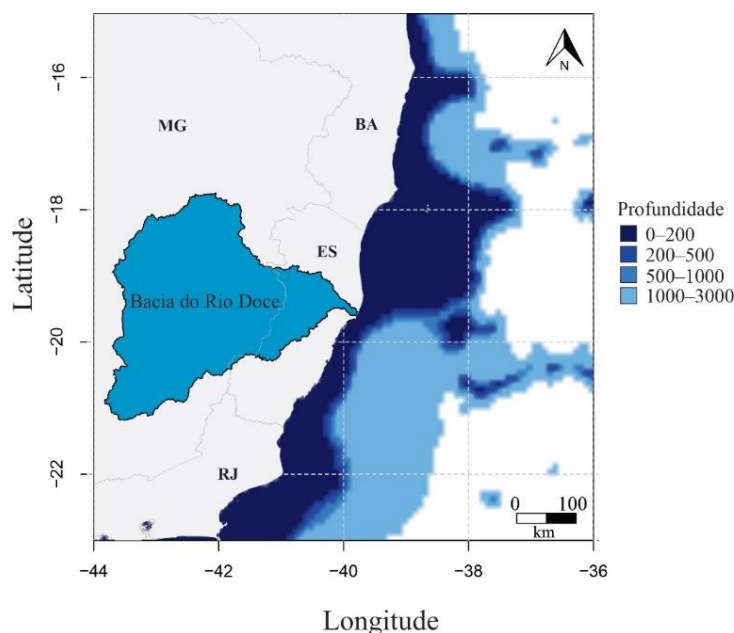


FIGURA 1- Extensão da área de estudo, evidenciando a região costeira atingida pelo rejeito da barragem de Fundão.

2.2 Espécies de camarões da família Penaeidae presentes na região afetada pelo rejeito

A lista de espécies de camarões da família Penaeidae com ocorrência na região impactada pelo rejeito foi providenciada a partir de levantamentos bibliográficos e de informações obtidas através dos seguintes bancos de dados: Sistema Global de Informações sobre Biodiversidade (GBIF) (<https://www.gbif.org/>) e do Sistema de Informação sobre Biodiversidade Oceânica (OBIS) (<https://obis.org/>) (Anexo 1). No total, nove espécies foram registradas:

Artemesia longinaris (Bate, 1888)

Espécie conhecida popularmente como barba-ruça. Sua distribuição é restrita ao Atlântico Ocidental, com ocorrência desde a região costeira de Atafona/Rio de Janeiro à Província de Chubut/Argentina (Boschi, 1964; D'Incao, 1999) (Figura 2). Com registros de ocorrência entre 2 e 125 m de profundidade, sendo as maiores concentrações abaixo dos 30 m (D'Incao, 1999; Boos, 2016). Todo seu ciclo de vida ocorre somente em meio marinho (Boschi, 1969). Estudos genéticos comprovam que existe uma única população ao longo de toda sua extensão geográfica (Boos, 2016).



FIGURA 2- Pontos de ocorrência: *Artemesia longinaris*. Consultar anexo 1 para mais informações sobre os pontos de ocorrência.

***Parapenaeus americanus* (Rathbun, 1901)**

Parapenaeus americanus é uma espécie que se distribui nos Estados Unidos (Florida), Golfo do México, Bahamas, Cuba, Porto Rico, Ilha Santa Lucia, Martinica, Brasil e Uruguai (Figura 3). Ocorre comumente em profundidades de 50 a 70 m, podendo ser encontrada ocasionalmente em profundidades de até 412 m (Holthuis 1980; Pérez-Farfante & Kensley, 1997; Costa, 2000).

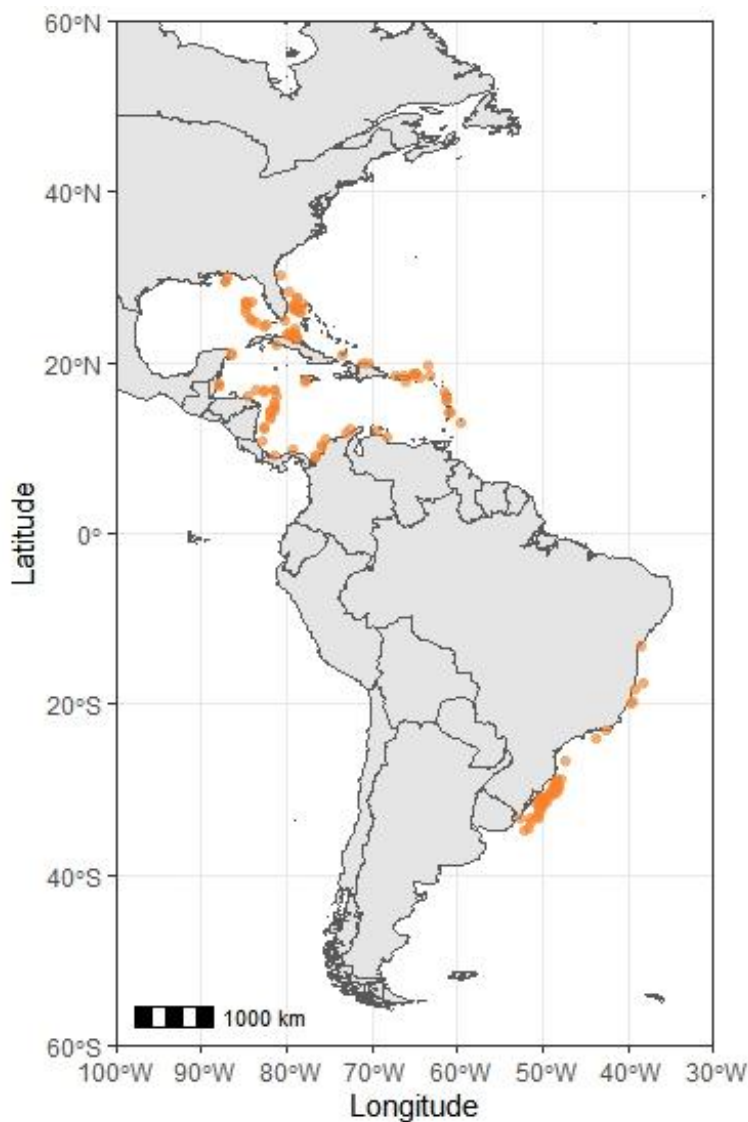


FIGURA 3- Pontos de ocorrência: *Parapenaeus americanus*. Consultar anexo 1 para mais informações sobre os pontos de ocorrência.

Penaeopsis serrata (Bate, 1881)

Distribui-se no Atlântico Ocidental, de Nova Jersey, Carolina do Norte, Carolina do Sul, Geórgia, Flórida, Texas, México, Bahamas, Cuba, Antilhas, Nicarágua, Panamá, Colômbia, Venezuela, Guiana, Suriname, Guiana Francesa e Brasil (Figura 4). Encontra-se entre 183 e 750 m de profundidade, preferencialmente, entre 300 e 450 m, habitando fundos lamosos e arenosos (Pérez-Farfante, 1980; D’Incao, 1995; Pérez-Farfante & Kensley, 1997).

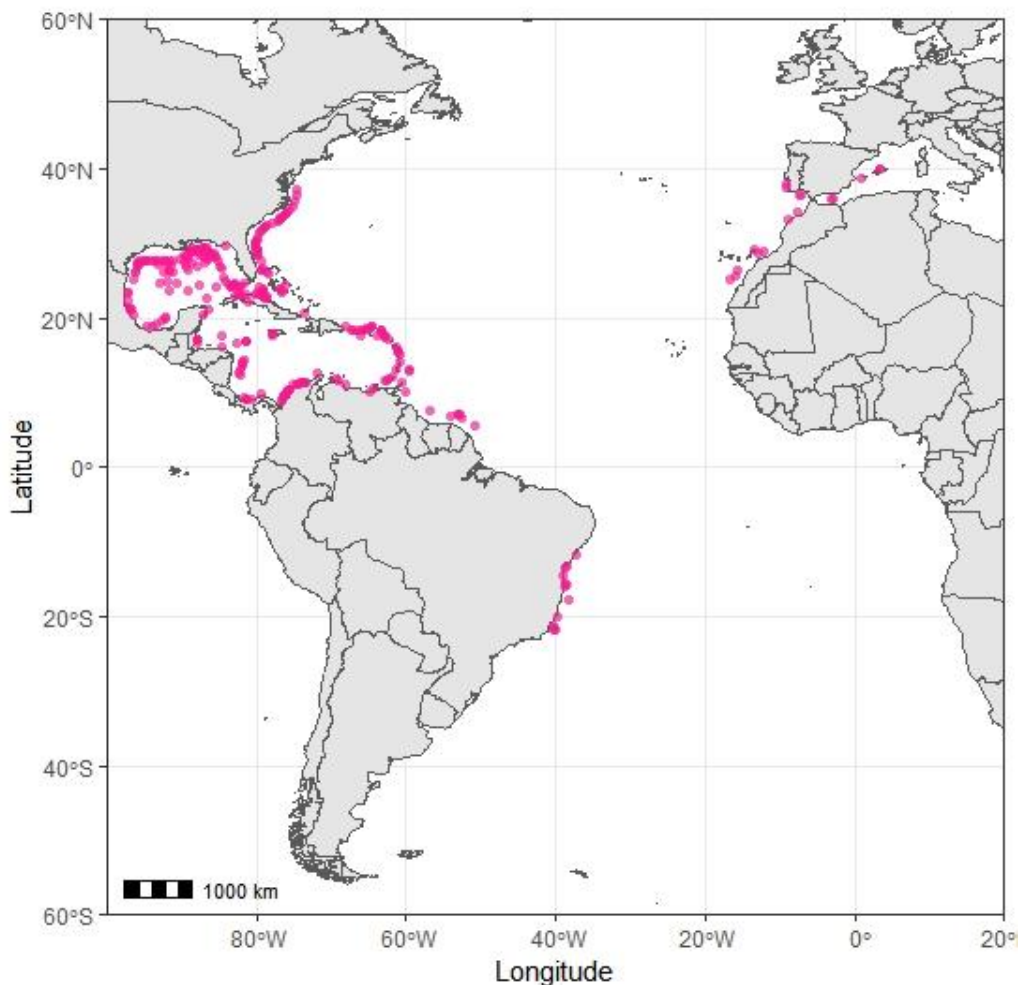


FIGURA 4- Pontos de ocorrência: *Penaeopsis serrata*. Consultar anexo 1 para mais informações sobre os pontos de ocorrência.

Penaeus brasiliensis (Latreille, 1817)

Espécie conhecida popularmente como camarão-rosa, possui ampla distribuição geográfica, distribuindo-se do sul dos Estados Unidos ao sul do Brasil (Figura 5). Frequentemente é encontrado entre 36 e 55 m de profundidade e apresenta tolerância a temperaturas relativamente baixas (Peixoto *et al.* 2003; Boos, 2016). A reprodução ocorre em mar aberto durante todo o ano, com maior intensidade no final do inverno e início da primavera (D'Incao, 1985). As pós-larvas migram para os estuários onde desenvolvem-se, migrando novamente como pré-adultos para as zonas de reprodução no mar aberto (D'Incao, 1985).

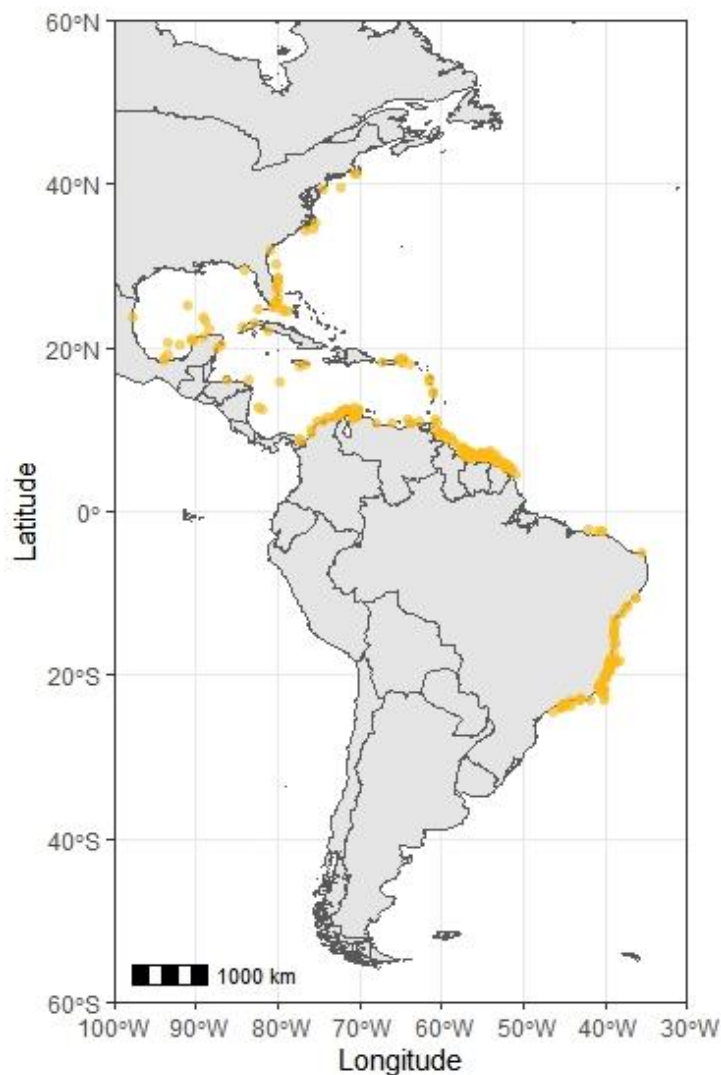


FIGURA 5- Pontos de ocorrência: *Penaeus brasiliensis*. Consultar anexo 1 para mais informações sobre os pontos de ocorrência.

Penaeus paulensis (Pérez Farfante, 1967)

Assim como *Penaeus brasiliensis*, também é conhecida como camarão-rosa. Distribui-se no litoral brasileiro, do Rio de Janeiro até o Rio Grande do Sul, além de Uruguai e nordeste da Argentina (Figura 6) (Pérez-Farfante, 1969; Holthuis, 1980; Boos, 2016). Sua reprodução ocorre em mar aberto, entre 40 e 100 m de profundidade durante o ano todo. As pós-larvas penetram nos estuários onde ocorre o crescimento (D’Incao, 1991).

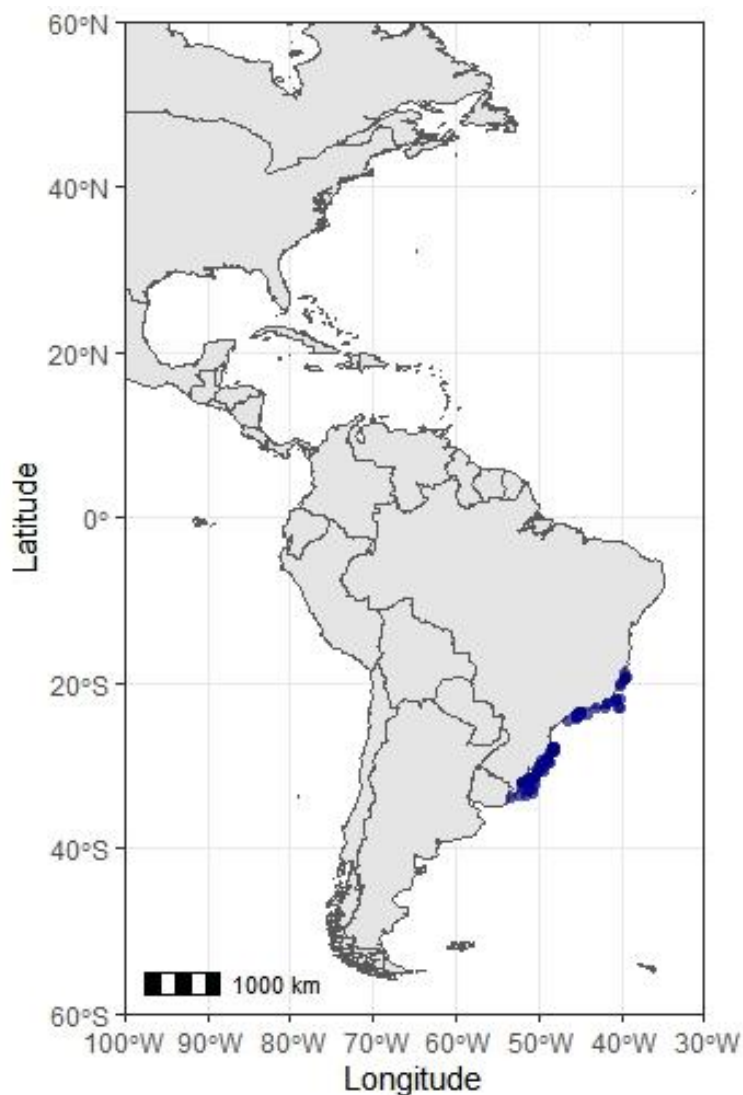


FIGURA 6- Pontos de ocorrência: *Penaeus paulensis*. Consultar anexo 1 para mais informações sobre os pontos de ocorrência.

Penaeus schmitti (Burkenroad, 1936)

Penaeus schmitti (Burkenroad, 1936), conhecido popularmente como camarão-branco, distribui-se desde o Atlântico Ocidental, nas Antilhas, até o estado do Rio Grande do Sul no Brasil (Figura 7). São encontrados desde pequenas profundidades de 30 m, com alguns registros até 50 m (D’Incao,1995). O ciclo de vida dessa espécie, assim como os demais da família Penaeidae, é caracterizado por movimentos migratórios de caráter trófico e reprodutivo. Ocorrem em estuários e baías costeiras em sua fase juvenil e na plataforma continental em sua fase adulta (Dura, 1985; Boss, 2016).

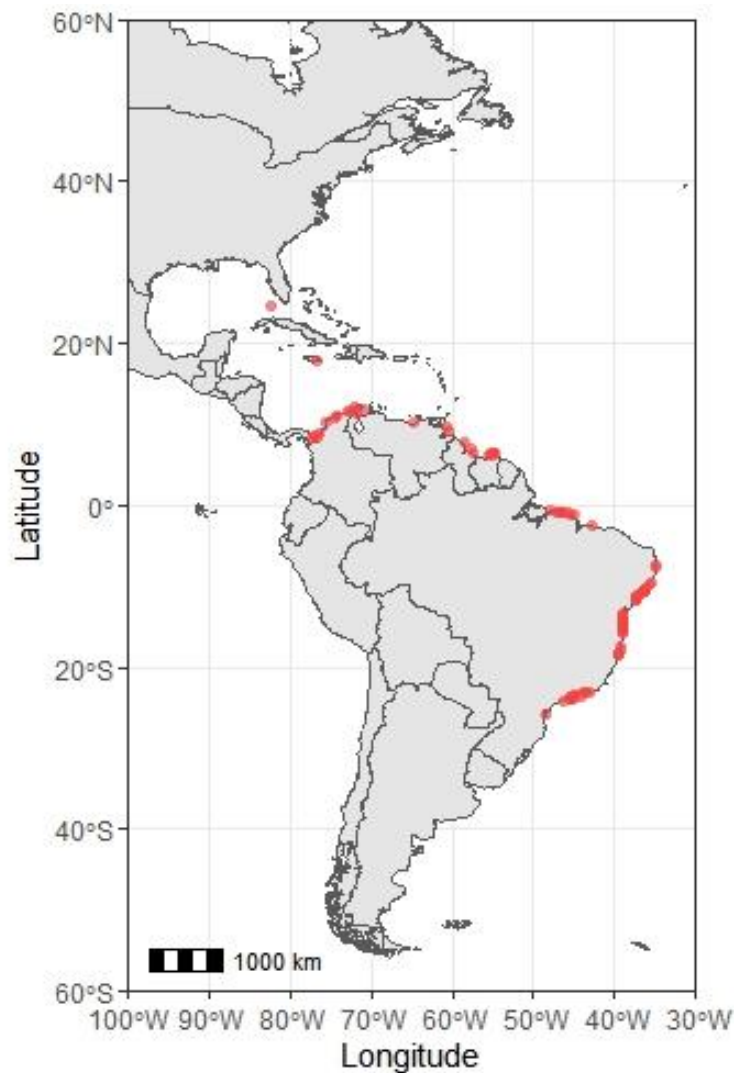


FIGURA 7- Pontos de ocorrência: *Penaeus schmitti*. Consultar anexo 1 para mais informações sobre os pontos de ocorrência.

Penaeus subtilis (Pérez-Farfante, 1967)

Sua distribuição ocorre do Mar do Caribe (Cuba e Pequenas Antilhas) até a costa de Cabo Frio, litoral do Rio de Janeiro (Figura 8), em profundidades que podem atingir 90 m (Pérez-Farfante, 1969; D'Incao, 1995). Sua desova ocorre em alto-mar, com pós-larvas migrando em direção ao estuário e permanecendo no local até a fase de pré-adulto, quando retornam ao mar. Juvenis e adultos preferem substratos compostos por areia e lama e vivem em habitats com grande variação de salinidade (Pérez-Farfante, 1969; Dall *et al.* 1990).



FIGURA 8- Pontos de ocorrência: *Penaeus subtilis*. Consultar anexo 1 para mais informações sobre os pontos de ocorrência.

Xiphopenaeus dincao (Carvalho-Batista, Terossi, Zara, Mantelatto & Costa, 2020) e *X. kroyeri* (Heller, 1862)

Com base em estudos recentes (Carvalho-Batista *et al.* 2019), o gênero *Xiphopenaeus*, que anteriormente apresentava apenas uma espécie (*Xiphopenaeus kroyeri*), passa a apresentar cinco grupos genéticos. Na região afetada pelo rejeito, são registradas duas espécies desse gênero: *X. dincao* e *X. kroyeri*.

Xiphopenaeus dincao possui uma distribuição desde Colômbia, Suriname, Guiana Francesa e Brasil (Amapá, Pará, Rio Grande do Norte, Alagoas, Bahia, São Paulo) (Figura 9) (Carvalho-Batista *et al.* 2019).

O camarão sete-barbas *X. kroyeri* apresenta uma ampla distribuição, ocorrendo na Colômbia, Venezuela, Guiana, Suriname, Guiana Francesa, Brasil (Maranhão, Rio Grande do Norte, Alagoas, Sergipe, Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Santa Catarina) (Figura 10) (Carvalho-Batista *et al.* 2019). Habita águas costeiras rasas com fundo de areia e lama até 30 m de profundidade (Iwai, 1973). As maiores abundâncias são observadas em águas de salinidade mais elevada (Heckler *et al.* 2013). Essa espécie não depende dos estuários para o desenvolvimento dos juvenis e não apresenta estratificação populacional, sendo comum a ocorrência de juvenis e adultos na mesma área (Vieira, 1947; Neiva & Wise, 1963; Iwai, 1973).

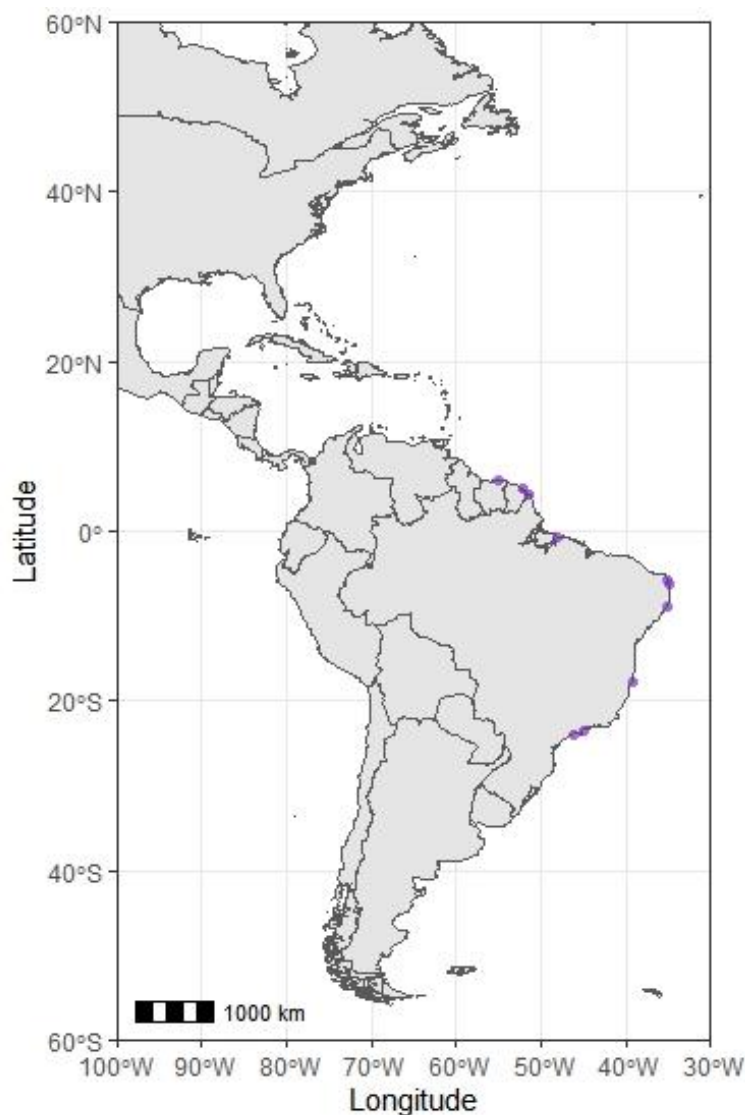


FIGURA 9- Pontos de ocorrência: *Xiphopenaeus dincao*. Consultar anexo 1 para mais informações sobre os pontos de ocorrência.

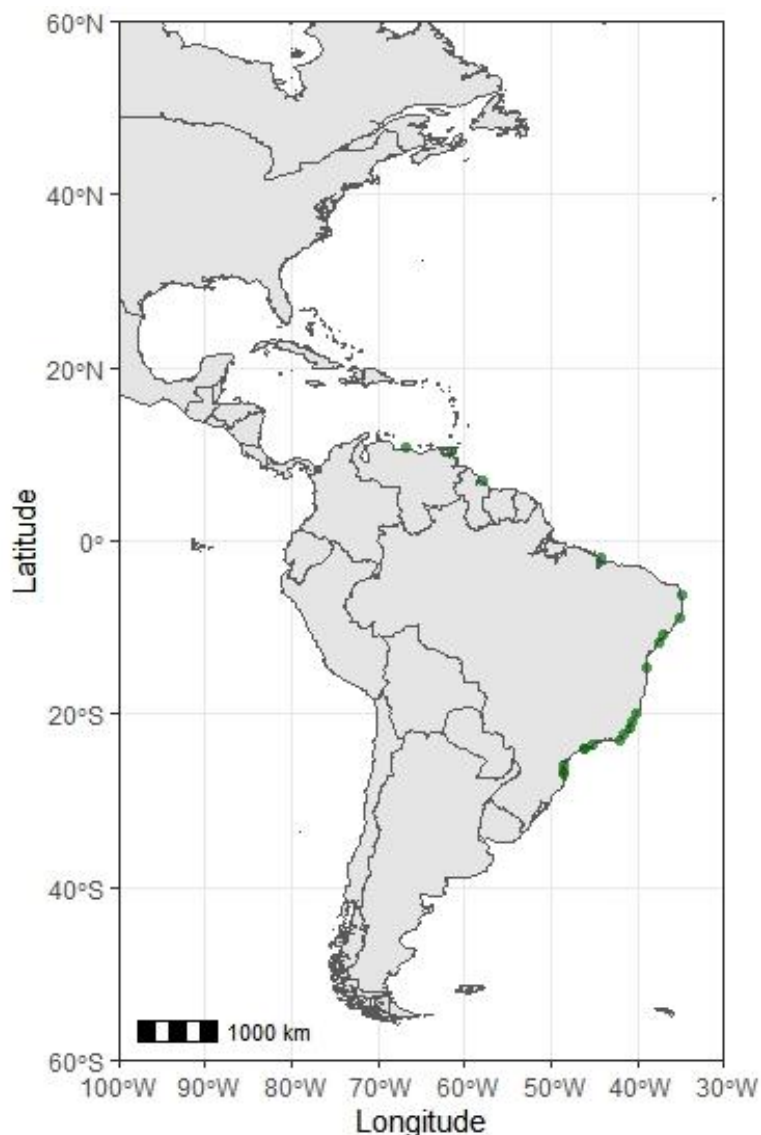


FIGURA 10- Pontos de ocorrência: *Xiphopenaeus kroyeri*. Consultar anexo 1 para mais informações sobre os pontos de ocorrência.

2.3 Registros de ocorrência

Os registros de ocorrência das espécies de crustáceos peneídeos foram obtidos através da literatura científica, do Sistema Global de Informações sobre Biodiversidade (GBIF; <http://www.gbif.org>) e do Sistema de Informação sobre Biodiversidade Oceânica (OBIS; <https://obis.org/>). Os registros obtidos foram organizados e analisados, sendo removidos das posteriores análises, dados incompletos e com longitude e latitude = 0,0, e dados duplicados e fora da extensão das variáveis ambientais. Para evitar autocorrelação espacial, também foram retirados os pontos de ocorrências duplicados em uma mesma célula do mapa, as quais apresentam 9 km² (Figura 11).

2.4 Variáveis climáticas

Inicialmente, para caracterizar os principais gradientes ambientais, foram utilizados os valores médios e a amplitude de 12 variáveis climáticas marinhas em estrato bentônico (bio_1 até bio_12) (Tabela 1). Tais variáveis foram obtidas através da base de dados do Bio-Oracle (<https://www.bio-oracle.org/>), com uma resolução espacial de 5 arcmin (aproximadamente 9,2 km no Equador) (Tyberghein *et al.* 2012; Assis *et al.* 2017). As variáveis ambientais foram delimitadas, utilizando-se os limites de extensão dos pontos de ocorrência de cada espécie.

Para evitar autocorrelação excessiva entre todas as combinações possíveis das variáveis climáticas, foram selecionadas para a modelagem as variáveis com coeficientes de correlação de *Spearman* em pares menores que 0,7. As variáveis que apresentaram correlação maior que 0,7 e com menor relevância biológica para a espécie de interesse, foram retiradas (Figura 11. E para mais informações consultar anexo 1). Para a modelagem de nicho ecológico, foram utilizadas as seguintes variáveis ambientais, representadas na tabela a seguir (Tabela 1):

TABELA 1 - Variáveis ambientais marinhas em estrato bentônico utilizadas na modelagem de nicho ecológico de cada espécie. As variáveis ambientais foram classificadas da seguinte maneira: bio_1 = clorofila, bio_2 = ferro, bio_3 = fitoplâncton, bio_4 = fosfato, bio_5 = luz no fundo, bio_6 = nitrato, bio_7 = oxigênio dissolvido, bio_8 = produtividade primária, bio_9 = salinidade, bio_10 = silicato, bio_11 = temperatura e bio_12 = velocidade de corrente. As abreviaturas “am” e “md” correspondem aos valores de amplitude da variável e média, respectivamente.

Espécies	Variáveis ambientais (bio)																			
	2		3		4		5		6		7		9		10		11		12	
	am	md	am	md	am	md	am	md	am	md	am	md	am	md	am	md	am	md	am	md
<i>A. longinaria</i>		X		X	X				X		X		X		X	X			X	X
<i>P. americanus</i>		X		X		X		X	X			X		X	X			X		X
<i>P. serrata</i>		X		X		X		X	X			X		X	X			X		X
<i>P. brasiliensis</i>		X		X	X			X		X	X	X		X	X			X		X
<i>P. paulensis</i>		X		X		X		X	X			X		X	X			X		X
<i>P. schmitti</i>		X		X		X		X	X			X		X		X		X		X
<i>P. subtilis</i>		X		X		X		X	X			X		X	X			X		X
<i>X. dincao</i>		X	X		X			X	X			X		X		X		X		X
<i>X. kroyeri</i>		X	X			X		X	X			X		X				X		X

- As variáveis bio_1 e bio_8, não estão presentes na tabela, pois não foram consideradas nos modelos de nenhuma espécie.

2.5 Modelos de distribuição de espécies (SDMs)

Para prever a distribuição potencial de cada espécie, foram gerados modelos de nicho ecológico utilizando o método de máxima entropia (MaxEnt, versão 3.4.4) (Phillips *et al.* 2006), uma vez que este tem se mostrado um método eficaz em modelagem de dados apenas com presença e com poucos pontos de ocorrência (Pearson *et al.* 2007; Elith *et al.* 2011; Qin *et al.* 2017; Ray *et al.* 2017; Srivastava *et al.* 2018; Kaky *et al.* 2020). Foram utilizados 10.000 pontos de *background* (pseudo-ausências). O método de partição de dados entre treino e teste utilizado para *Xiphopenaeus dincao* e *X. kroyeri* foi o Jackknife. Para as demais espécies, o método de partição de dados utilizado foi o Checkboard1, de acordo com as recomendações (Muscarella *et al.* 2014). Os ajustes dos parâmetros MaxEnt para a criação do modelo de nicho de cada espécie foram avaliados utilizando o pacote “ENMeval” no programa estatístico R (Muscarella *et al.* 2014). Os melhores parâmetros foram testados em relação ao poder preditivo dos modelos, sendo eles: multiplicador de regularização ($rm = 1-5$) e “Feature Classes” (L = linear, Q = quadrático, H = dobradiça) (Phillips & Dudik 2008; Anderson, 2011; Elith *et al.* 2011; Hijmans *et al.* 2020). Esses parâmetros foram testados em diferentes combinações e os modelos foram selecionados de acordo com o critério de AICc, sendo selecionado o modelo com o valor de $\Delta AICc = 0$ (Akaike, 1973; Anderson & Burnham, 2002) (Figura 11). A partir dos parâmetros do melhor modelo, foram geradas 30 réplicas para cada espécie. Posteriormente, foi calculado um modelo médio. Os mapas resultantes da modelagem de nicho ecológico apresentam valores de adequabilidade ambiental que podem variar de 0 a 1. Valores próximos a 1 indicam locais que possuem grande adequabilidade ambiental para que a espécie possa ocorrer, e valores próximos a 0 indicam locais com baixa adequabilidade ambiental. Esses valores de adequabilidade ambiental são inferidos para cada célula do mapa, as quais apresentam 9x9 km, com resolução de 5 arcmin.

Para avaliar a precisão de cada modelo, foram utilizadas duas métricas; *Area Under Curve* (AUC) e *True Skill Statistics* (TSS). Os valores de AUC variam de 0 a 1 e, valores iguais ou menores a 0,5 indicam modelos sem capacidade de predição, sendo equivalentes a um modelo aleatório (Elith *et al.* 2006). Os valores de TSS variam de -1 a +1, em que os valores positivos indicam que o desempenho dos modelos gerados com os dados treino são melhores do que os gerados pelos dados teste. Além disso, os valores 0 ou menores que 0 indicam que o desempenho dos modelos, não é diferente de um modelo aleatório (Allouche *et al.* 2006). Os valores apresentados nos resultados, de AUC e TSS, correspondem às médias provenientes das 30 réplicas de modelos.

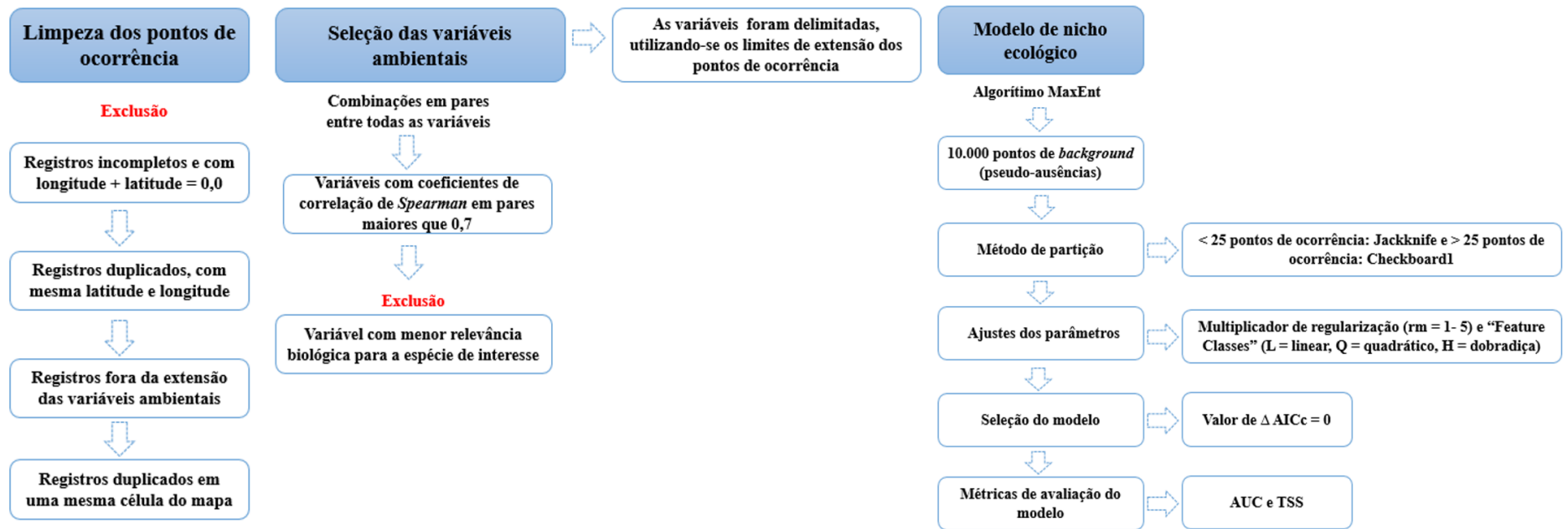


FIGURA 11- Esquema demonstrando os passos realizados para a limpeza dos pontos de ocorrência das espécies, seleção das variáveis ambientais e detalhamento das configurações para a geração do modelo de nicho ecológico.

2.6 Riqueza potencial de peneídeos na região impactada

A riqueza potencial de camarões peneídeos foi estimada dentro da área de interesse deste estudo. Tal área foi determinada de acordo com a região costeira impactada pela pluma de rejeito proveniente do rompimento da barragem do fundão (ver, Marta-Almeida *et al.* 2016; IBAMA & ICMBIO, 2016).

Para estimar a riqueza potencial de peneídeos na região impactada, os modelos de nicho ecológico gerados foram binarizados, utilizando-se valores de *Maximum training sensitivity plus specificity* (Liu *et al.* 2005; Allouche *et al.* 2006). Neste caso, células com valores acima do valor de limiar são consideradas adequadas ambientalmente para a espécie e abaixo do valor são inadequadas. Este *threshold* gera um mapa mais conservador, indicado para diferenciar entre pontos de presença e pseudo-ausência (Liu *et al.* 2013). Tais modelos foram sobrepostos, obtendo-se ao final um arquivo raster evidenciando as áreas adequadas ambientalmente para todas as espécies avaliadas. Os valores de riqueza potencial foram inferidos pela somatória de adequabilidade ambiental de todas as espécies, podendo variar de 0 a 9.

3. RESULTADOS

3.1 Modelos de nicho ecológico

Os modelos de nicho ecológico foram gerados com diferentes números de ocorrências e ajuste dos parâmetros. No entanto, todos apresentaram ótimos valores para as métricas de AUC (*Area Under Curve*) e TSS (*True Skill Statistics*), como demonstrado na tabela 2, indicando modelos com boa capacidade de predição.

Para *A. longinaris*, o mapa de adequabilidade ambiental gerado através da projeção do modelo de nicho, indica que as áreas de alta adequabilidade ambiental para a espécie se encontram em especial no litoral paulista, catarinense e gaúcho, seguindo em direção ao Uruguai e norte da Argentina. Na região impactada, as áreas adequadas para a espécie se concentram do litoral norte do Rio de Janeiro até a foz do rio Doce. Já no extremo sul da Bahia existem poucos locais adequados. Entretanto, apesar de haver adequabilidade ambiental na região, ela é baixa, com predomínio de locais com 0,4 e poucos locais bem próximos à costa ao norte do Rio de Janeiro apresentando adequabilidade igual a 0,6 (Figura 12). As variáveis ambientais que mais contribuíram para a construção do modelo foram fitoplâncton e temperatura (Tabela 2). A relação entre fitoplâncton e a adequabilidade ambiental é positiva,

sendo que valores de adequabilidade próximos a 1 estão relacionados com valores de 10 $\mu\text{mol.m}^{-3}$ de fitoplâncton (Figura 13). A relação entre adequabilidade ambiental e temperatura também é positiva. De acordo com os resultados, a espécie pode ocorrer em locais com 0 a aproximadamente 27° C, após esse valor, a adequabilidade ambiental para a espécie cai (Figura 14).

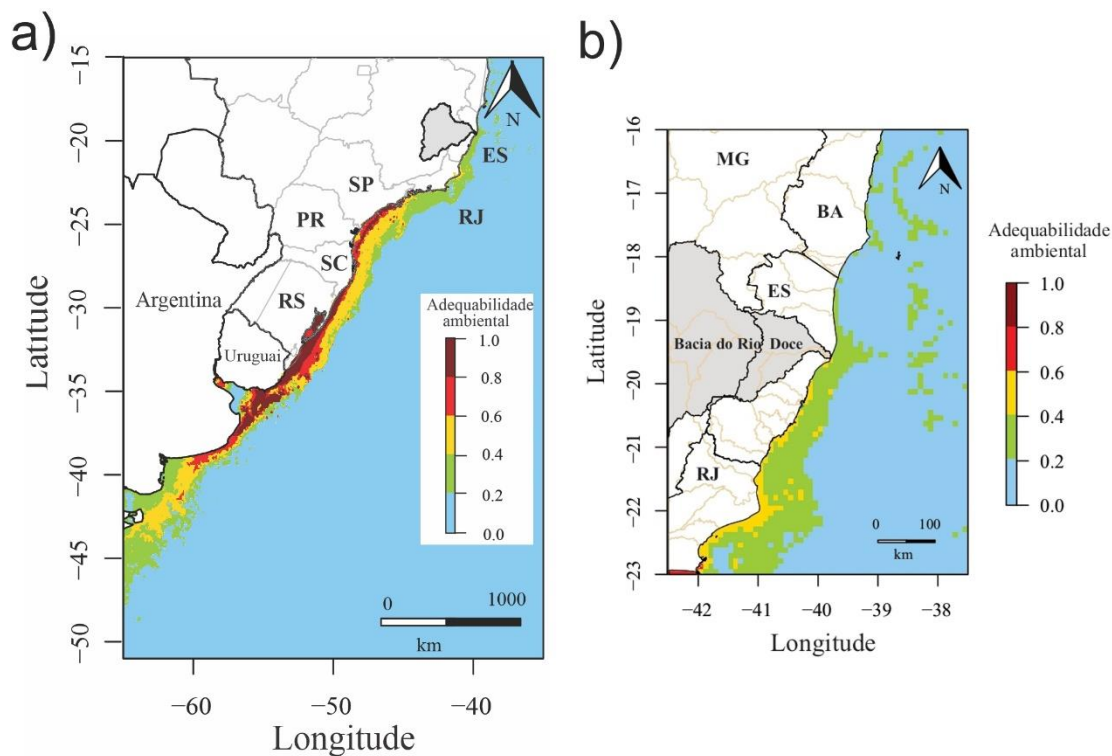


FIGURA 12- Mapas de adequabilidade ambiental de *Artemesia longinaris*. Valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado). Figura 12a) considerando toda a faixa de distribuição conhecida; Figura 12b) considerando a região impactada pelo rejeito, com destaque (na cor bege) para a malha hídrica continental.

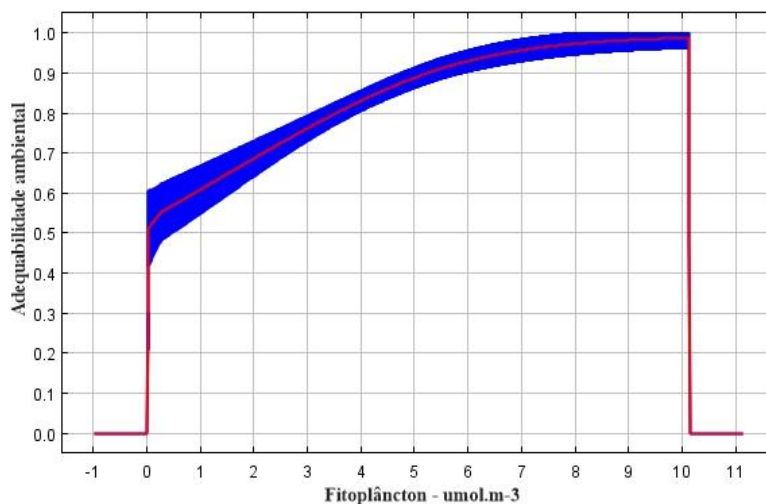


FIGURA 13- O gráfico exibe a relação entre a adequabilidade ambiental (com valores que podem variar de 0 a 1) e a variável fitoplâncton. A linha vermelha representa a média dos valores obtidos nas 30 réplicas e o espaço delimitado na cor azul representa o desvio padrão.

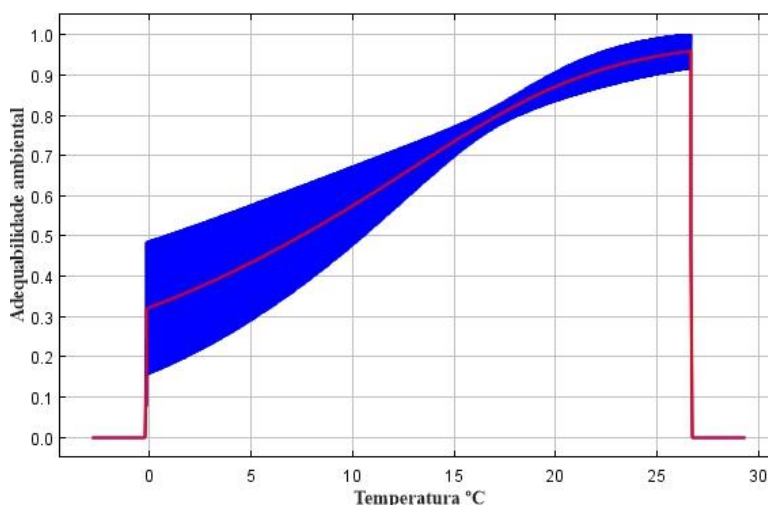


FIGURA 14- O gráfico exibe a relação entre a adequabilidade ambiental (com valores que podem variar de 0 a 1) e a variável temperatura. A linha vermelha representa a média dos valores obtidos nas 30 réplicas e o espaço delimitado na cor azul representa o desvio padrão.

O mapa de adequabilidade ambiental de *P. americanus* indica como locais de alta adequabilidade a América Central e norte da América do Sul. No litoral brasileiro, existem áreas de alta adequabilidade que se estendem do Rio de Janeiro até o litoral gaúcho. Na região impactada há um predomínio de áreas próximas à costa com adequabilidade variando entre 0,4 e 0,6 e locais mais distantes da costa apresentando adequabilidade de 0,8, bem como poucos locais com adequabilidade próxima a 1 (Figura 15). As variáveis ambientais que tiveram maior contribuição para o modelo foram temperatura e fosfato (Tabela 2). A espécie pode ocorrer em temperaturas de 5 a 29° C. Sendo que, de 5 a 20° C, a relação com a adequabilidade é positiva, com valores próximos a 1 quando a temperatura é igual a 20° C. Após 20° C, há um decréscimo da adequabilidade (Figura 16). Apesar de fosfato ser a segunda preditora com maior importância para a construção do modelo, esta variável contribuiu com somente 11,5% (Tabela 2).

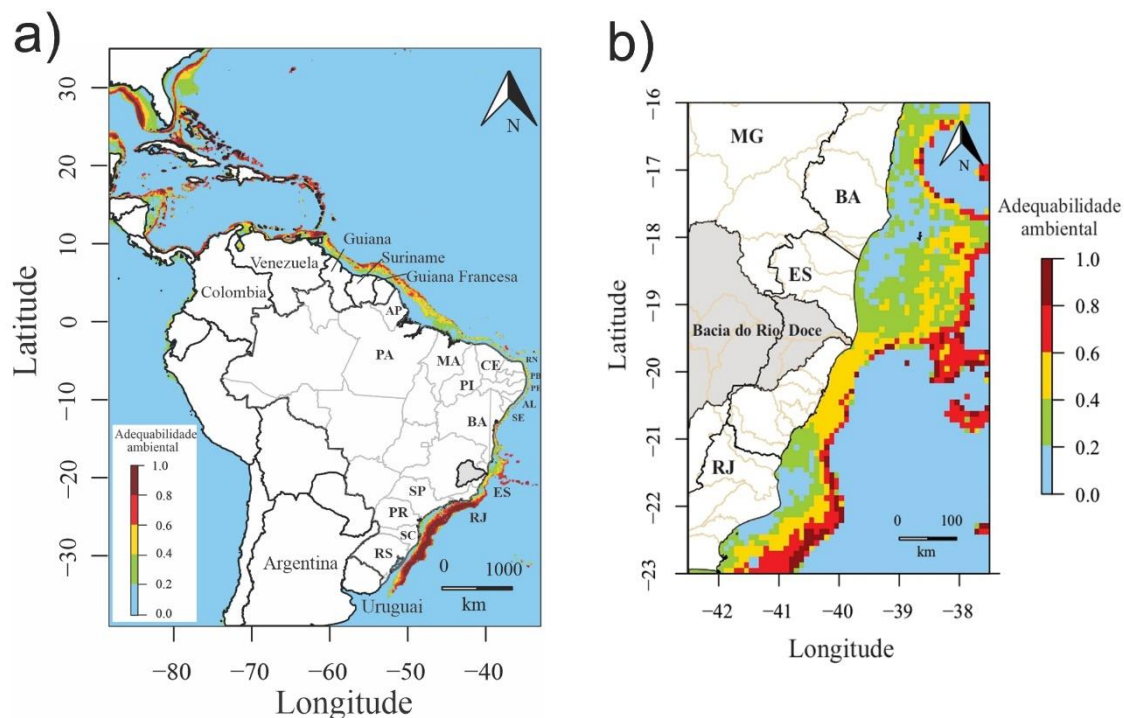


FIGURA 15- Mapas de adequabilidade ambiental de *Parapenaeus americanus*. Valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado). Figura 15a) considerando toda a faixa de distribuição conhecida; Figura 15b) considerando a região impactada pelo rejeito, com destaque (na cor bege) para a malha hídrica continental.

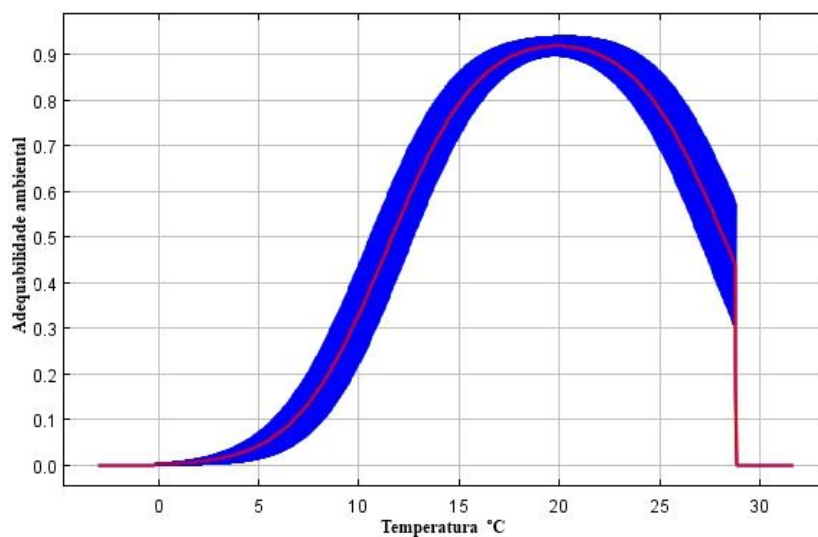


FIGURA 16- O gráfico exibe a relação entre a adequabilidade ambiental (com valores que podem variar de 0 a 1) e a variável temperatura. A linha vermelha representa a média dos valores obtidos nas 30 réplicas e o espaço delimitado na cor azul representa o desvio padrão.

O mapa de adequabilidade ambiental de *P. serrata* indica que a região sul da América do Norte, América Central e porção norte da América Sul são locais que apresentam alta adequabilidade ambiental para a potencial ocorrência da espécie. Na região impactada, existe uma faixa estreita, distante da costa com predomínio de locais apresentando adequabilidade aproximada de 0,6 e com poucos locais variando entre 0,4 e 0,8 (Figura 17). Para a construção do modelo, temperatura e luz de fundo foram as duas variáveis ambientais que mais contribuíram (Tabela 2). A relação entre adequabilidade ambiental e temperatura é positiva. A espécie pode ocorrer em temperaturas que variam entre 3 e 29° C, com adequabilidade máxima próxima a 0,6 quando a temperatura é igual a 29° C (Figura 18). Apesar de luz de fundo ser a segunda preditora com maior importância para o modelo de *P. serrata*, esta variável contribuiu apenas 7,9% (Tabela 2).

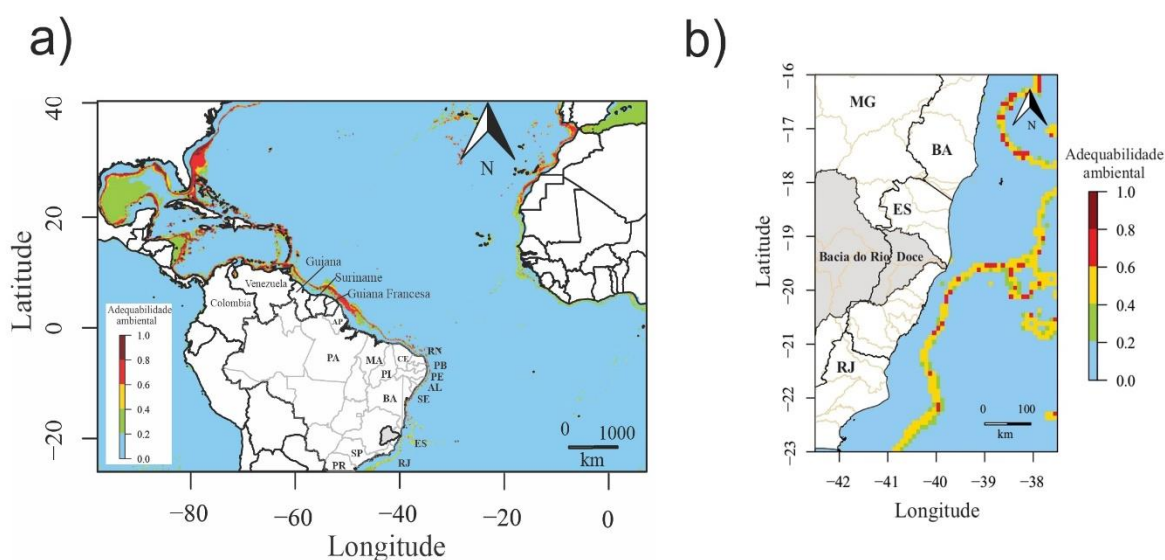


FIGURA 17- Mapas de adequabilidade ambiental de *Penaeopsis serrata*. Valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado). Figura 17a) considerando toda a faixa de distribuição conhecida; Figura 17b) considerando a região impactada pelo rejeito, com destaque (na cor bege) para a malha hídrica continental.

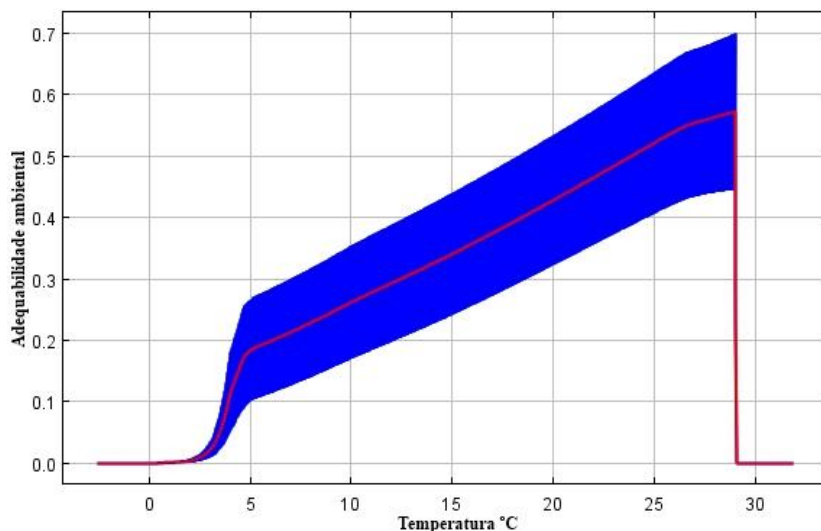


FIGURA 18- O gráfico exibe a relação entre a adequabilidade ambiental (com valores que podem variar de 0 a 1) e a variável temperatura. A linha vermelha representa a média dos valores obtidos nas 30 réplicas e o espaço delimitado na cor azul representa o desvio padrão.

Para *P. brasiliensis*, o mapa de adequabilidade ambiental aponta como áreas de grande adequabilidade porções da América do Norte e América do Sul (Guiana, Guiana Francesa, Suriname e Venezuela). No litoral brasileiro, as áreas com maior adequabilidade ambiental se estendem desde o litoral no estado de Alagoas até o estado do Rio de Janeiro. Em toda a região afetada, existe uma alta adequabilidade ambiental para a potencial presença da espécie, com o predomínio de valores variando entre 0,8 e 1. Ao norte do Rio de Janeiro, bem próximo à costa, os valores de adequabilidade são iguais aos mencionados anteriormente, porém, em locais mais distantes da costa, os valores variam entre 0,4 a 0,6 (Figura 19). As variáveis que mais contribuíram para a construção do modelo foram fitoplâncton e nitrato (Tabela 2). A relação entre fitoplâncton e adequabilidade ambiental é positiva, com valores de fitoplâncton podendo variar de 0 a aproximadamente $8,2 \mu\text{mol.m}^{-3}$. Valores de adequabilidade próximos a 1 são encontrados quando o valor de fitoplâncton é igual a $8,2 \mu\text{mol.m}^{-3}$ (Figura 20). Se tratando do nitrato, a relação com a adequabilidade é negativa. O valor de adequabilidade próximo a 0,8 é evidenciado quando os valores de nitrato são próximos de 0. Contudo, ainda existe adequabilidade ambiental para a espécie, quando os valores de nitrato chegam até 43 mols.m^{-3} (Figura 21).

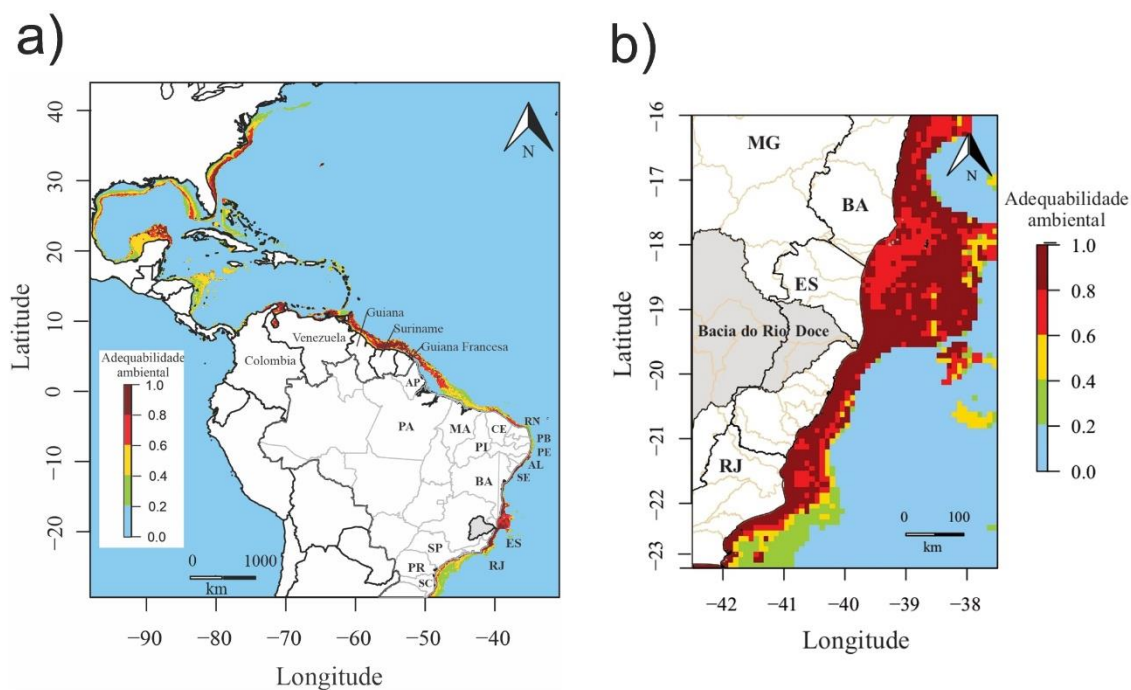


FIGURA 19- Mapas de adequabilidade ambiental de *Penaeus brasiliensis*. Valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado). Figura 19a) considerando toda a faixa de distribuição conhecida; Figura 19b) considerando a região impactada pelo rejeito, com destaque (na cor bege) para a malha hídrica continental.

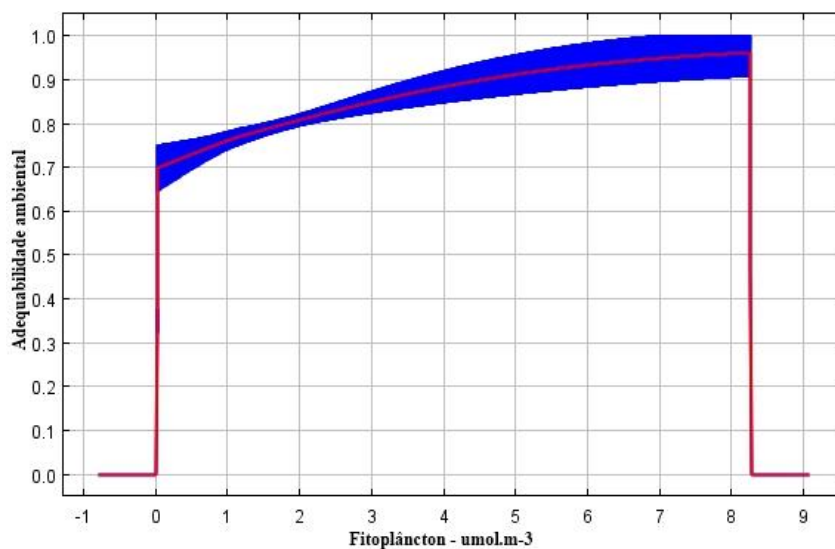


FIGURA 20- O gráfico exibe a relação entre a adequabilidade ambiental (com valores que podem variar de 0 a 1) e a variável fitoplâncton. A linha vermelha representa a média dos valores obtidos nas 30 réplicas e o espaço delimitado na cor azul representa o desvio padrão.

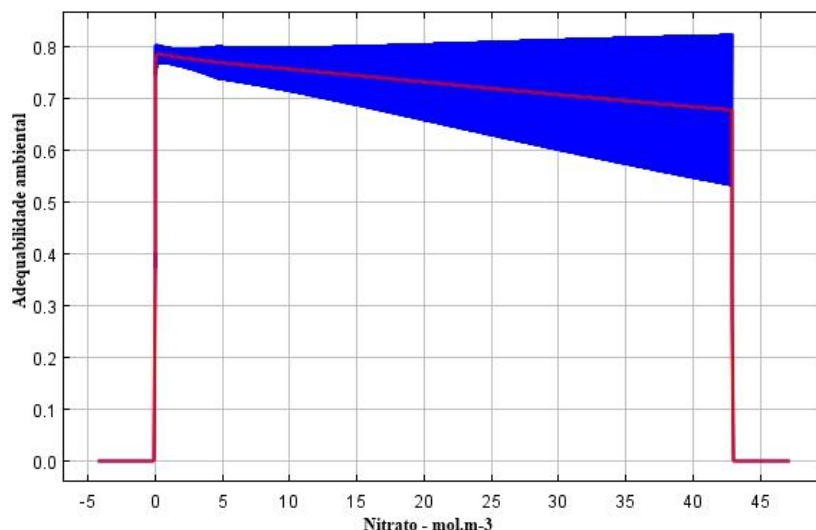


FIGURA 21- O gráfico exibe a relação entre a adequabilidade ambiental (com valores que podem variar de 0 a 1) e a variável nitrato. A linha vermelha representa a média dos valores obtidos nas 30 réplicas e o espaço delimitado na cor azul representa o desvio padrão.

Para *P. paulensis*, o mapa de adequabilidade ambiental indica que a maior extensão de áreas com alta adequabilidade para a potencial presença da espécie está localizada entre os litorais paulista, paranaense, catarinense e gaúcho. Na região impactada existem pontos próximos à costa com adequabilidade variando entre 0,6 e 0,8, existindo ainda áreas no litoral do Rio de Janeiro com adequabilidade igual a 1. Em pontos um pouco mais distantes da costa, a adequabilidade é de 0,4 (Figura 22). As variáveis ambientais com maior contribuição para construção do modelo foram fosfato e temperatura (Tabela 2). Adequabilidade ambiental possui uma relação negativa com a variável fosfato. Os valores de fosfato variam entre aproximadamente 0,1 a 2,5 mol.m-3, sendo que o maior valor de adequabilidade ambiental é evidenciado quando o valor do fosfato é próximo de 0,1 mol.m-3. (Figura 23). A temperatura varia entre 0 e aproximadamente 27° C, sendo encontrados valores de adequabilidade ambiental próximos a 1 em temperaturas que vão até 15° C, após essa temperatura há um decréscimo na adequabilidade ambiental para a espécie (Figura 24).

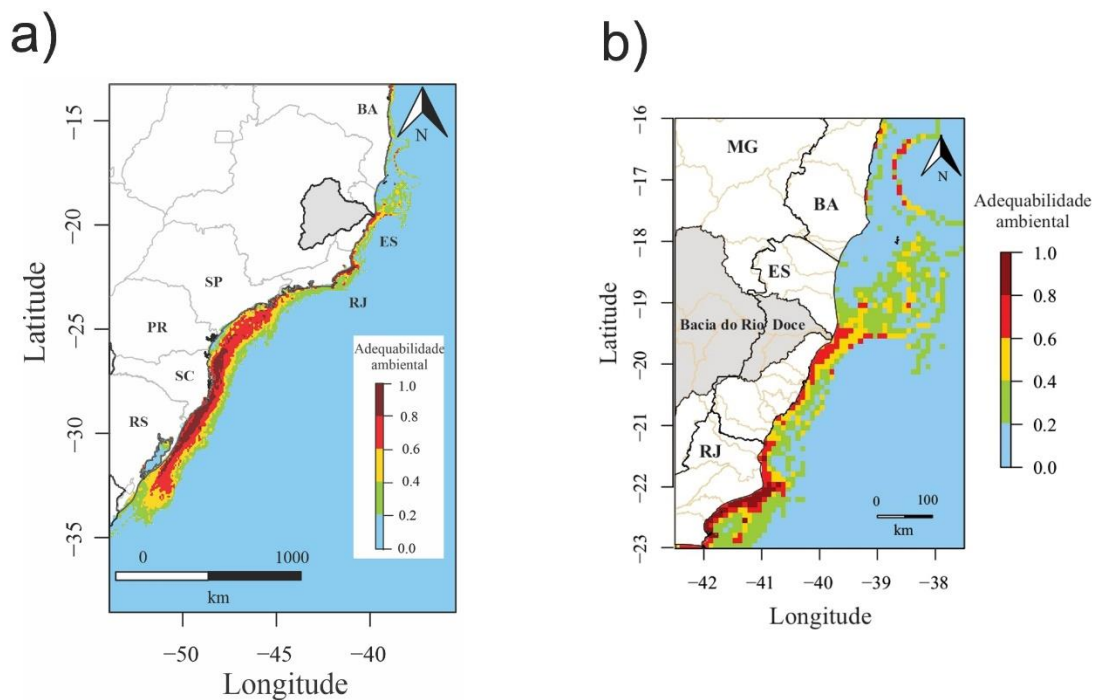


FIGURA 22- Mapas de adequabilidade ambiental de *Penaeus paulensis*. Valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado). Figura 22a) considerando toda a faixa de distribuição conhecida; Figura 22b) considerando a região impactada pelo rejeito, com destaque (na cor bege) para a malha hídrica continental.

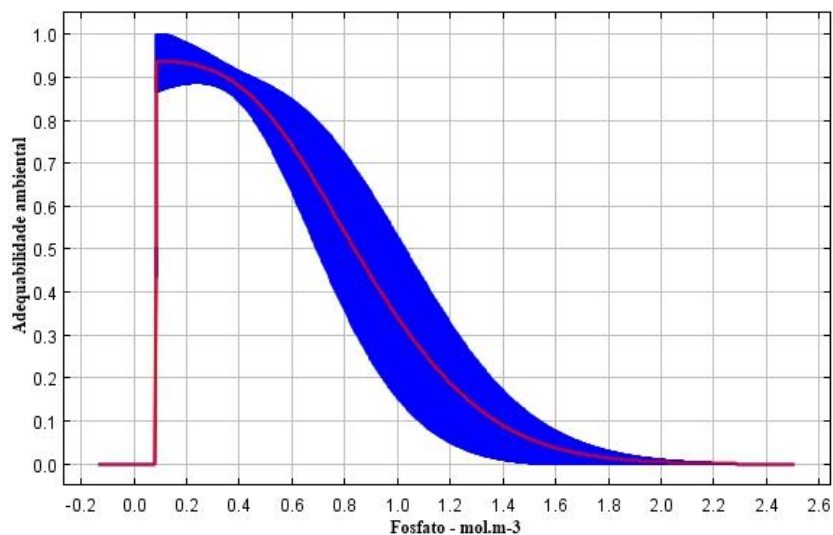


FIGURA 23- O gráfico exibe a relação entre a adequabilidade ambiental (com valores que podem variar de 0 a 1) e a variável fosfato. A linha vermelha representa a média dos valores obtidos nas 30 réplicas e o espaço delimitado na cor azul representa o desvio padrão.

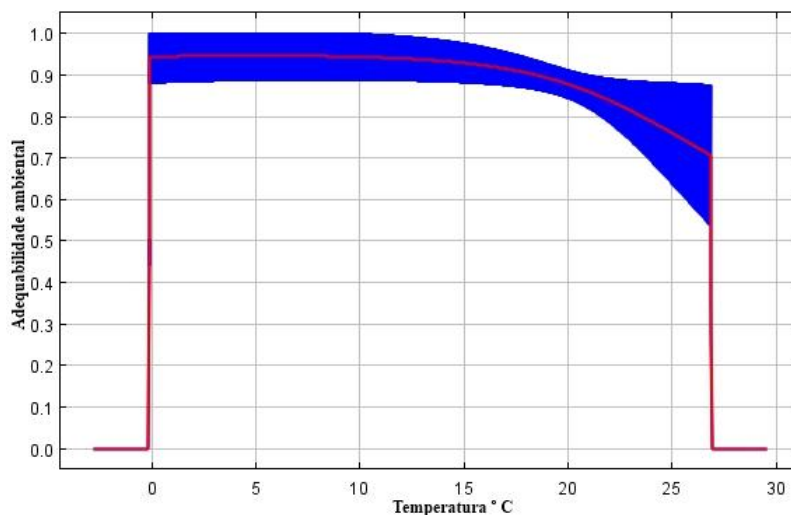


FIGURA 24- O gráfico exibe a relação entre a adequabilidade ambiental (com valores que podem variar de 0 a 1) e a variável temperatura. A linha vermelha representa a média dos valores obtidos nas 30 réplicas e o espaço delimitado na cor azul representa o desvio padrão.

O mapa de adequabilidade ambiental indica que áreas com alta adequabilidade ambiental para *P. schmitti* se encontram majoritariamente em países do norte da América do Sul e litoral brasileiro. Ao longo do litoral brasileiro existe grande adequabilidade do Amapá ao Ceará e de Alagoas ao Rio Grande do Sul. Na região impactada há uma predominância de locais com alta adequabilidade próximos à costa, com valores variando entre 0,8 a 1, sendo predominantes em locais mais distantes da costa, adequabilidade de 0,4 a 0,6 (Figura 25). Fitoplâncton e ferro são as variáveis ambientais que mais contribuíram para construção do modelo (Tabela 2). Os valores de fitoplâncton variam entre 0 e 8,5 $\mu\text{mol.m}^{-3}$, apresentando uma relação positiva com a adequabilidade ambiental. Valores de adequabilidade ambiental próximos a 1 são encontrados quando o valor do fitoplâncton é igual a 8,5 $\mu\text{mol.m}^{-3}$ (Figura 26). Embora ferro tenha sido a segunda preditora com maior percentual de contribuição para o modelo, esta variável representou apenas 2,9% (Tabela 2).

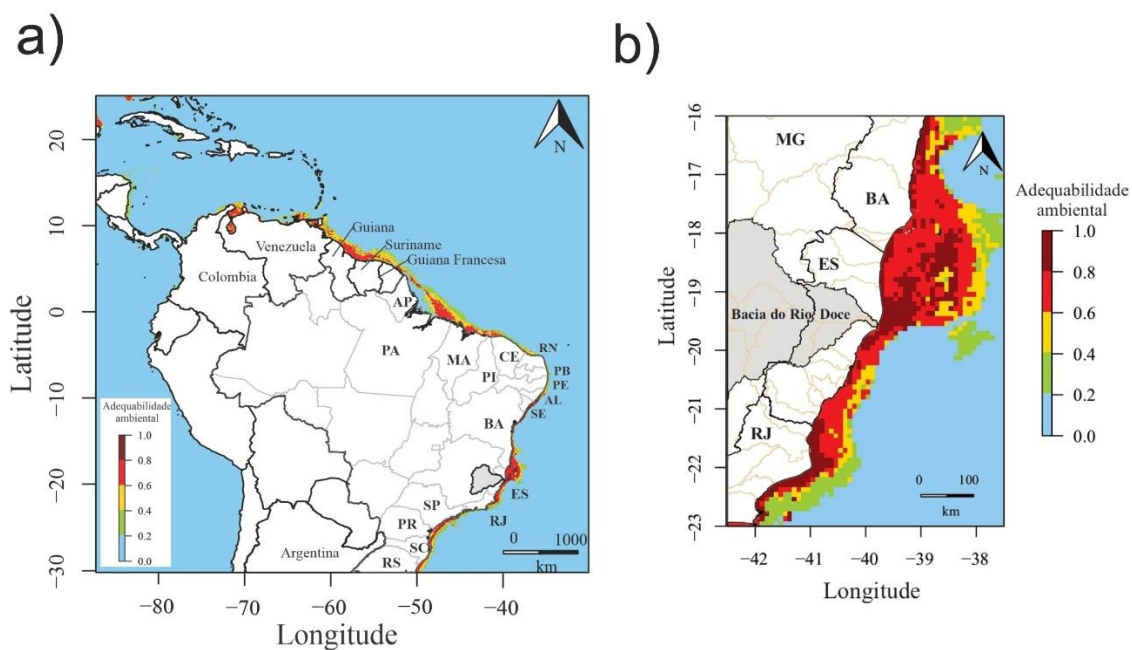


FIGURA 25- Mapas de adequabilidade ambiental de *Penaeus schmitti*. Valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado). Figura 25a) considerando toda a faixa de distribuição conhecida; Figura 25b) considerando a região impactada pelo rejeito, com destaque (na cor bege) para a malha hídrica continental.

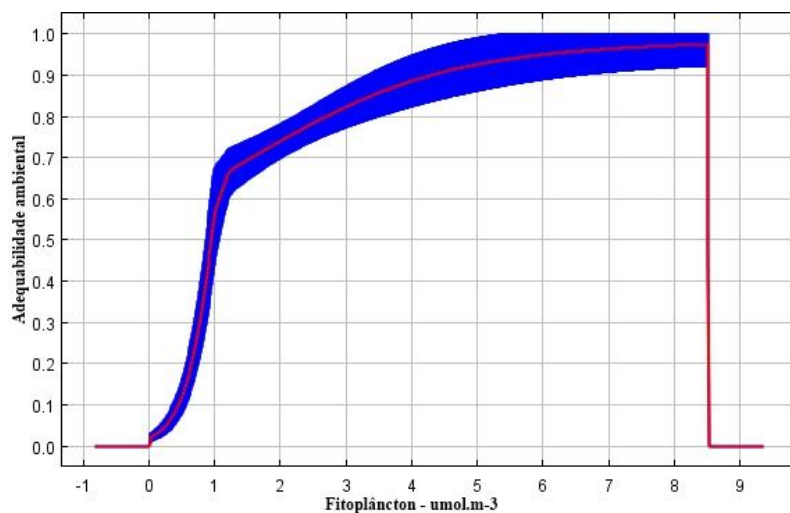


FIGURA 26- O gráfico exibe a relação entre a adequabilidade ambiental (com valores que podem variar de 0 a 1) e a variável fitoplâncton. A linha vermelha representa a média dos valores obtidos nas 30 réplicas e o espaço delimitado na cor azul representa o desvio padrão.

Para a espécie *P. subtilis*, os litorais da Venezuela, Guiana, Suriname e Guiana Francesa são áreas que apresentam alta adequabilidade ambiental. No litoral brasileiro áreas de alta adequabilidade estão compreendidas nos Estados do Amapá, Pará, Maranhense, Piauí, Alagoas, Sergipe e Bahia. Na região impactada há um predomínio de locais com adequabilidade variando entre 0,4 e 0,6. Contudo, locais bem próximos à foz do rio Doce apresentam adequabilidade de 0,8 (Figura 27). Dentre as variáveis ambientais utilizadas para construção do modelo, fitoplâncton e temperatura foram as que exerceram maior contribuição (Tabela 2). Ambas as variáveis apresentam uma relação positiva com a adequabilidade ambiental. Os valores de fitoplâncton variam de 0 a aproximadamente $8,8 \mu\text{mol.m}^{-3}$, sendo o valor máximo de fitoplâncton relacionado com o maior ponto de adequabilidade ambiental (Figura 28). Temperatura foi a segunda preditora com maior contribuição para o modelo de *P. subtilis*, contudo representou somente 8,2% (Tabela 2).

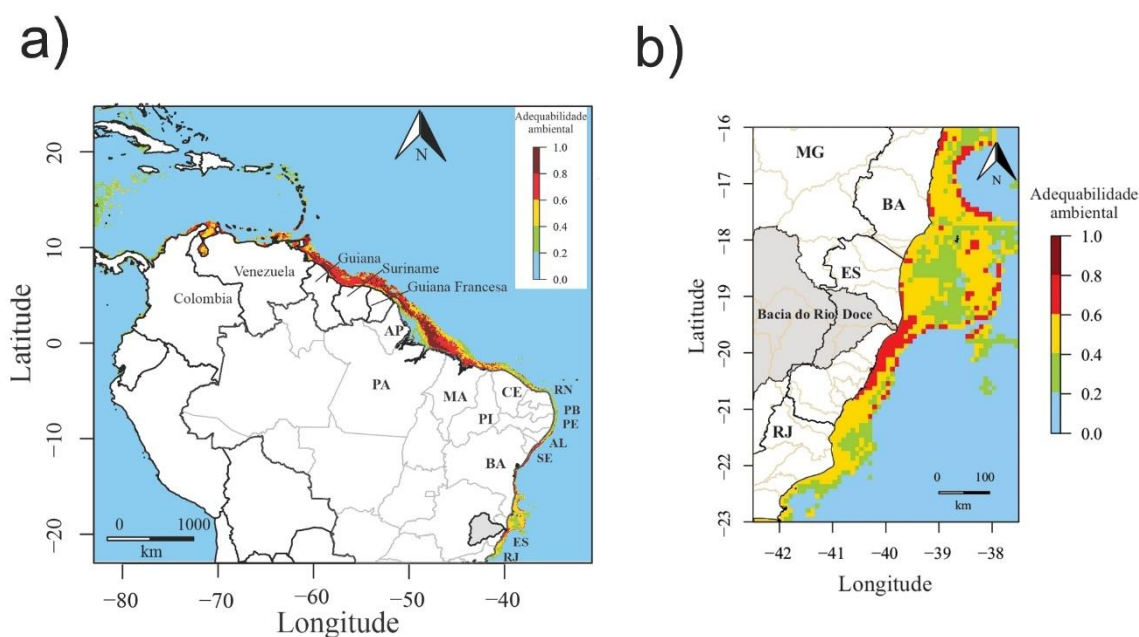


FIGURA 27- Mapas de adequabilidade ambiental de *Penaeus subtilis*. Valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado). Figura 27a) considerando toda a faixa de distribuição conhecida; Figura 27b) considerando a região impactada pelo rejeito, com destaque (na cor bege) para a malha hídrica continental.

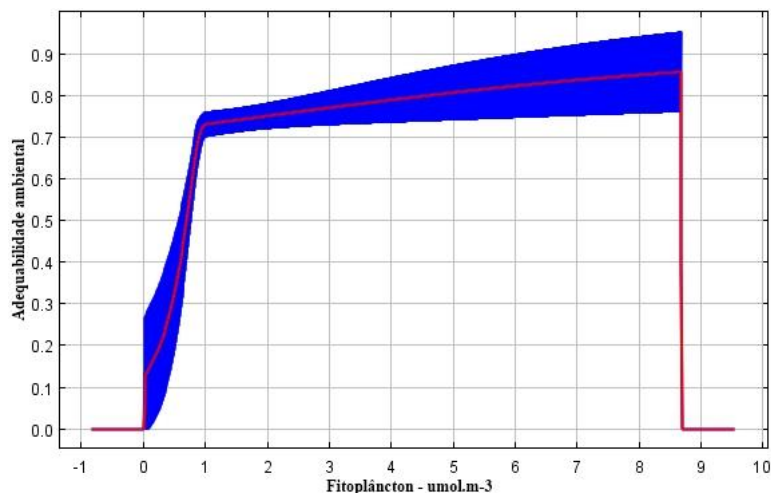


FIGURA 28- O gráfico exibe a relação entre a adequabilidade ambiental (com valores que podem variar de 0 a 1) e a variável fitoplâncton. A linha vermelha representa a média dos valores obtidos nas 30 réplicas e o espaço delimitado na cor azul representa o desvio padrão.

Conforme o mapa de adequabilidade ambiental gerado, a extensão desde o litoral da Guiana Francesa até o litoral brasileiro, do Amapá ao litoral capixaba, representa áreas com grande adequabilidade ambiental para a espécie *X. dincao*. Na região impactada pelo rejeito, do extremo sul da Bahia ao litoral capixaba e uma pequena porção do litoral norte do Rio de Janeiro, a adequabilidade ambiental é aproximadamente de 0,8. Nas demais partes do litoral do Rio de Janeiro, a adequabilidade varia entre 0,4 e 0,6 (Figura 29). Temperatura e nitrato foram as variáveis que mais contribuíram para a construção do modelo (Tabela 2). Os valores de temperatura variam entre 0 e 31° C, essa variável apresenta uma relação positiva com a adequabilidade ambiental. Os valores de adequabilidade ambiental próximos a 1 são encontrados quando o valor de temperatura é igual a 31° C (Figura 30). Apesar de nitrato ser a segunda preditora com maior importância para o modelo de *X. dincao*, esta variável contribuiu apenas 0,6% (Tabela 2).

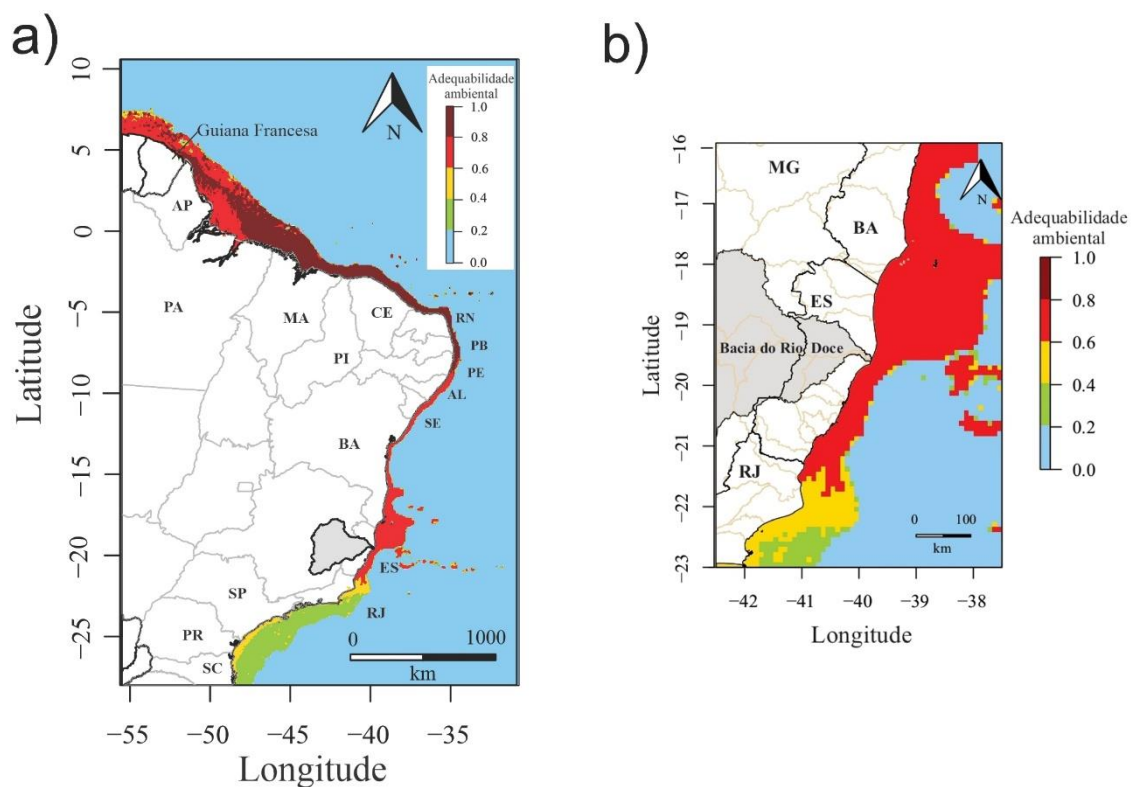


FIGURA 29- Mapas de adequabilidade ambiental de *Xiphopenaeus dincao*. Valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado). Figura 29a) considerando toda a faixa de distribuição conhecida; Figura 29b) considerando a região impactada pelo rejeito, com destaque (na cor bege) para a malha hídrica continental.

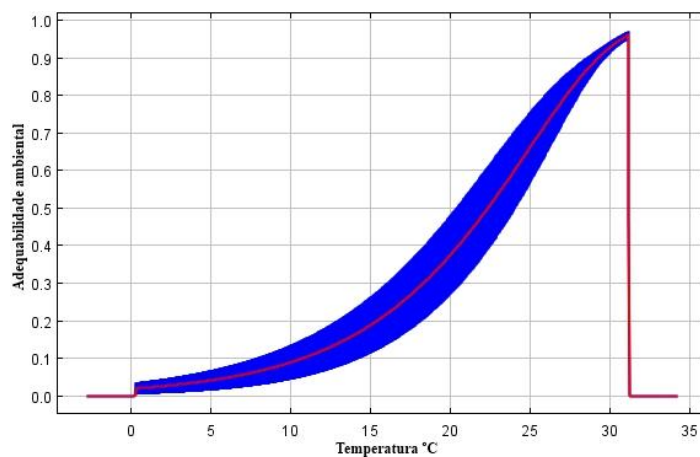


FIGURA 30- O gráfico exibe a relação entre a adequabilidade ambiental (com valores que podem variar de 0 a 1) e a variável temperatura. A linha vermelha representa a média dos valores obtidos nas 30 réplicas e o espaço delimitado na cor azul representa o desvio padrão.

O mapa de adequabilidade ambiental gerado para *X. kroyeri* indica que o litoral da Guiana, Amapá e Pará apresentam alta adequabilidade ambiental para a espécie. Áreas que se estendem de Alagoas até a porção norte do estado do Rio de Janeiro, e do litoral paulista ao norte do Rio Grande do Sul também apresentam grande adequabilidade. A região impactada evidencia alta adequabilidade ambiental, com predomínio de locais apresentando valores entre 0,8 e 1. No litoral do Rio de Janeiro, além dos valores de adequabilidade citados anteriormente, locais mais distantes da costa apresentam adequabilidade de 0,4 e 0,6 (Figura 31). As variáveis ambientais que mais contribuíram para a construção do modelo foram temperatura e fósforo (Tabela 2). Os valores de temperatura variam de 0 a aproximadamente 29° C. Os valores de fósforo variam de 0 a 2,2 mol.m⁻³. Essa variável está relacionada negativamente com a adequabilidade ambiental, sendo que os valores de adequabilidade próximos a 0,9 são encontrados quando o valor de fósforo é igual a 0 (Figura 32).

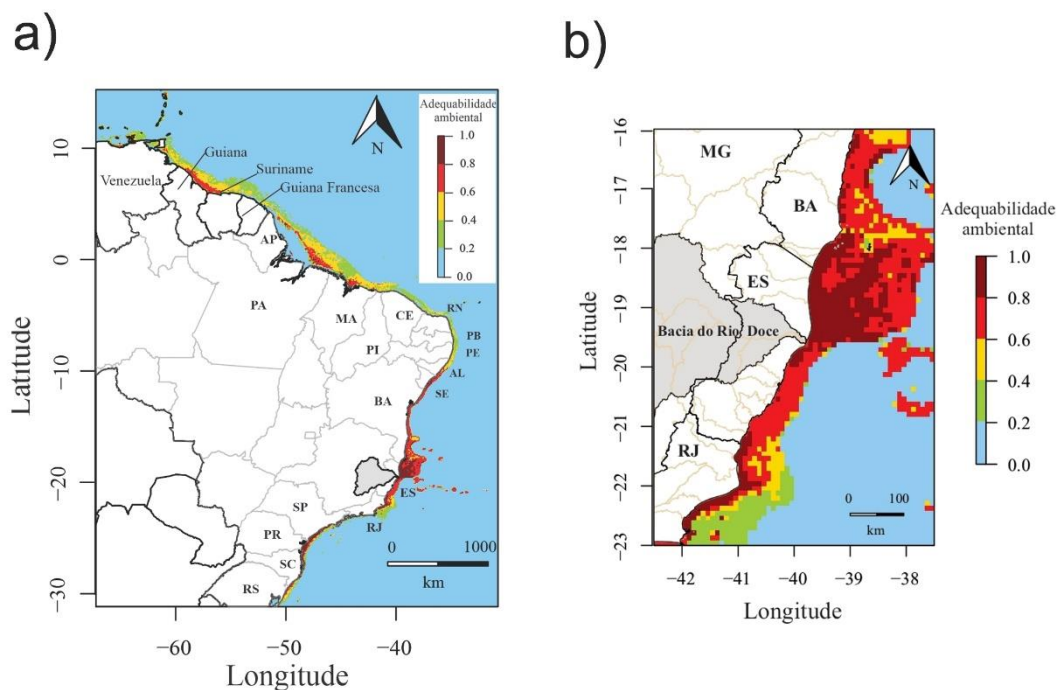


FIGURA 31- Mapas de adequabilidade ambiental de *Xiphopenaeus kroyeri*. Valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado). Figura 31a) considerando toda a faixa de distribuição conhecida; Figura 31b) considerando a região impactada pelo rejeito, com destaque (na cor bege) para a malha hídrica continental.

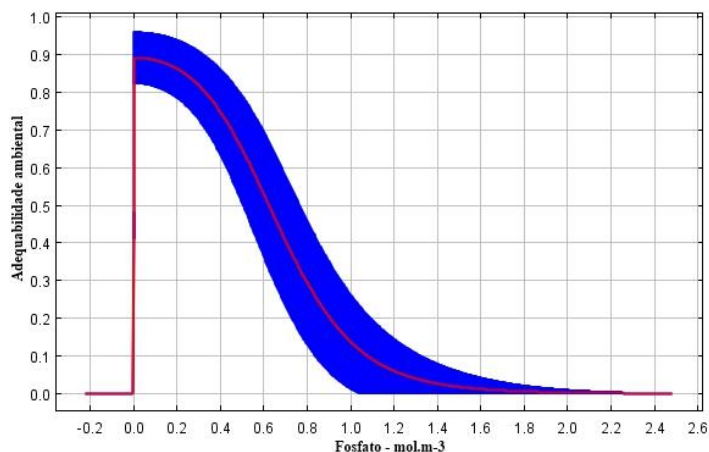


FIGURA 32- O gráfico exibe a relação entre a adequabilidade ambiental (com valores que podem variar de 0 a 1) e a variável fósforo. A linha vermelha representa a média dos valores obtidos nas 30 réplicas e o espaço delimitado na cor azul representa o desvio padrão.

Todos os modelos de nicho ecológico gerados foram suportados por valores satisfatórios de AUC (> 0,9) e TSS (> 0,8) (Tabela 2). De forma geral, o fitoplâncton e a temperatura foram as variáveis ambientais que comumente mais contribuíram para a construção dos modelos (Tabela 2). Para todas as espécies, pelo menos uma das duas variáveis apresentou significância entre as duas que mais contribuíram. Para *P. americanus*, *P. paulensis* e *X. kroyeri*, a variável fósforo também apresentou grande contribuição. Para *P. brasiliensis* e *X. dincao*, foi a variável nitrato. Ferro e luz de fundo também estiveram entre as duas variáveis que mais influenciaram na construção dos modelos para *P. schmitt* e *P. serrata*, respectivamente.

TABELA 2 - Número de amostras (n) utilizadas para gerar os Modelos de Nicho Ecológico, parâmetros do modelo (L = linear, Q = quadrático, H = dobradiça; rm:1-5), métricas de desempenho do modelo (média AUC de teste e média TSS) e as duas variáveis com maior contribuição para o modelo.

Espécies	n	Recursos de classe	rm	AUCmédia	TSSmédia	Variável 1	Variável 2
<i>Artemesia longinaris</i>	80	LQH	5	0,967±0,004	0,845±0,014	Fitoplâncton (média) 53,1 %	Temperatura (média) 19,1%
<i>Parapenaeus americanus</i>	145	LQ	1	0,965±0,005	0,840±0,010	Temperatura (média) 58,4%	Fosfato (média) 11,5%
<i>Penaeopsis serrata</i>	293	LQH	4	0,968±0,002	0,862±0,006	Temperatura (média) 80,8%	Luz de fundo (média) 7,9%
<i>Penaeus brasiliensis</i>	256	LQH	3	0,982±0,004	0,883±0,003	Fitoplâncton (média) 45%	Nitrato (média) 29%
<i>Penaeus paulensis</i>	94	LQ	1	0,965±0,004	0,846±0,015	Fosfato (média) 65,3%	Temperatura (média) 15,7%
<i>Penaeus schmitti</i>	91	LQH	4	0,986±0,002	0,909±0,009	Fitoplâncton (média) 85,8%	Ferro (média) 2,9%
<i>Penaeus subtilis</i>	205	LQH	5	0,975±0,002	0,901±0,003	Fitoplâncton (média) 83,3%	Temperatura (média) 8,2%
<i>Xiphopenaeus dincao</i>	10	L	3	0,947±0,010	0,906±0,005	Temperatura (média) 98,7%	Nitrato (amplitude) 0,6%
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	20	LQ	2	0,985±0,001	0,985±0,120	Temperatura (média) 56,7%	Fosfato (média) 22,2%

3.2 Riqueza potencial de peneídeos na região impactada

Através dos resultados das análises para avaliar a riqueza potencial de espécies de camarões da família Penaeidae na região afetada, verificou-se que a região próxima à foz do rio Doce apresenta áreas com o potencial de abrigar um maior número de espécies desses crustáceos. Os modelos gerados, quando projetados para a área de interesse, indicaram alta adequabilidade para todas as espécies avaliadas nessa região (Figura 33). Áreas adjacentes à foz e em direção ao sul também apresentam grande adequabilidade ambiental. Em média, oito das nove espécies podem estar presentes nessa região. Na porção norte, predominam áreas com adequabilidade ambiental para abrigar em média entre 6 e 7 espécies.

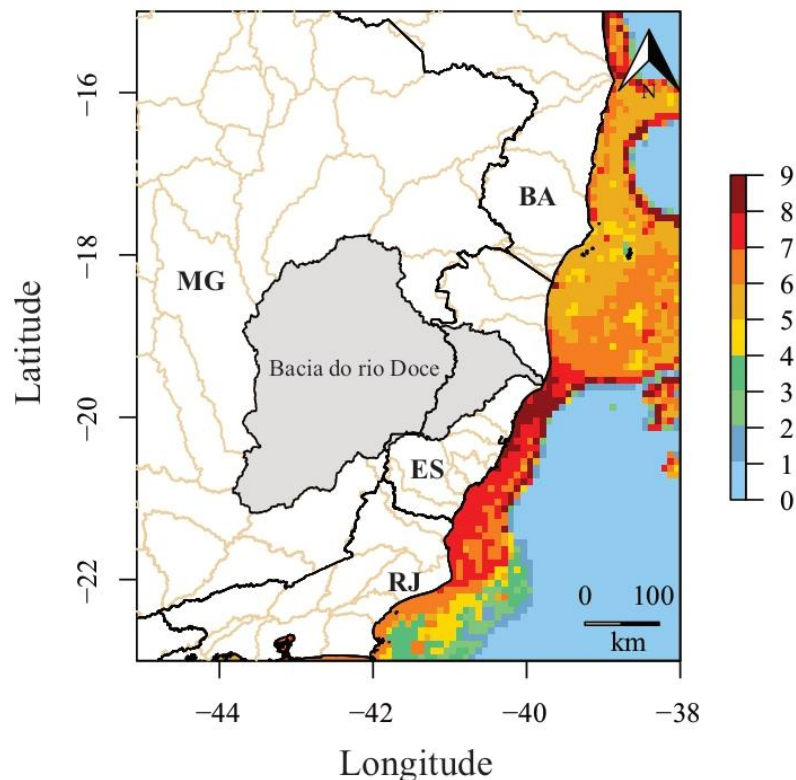


FIGURA 33- Potencial riqueza de peneídeos na região costeira afetada pelo rejeito da barragem de Fundão. Em destaque na cor bege, está representada a malha hídrica continental.

4. DISCUSSÃO

4.1. Modelagem de nicho ecológico

Os modelos de nicho ecológico gerados apresentaram valores satisfatórios de AUC e TSS, evidenciando modelos com boa capacidade de predição. Tais modelos dão suporte para uma melhor compreensão dos padrões distribucionais dos camarões peneídeos na região costeira afetada pelo rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão, tendo em vista que há uma escassez de dados sobre a distribuição espacial desses camarões naquela região. Portanto, no presente estudo, utilizando de uma abordagem de modelagem de nicho, foi possível prever áreas de adequabilidade ambiental para tais espécies na região afetada pelo rejeito.

A abordagem de modelagem de nicho ecológico consiste em uma ferramenta que relaciona variáveis ambientais com dados de ocorrência das espécies (Anderson *et al.* 2003). É um importante meio para estimar, de forma confiável, áreas onde existam condições ambientais adequadas para a possível existência das espécies (Phillips *et al.* 2006), e vem sendo empregada em diversas áreas de estudo, como em pesquisas relacionadas à invasão de espécies (Jiménez-Valverde, 2011; Quiao *et al.* 2017; Cunze, 2018), mudanças climáticas (Dullinger, 2020; Gilani

et al. 2020; Gómez-Pineda, 2020), vetores de doenças (Abdullah, 2017; Li *et al.* 2017; Ciss, 2019), evolução (Duran *et al.* 2013; Rodríguez-Rodríguez, 2020), conservação (Costa, 2010; Urbina-Cardona & Flores-Villela, 2010; Di Febbraro, 2018), para prever áreas suscetíveis a acidentes com animais peçonhentos (Yañez-Arenas *et al.* 2014; Amado *et al.* 2021), para estimar a distribuição potencial das espécies frente a impactos antrópicos (Powell *et al.* 2014; De Castro Pena *et al.* 2017), além de gerar informações adicionais sobre a distribuição de espécies (Pérez-García, 2013; Barro, 2016). Ao longo do litoral do extremo sul da Bahia ao norte do Rio de Janeiro, região costeira afetada pela pluma de rejeito, há uma lacuna de informações sobre a distribuição dos peneídeos. De forma geral, os estudos com membros dessa família na costa brasileira se concentram nos litorais carioca, paulista e sul (D’Incao, 1991; Fransozo *et al.* 2002; Branco, 2005; Costa, 2005; Loebmann & Vireira, 2006; Castilho, 2007; Costa *et al.* 2007; Ferreira & Freire, 2009; Costa *et al.* 2010; Heckler *et al.* 2013; Bochini, 2014; Grabowski, 2014; Castilho *et al.* 2015; Sancinetti *et al.* 2015; Silva *et al.* 2016; Barioto, 2017; Noletto-Filho, 2017; Miazaki *et al.* 2018; Bochini *et al.* 2019; De Carvalho *et al.* 2021; Miazaki *et al.* 2021), ressaltando a relevância dos resultados obtidos nesse estudo e contribuindo na compreensão do padrão distribucional dos peneídeos na região costeira afetada pelo rejeito.

Para *A. longinaris*, a adequabilidade ambiental na região afetada é baixa, com predomínio de locais com valores iguais a 0,4 e poucos locais próximos a costa do sul do Espírito Santo ao litoral norte do Rio de Janeiro com adequabilidade igual a 0,6. Essa espécie é típica de regiões mais frias, ocorrendo em faixa de temperatura de 15 a 21° C (Boschi, 1969). É encontrada em maior abundância em profundidades entre 10 a 35 m e, ainda, sua maior densidade aumenta do litoral do Rio de Janeiro em direção ao sul da costa brasileira (Boschi, 1969; Sancinetti, 2011). A região de Cabo Frio é considerada próximo ao limite norte da distribuição geográfica da espécie (Valentin, 1984), que é típica de águas frias. Sendo assim, ao norte de Cabo Frio, onde a água é sabidamente mais quente o ano todo, a espécie tende a ter pouca adequabilidade ambiental. Contudo, sob condições atípicas, devido à confluência das correntes oceânicas do Brasil e Malvinas, resultando em uma ressurgência sazonal na região de Cabo Frio (Valentin, 1984; Chelton, 1990; Campos, 2000), a espécie pode se dispersar e ocorrer um pouco ao norte de Cabo Frio.

Para *P. americanus*, na região afetada há um predomínio de locais com adequabilidade próximos a costa com valores variando entre 0,4 e 0,6. Os valores de maior adequabilidade para a espécie variando entre 0,8 e 1 são encontrados em regiões mais distantes da costa. Na região afetada, a adequabilidade para *P. serrata*, também se concentra em áreas distantes da costa, com o predomínio de valor igual a 0,6, existindo ainda poucas células com valor de

adequabilidade iguais a 0,4 e 0,8. A primeira espécie é encontrada preferencialmente em lugares com maiores profundidades, de 50 a 70 m (Costa, 2000), enquanto que em outro estudo, essa espécie é dominante entre 100 e 200 m de profundidade (Souza, 2012), fatos que podem explicar o padrão de adequabilidade evidenciado. Já *P. serrata* ocorre em profundidades de 183 a 750 m (Pérez-Farfante, 1979), se concentrando, preferencialmente, em profundidades entre 300 e 450 m (D’Incao, 1995), e estando presente, portanto, preferencialmente em locais mais distantes da costa.

Na região impactada, a adequabilidade ambiental para *P. brasiliensis* é alta, com predomínio de locais com valores entre 0,8 e 1. Ao norte do Rio de Janeiro, próximo à costa, os valores são iguais aos mencionados anteriormente, contudo, em locais mais distantes da costa, a adequabilidade diminuí apresentando valores que variam entre 0,4 a 0,6. Essa espécie tem uma distribuição conhecida que compreende áreas desde o sul dos Estados Unidos até o sul do Brasil (Pérez-Farfante, 1969; Iwai 1973; Boos *et al.* 2016). Apesar de ocorrer até o litoral do Rio Grande do Sul, áreas de maior adequabilidade são evidenciadas até o litoral do Rio de Janeiro. *Penaeus brasiliensis* tem preferência por temperaturas mais altas, evidenciando uma relação positiva entre temperatura e abundância dessa espécie (Costa *et al.* 2016), além de depender dos estuários para completar seu ciclo de vida (Dall *et al.* 1990). Assim, a adequabilidade ambiental evidenciada no modelo de nicho ecológico corrobora com tais informações, apontando locais de maior adequabilidade próximos a estuários, com incremento de áreas de maior adequabilidade sentido norte do litoral do Rio de Janeiro.

Para *P. paulensis*, na área impactada pelo rejeito, existem pontos próximos à costa com adequabilidade variando 0,6 e 0,8. Ainda, áreas próximas à costa no litoral do Rio de Janeiro apresentam valores de adequabilidade iguais a 1. A área de distribuição de *P. paulensis* estende-se do sul de Cabo Frio (Rio de Janeiro) até o nordeste da Argentina, com a espécie habitando preferencialmente profundidades entre 36 e 54 m (Pérez-Farfante, 1969; Holthuis, 1980). Esta espécie é considerada tolerante ao frio, em temperaturas médias de 19 °C (Peixoto *et al.* 2003). Assim como as demais espécies no gênero *Penaeus*, ela necessita dos estuários para completar seu ciclo de vida (Dall *et al.* 1990), explicando, dessa forma, o padrão de adequabilidade ambiental obtido através da modelagem de nicho ecológico, que demonstra áreas de grande adequabilidade, aquelas situadas no litoral do Rio de Janeiro, com temperaturas mais amenas e próximas à costa, e áreas de influência dos estuários.

Na região impactada pelo rejeito, próximo à costa, há uma grande adequabilidade ambiental para *P. schmitti*, com predomínio de locais com valores de adequabilidade iguais a 0,8 e 1. Essa espécie distribui-se de Cuba até o estado do Rio Grande do Sul no Brasil (Costa

et al. 2003) e é dependente dos estuários para completar seu ciclo de vida (Dall *et al.* 1990). Em regiões estuarinas é evidenciada uma relação positiva entre o número desses camarões e o aumento dos valores médios da temperatura (Costa, 2007). Os adultos são geralmente encontrados em profundidades de até 30 m (Silva, 1977), corroborando com o padrão de adequabilidade ambiental demonstrado no modelo de nicho ecológico, em que áreas de grande adequabilidade ambiental para a espécie são encontradas próximas à costa.

Para *P. subtilis*, na região impactada há um predomínio de locais com adequabilidade que variam entre 0,4 e 0,6, bem como locais próximos à foz do rio Doce com valores de adequabilidade iguais a 0,8. Essa espécie pode ser encontrada desde o norte de Cuba até Cananéia, em São Paulo (Brasil) (Teodoro *et al.* 2016). Ocorrem em águas até 190 m, mas sua maior abundância é registrada em até 75 m (D’Incao, 1995; Boss *et al.* 2016). Assim como *P. brasiliensis*, *P. paulensis* e *P. schmitti*, essa espécie necessita dos estuários para completar seu ciclo de vida (Dall *et al.* 1990), fato que pode estar relacionado com os maiores valores de adequabilidade ambiental para essa espécie se localizarem próximos a foz do rio Doce.

Tanto para *X. dincao* quanto para *X. kroyeri*, a região impactada apresenta grande adequabilidade ambiental, com valores entre 0,8 e 1 e com um decréscimo de áreas adequadas no sentido do litoral do Rio de Janeiro. Em decorrência de estudos recentes que reclassificaram o gênero *Xiphopenaeus* (Carvalho-Batista *et al.* 2019), ainda não há suporte teórico que possa relacionar fatores ambientais com a distribuição dessas espécies. Contudo, de acordo com informações anteriores à nova classificação, embora *X. kroyeri* não dependa dos estuários para completar seu ciclo de vida (Dall *et al.* 1990), em épocas mais frias, esse camarão migra para locais próximos à costa, menos profundos (Heckler *et al.* 2007). Ainda, a presença em zonas estuarinas está relacionada a questões de salinidade (Holthuis, 1980). Tais informações podem auxiliar no direcionamento para a compreensão dos fatores que influenciam a distribuição desses camarões.

De maneira geral, as variáveis ambientais que mais contribuíram para a construção dos modelos foram fitoplâncton e temperatura, ambas apresentando relação positiva com a adequabilidade ambiental para as espécies. O fitoplâncton representa um importante recurso alimentar para uma diversidade de fauna aquática, bem como para os camarões, enquanto a temperatura interfere em questões metabólicas dos organismos, e ambas as variáveis bióticas podendo, portanto, limitar a distribuição das espécies (Fonseca, 2006; Tittensor *et al.* 2010). A distribuição dos organismos depende da tolerância que as espécies apresentam em relação às variações dos fatores ambientais, os quais podem possibilitar e ou restringir sua ocorrência em determinados locais (Tittensor *et al.* 2010; Mantelatto *et al.* 2016). Dessa forma, os fatores

ambientais influenciam os padrões de diversidade e distribuição das espécies (Ashcroft, 2011; Pottier *et al.* 2013; Aguiar, 2021).

O fitoplâncton apresenta grande importância para ecossistemas aquáticos, ocupando o primeiro nível trófico (Fonseca, 2006). É considerado um dos principais recursos alimentares para as larvas de crustáceos decápodos (Anger, 2001; NOAA, 2021). Estudos sugerem que a abundância larval dos crustáceos decápodos está positivamente correlacionada com a abundância do fitoplâncton (Santinho, 2009). Portanto, mudanças em sua composição e estrutura podem ocasionar modificações em todos os níveis tróficos (Fonseca, 2006). Estudos ainda indicam que a dinâmica da comunidade fitoplanctônica pode afetar a saúde de camarões (Lyu, 2021). É válido ressaltar que, após a chegada da lama de rejeito na região costeira, observou-se um aumento na densidade e biomassa de fitoplâncton (Bastos, 2017). Contudo, devido à não adaptação de muitas microalgas ao impacto fisiológico e mecânico, houve o desaparecimento de algumas espécies do fitoplâncton, principalmente na foz do rio Doce (Bastos, 2017), alterando a composição desse recurso naquela região e, sem saber ao certo as consequências dessas alterações. Ainda assim, apesar de representar um importante recurso alimentar, deve-se considerar que no contexto do desastre, a alta biomassa de microalgas pode diminuir o oxigênio disponível, especialmente para os bentos, podendo ocasionar a mortalidade de organismos aquáticos (CETESB, 2021).

Para todas as espécies avaliadas nesse estudo, a relação entre temperatura e a adequabilidade ambiental foi positiva. A distinção se dá pelos valores máximos de temperatura em que cada espécie consegue tolerar e por diferentes valores de temperatura correspondentes aos picos de adequabilidade máxima para cada espécie. A temperatura é um fator ambiental que afeta tanto a capacidade de os organismos marinhos sobreviverem em determinados ambientes, quanto as suas funções fisiológicas e comportamentais (Newell, 1980; Angilletta, 2009), sendo extremamente importante no controle da distribuição e abundância das espécies (Titternsor, 2010; Poloczanska *et al.* 2016). Em alguns grupos a temperatura pode interferir em questões alimentares, o consumo de determinados itens, por exemplo, está relacionado com a temperatura das águas (Floeter *et al.* 2004). Trabalhos também demonstram que mudanças na temperatura podem interferir no peso e alimentação (Wyban, 1995; Franco, 2006), na reprodução (Perez-Velazquez, 2001), na eclosão de ovos (Watanabe *et al.* 2016), na reação de fuga (Jeffery & Revill, 2002), na taxa respiratória (Tian *et al.* 2004; Spanopoulos-Hernández *et al.* 2005; Zhang *et al.* 2006; González-Ortegón *et al.* 2013), em questões motoras (Re *et al.* 2015), na capacidade osmorregulatória (Lemaire *et al.* 2002), na resposta imunológica de camarões (Qiu, 2011; Wang, 2020), e ainda induzir o estresse oxidativo (Li *et al.* 2014).

A variável fosfato esteve entre as duas com maior contribuição na construção do modelo para *P. americanus*, *P. paulensis* e *X. kroyeri*, com uma relação negativa entre essa variável e a adequabilidade ambiental para as espécies. O fosfato em excesso no ambiente pode provocar impactos negativos como a eutrofização, gerada pelo enriquecimento de nutrientes em excesso nas águas. A eutrofização estimula o crescimento de algas e plantas que podem acabar utilizando elevadas taxas de oxigênio e, por consequência, causar a mortalidade de animais (Klein & Agne, 2012; Baumgarten *et al.* 2001; Burford *et al.* 2003). A exposição aguda de peixes ao fosfato resultou em uma série de danos, como a diminuição das taxas de eclosão e sobrevivência e aumento das taxas de malformação, além de evidenciar anormalidades comportamentais, incluindo diminuição de atividade locomotora (Xia *et al.* 2021). Dessa forma, é compreensível os resultados obtidos, onde locais com maior quantidade de fosfato são menos adequados ambientalmente para essas espécies.

Entre as duas variáveis com maior contribuição para geração do modelo de nicho das espécies *P. brasiliensis* e *X. dincao*, o nitrato esteve presente. Para ambas as espécies a relação dessa variável com a adequabilidade ambiental também foi negativa. Assim como o fosfato, o nitrato também é um importante nutriente para o crescimento de algas marinhas (Pereira & Branco, 2007; Azis *et al.* 2020). Apesar desse nutriente estar presente no meio aquático de forma natural, seus níveis são aumentados por efluentes de atividades antrópicas que são lançados em ecossistemas costeiros (Valencia-Castañeda *et al.* 2020). Em altas concentrações, o nitrato no meio ambiente também provoca a eutrofização dos corpos d'água (Tsirtsis & Karydis, 1997; Helal, 2010; Nunell *et al.* 2015), causando a degradação do ambiente aquático e efeitos como a anóxia de fundo (Ansari *et al.* 2010). Podendo, portanto, causar mortalidade de animais (Song *et al.* 2011). Além disso, em um estudo que visou determinar a concentração letal mediana do nitrato, os resultados apontaram que a mortalidade de *P. brasiliensis* em 24 e 48 horas teve início a partir da concentração de 500mg/L, enquanto que para 72 e 96 horas, a mortalidade teve início a partir da concentração de 250mg/L, evidenciando a toxicidade desse nutriente em altas concentrações (Campos *et al.* 2012). Outro trabalho demonstra uma diminuição na biomassa de camarões quando se há um aumento na concentração de nitrato (Wasiolesky *et al.* 2016). Corroborando com os resultados obtidos, os quais evidenciam que locais com maior adequabilidade ambiental para essas espécies são aqueles com valores reduzidos de nitrato.

4.2 Riqueza potencial de peneídeos na região impactada

Nossos resultados evidenciaram que áreas próximas à foz do rio do Doce e regiões ao sul da foz, onde existem uma grande quantidade de estuários, apresentam adequabilidade ambiental para abrigar a maioria das espécies de crustáceos analisadas nesse estudo, corroborando com nossa hipótese. Estuários são importantes locais de refúgio, desova, recrutamento e criadouro para várias espécies de invertebrados marinhos (Odum, 1983). O ciclo de vida de *P. brasiliensis*, *P. paulensis*, *P. schmitti* e *P. subtilis* baseia-se na entrada e saída do estuário (Dall *et al.* 1990), sendo, portanto, essenciais para completarem seu ciclo de vida. Ainda, os estuários são considerados ambientes de grande importância, apresentando altas concentrações de nutrientes (Pereira, 2010). Por sua intensa atividade biológica, torna-se um viveiro de peixes e crustáceos (Duarte & Vieira 1997), contribuindo dessa forma para que regiões próximas a foz do rio Doce, influenciadas pelo estuário, apresentem condições ambientais favoráveis para abrigar grande parte das espécies, mesmo aquelas que não necessitam obrigatoriamente dos estuários para completarem seu ciclo de vida. Como por exemplo *X. kroyeri* que em épocas mais frias, migra para locais próximos à costa, menos profundos (Heckler *et al.* 2007). A presença dessa espécie em zonas estuarinas também está relacionada a questões de salinidade (Holthuis, 1980).

A porção norte do litoral do Rio de Janeiro até a foz do rio Doce apresenta uma área contínua de grande adequabilidade ambiental para a maioria das espécies. Em direção à região sul, no litoral da cidade de Cabo Frio, existe o limite entre as Províncias Biogeográficas Brasileira e Argentina, sendo considerado um local de transição faunística (López, 1963; Boschi, 1964; Briggs, 1995). Características bióticas e abióticas das províncias biogeográficas contribuem para o padrão distribucional das espécies (Briggs, 1974a 1995b). Entre as Províncias Biogeográficas Argentina e Brasileira há uma região de transição com mistura de massas de água, onde tanto espécies eurialinas quanto espécies euritérmicas conseguem se estabelecer (Boschi, 2000). Fato esse, que pode explicar a presença de espécies como *A. longinaris* na região impactada pelo rejeito. Essa espécie é adaptada a diferentes condições ambientais, estando presente em regiões tropicais-subtropicais e temperadas (Castilho, 2007), contudo, é comumente encontrada em regiões mais frias (Boschi, 1969). No entanto, em determinadas épocas do ano há um padrão de abundância e distribuição maior ao longo da costa sentido norte do Rio de Janeiro, devido à confluência das correntes oceânicas do Brasil e Malvinas, fazendo com que ocorra uma ressurgência sazonal naquela região (Chelton, 1990; Campos, 2000), proporcionando condições ambientais para que essa espécie possa mudar

sazonalmente seu padrão distribucional. Fato semelhante é evidenciado para *P. paulensis* e *P. americanus* que, embora a modelagem de nicho ecológico evidencie pequenas áreas próximas à foz do rio Doce adequadas para a potencial presença das espécies, áreas contínuas de maior adequabilidade se concentram do litoral paulista em direção ao Rio Grande do Sul. Portanto, em relação às questões térmicas, locais com temperaturas mais amenas parecem ser os mais adequados para essas espécies. Para as demais espécies modeladas nesse estudo, áreas próximas à foz e em direção ao norte do litoral brasileiro apresentam áreas de alta adequabilidade ambiental. Embora tenha registro da presença de *Penaeopsis serrata* na região atingida, o modelo de nicho gerado para a espécie não indica a região impactada como a mais adequada para a mesma.

Nossa predição foi corroborada por nossos resultados, indicando que locais próximos à foz do rio Doce apresentam adequabilidade ambiental para abrigar todas as espécies avaliadas, seja por serem essenciais para algumas espécies cumprirem seu ciclo de vida ou por apresentarem grande disponibilidade de recursos. Consequentemente, a área de estudo representa um importante local em relação à distribuição das espécies avaliadas, pois apesar de não ser o local mais adequado para espécies como *A. longinaris*, *P. americanus* e *P. paulensis* e *P. serrata*, ali existem condições ambientais mínimas para que essas espécies potencialmente possam estar presentes.

Uma melhor compreensão da distribuição das espécies é indispensável para propostas de medidas intencionadas à restauração e conservação e que sejam mais eficientes em seus propósitos. Levando em consideração todo o contexto do impacto ambiental causado nessa região e a escassez de informações sobre a distribuição espacial dos peneídeos nesses locais, as informações aqui apresentadas são de extrema relevância para proposição de medidas de mitigação do impacto. Visto que, para proposição de ações direcionadas à conservação são necessárias informações sobre a distribuição das espécies (Nóbrega & De Marco Junior, 2011).

5. REFERÊNCIAS

Abdullah, A. Y. M. *et al.* (2017). Environmental factors associated with the distribution of visceral leishmaniasis in endemic areas of Bangladesh: modeling the ecological niche. *Tropical medicine and health*, v. 45, n. 1, p. 1-15.
<https://doi.org/10.1186/s41182-017-0054-9>.

Aguiar, J. T. D. *et al.* (2021). Climatic niche determines the geographic distribution of Myrtaceae species in Brazilian Subtropical Atlantic Forest. *Revista Árvore*, v. 45. <https://doi.org/10.1590/1806-908820210000001>.

Akaike, H. (1998). Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Selected papers of hirotugu akaike. *Springer*, New York, NY, p. 199-213. 10.1007/978-1-4612-1694-0_15.

Allouche, O. *et al.* (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of applied ecology*, v. 43, n. 6, p. 1223-1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>.

Amado, T. F. *et al.* (2021). Vulnerable areas to accidents with scorpions in Brazil. *Tropical medicine & International Health*, 26(5), 591-601. <https://doi.org/10.1111/tmi.13561>.

Anderson, D. R., Burnham, K. P. (2002). Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. *The Journal of wildlife management*, p. 912-918. <https://doi.org/10.2307/3803155>.

Anderson, R. P. *et al.* (2003). Townsend. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological modelling*, v. 162, n. 3, p. 211-232. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00349-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00349-6).

Anderson, R. P., Gonzalez JR, I. (2011). Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: an implementation with Maxent. *Ecological Modelling*, v. 222, n. 15, p. 2796-2811. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.04.011>.

Anger, K. (2001). The biology of decapod crustacean larvae. Biologische Anstalt Helgoland, Stiftung Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, 27498 Helgoland, Germany. Lisse: *AA Balkema Publishers*. 419 p.

Angilletta Jr, M. J. (2009). Thermal adaptation: a theoretical and empirical synthesis. *Oxford Scholarship Online*. 10.1093/acprof:oso/9780198570875.001.1

Ansari, A. A. *et al.* (2010). Eutrophication: Threat to Aquatic Ecosystems. Eutrophication: Causes, Consequences and Control. *Springer, Dordrecht*. p. 143-170. 10.1007/978-90-481-9625-8_7.

Ashcroft, M. B. *et al.* (2011). An evaluation of environmental factors affecting species distributions. *Ecological Modelling*, v. 222, n. 3, p. 524-531, 2. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.10.003>.

Assis, J. *et al.* (2017). Bio-ORACLE v2. 0: Extending marine data layers for bioclimatic modelling. *Global Ecology and Biogeography*, v. 27, n. 3, p. 277-284. <https://doi.org/10.1111/geb.12693>.

Azis, H. Y. *et al.* (2020). Seaweed *Gracilaria changii* as a bioremediator agent for ammonia, nitrite and nitrate in controlled tanks of Whiteleg Shrimp *Litopenaeus vannamei*. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 564, No. 1, p. 012059). 0.1088/1755-1315/564/1/012059

Barioto, J. G. *et al.* (2017). Ecological distribution of *Penaeus schmitti* (Dendrobranchiata: Penaeidae) juveniles and adults on the southern coast of São Paulo state, Brazil. *Marine Biology Research*, v. 13, n. 6, p. 693-703.
<https://doi.org/10.1080/17451000.2017.1287923>.

Barro, A. S. *et al.* (2016). Redefining the Australian anthrax belt: Modeling the ecological niche and predicting the geographic distribution of *Bacillus anthracis*. *PLoS neglected tropical diseases*, v. 10, n. 6, p. e0004689.
<https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0004689>.

Bastos, A. C. *et al.* (2017). Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG–novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados. *Relatório de Pesquisa*. Departamento de Oceanografia - Universidade Federal do Espírito Santo.

Baumgarten, M. G. Z. *et al.* (2001). Nutrientes na coluna da água e na água intersticial de sedimentos de uma enseada rasa estuarina com aportes de origem antrópica (RS-Brasil). *Atlântica*, 101-116.

Boos, H. *et al.* (2016). Avaliação dos Camarões Peneídeos (Decapoda: Penaeidae). *Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014*. Porto Alegre/RS, Sociedade Brasileira de Carcinologia - Cap. 23: p. 300-317.

Boschi, E. E. (1964). Los crustáceos decápodos Brachyura del litoral bonaerense (R. Argentina). *Boletín Instituto Biología marina*.

Boschi, E. E. (1969). Estudio biológico pesquero del camarón *Artemesia longinaris* Bate de Mar del Plata. *Boletín Instituto Biología marina*. 18: 1-47.

Boschi, E. E. (2000). Species of decapod crustaceans and their distribution in the American marine zoogeographic provinces. *Revista de investigación y Desarrollo pesquero*. 13: 7-136.

Bochini, G. L. *et al.* (2014). Temporal and spatial distribution of the commercial shrimp *Litopenaeus schmitti* (Dendrobranchiata: Penaeidae) in the south-eastern Brazilian coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 94, n. 5, p. 1001-1008.
<https://doi.org/10.1017/S0025315414000265>.

Bochini, G. L. *et al.* (2019). The crustacean bycatch of seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) fisheries in the Cananéia region, southern coast of São Paulo, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 100799.
10.1016/j.rsma.2019.100799.

Branco, J. O. (2005). Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 22, n. 4, p. 1050-1062.

10.1590/S0101-81752005000400034.

Briggs, J.C. (1974) Marine zoogeography. McGraw-Hill, New York.

Briggs, J.C. (1995). Global biogeography. *Elsevier*, Amsterdam.

Burford, M. A. *et al.* (2003). Nutrient and microbial dynamics in high-intensity, zero-exchange shrimp ponds in Belize. *Aquaculture*, 219(1-4), 393-411.
[https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00575-6](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00575-6).

Campos, E. J. D. *et al.* (2000). Shelf break upwelling driven by Brazil Current cyclonic meanders. *Geophysical Research Letters*, v. 27, n. 6, p. 751-754.
<https://doi.org/10.1029/1999GL010502>.

Campos, B. R. *et al.* (2012). Toxicidade aguda da amônia, nitrito e nitrato sobre os juvenis de camarãorosa [Acute toxicity of ammonia, nitrite and nitrate in pink shrimp juveniles] *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) (Crustacea: Decapoda). *Atlântica*, 34, 75-81.

Campos, E. *et al.* (2012). Interreações Oceano-Continente no Cenário das Mudanças Globais. *Academia Brasileira de Ciências*. p. 1-9.

Carvalho, C. D. (2013). Crescimento e mortalidade do camarão branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) em ambiente natural e em confinamento. 77 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
<https://tede.ufrj.br/jspui/handle/jspui/3480>.

Carvalho-Batista, A. *et al.* (2019). A multigene and morphological analysis expands the diversity of the seabod shrimp *Xiphopenaeus* Smith, 1869 (Decapoda: Penaeidae), with descriptions of two new species. *Scientific reports*, v. 9, n. 1, p. 1-19.
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-51484-3>;

Castilho, A. L. *et al.* (2007). The relationship between environmental variation and species abundance in shrimp community (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea) in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 88, n. 1, p. 119-123.
<https://doi.org/10.1017/S0025315408000313>.

Castilho, A. L. *et al.* (2015). Lifespan and population dynamics of the endemic South American shrimp *Artemesia longinaris* (Crustacea: Penaeidae) in southeastern Brazil. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 87(4), 2123–2138.
10.1590/0001-3765201520140698.

CETESB. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/materia-organica-e-nutrientes/>. Acesso em 7 de outubro de 2021.

César, A. (2003). Análisis ecotoxicológico integrado de la contaminación marina en los sedimentos de la costa de Murcia: el caso de Portmán, Sudeste-España. Tese de Doutorado. Universidad de Murcia.

- Ciss, M. *et al.* (2019). Ecological niche modelling to estimate the distribution of Culicoides, potential vectors of bluetongue virus in Senegal. *BMC ecology*, v. 19, n. 1, p. 1-12. 10.1186/s12898-019-0261-9.
- Costa, R. C. *et al.* (2000). Occurrence of shrimp species (Crustacea: Decapoda: Natantia: Penaeidea and Caridea) in Ubatuba Bay, Ubatuba, SP, Brazil. *Proceedings-biological society of washington*, v. 113, n. 3, p. 776-781.
- Costa, R.C. *et al.* (2003). An illustrated key for Dendrobranchiata shrimps from the northern coast of São Paulo state, Brazil. *Biota Neotropica.*, 3(1): 1-12.
- Costa, R. C. *et al.* (2005). Annual, seasonal and spatial variation of abundance of the shrimp *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeoidea) in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 85, n. 1, p. 107-112. <https://doi.org/10.1017/S0025315405010908h>.
- Costa, R. C. *et al.* (2007). Período de recrutamento juvenil do camarão-branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Dendrobranchiata, Penaeidae), em áreas de berçários do Litoral Norte Paulista. In *CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL* (Vol. 8, pp. 23-28).
- Costa, G. C. *et al.* (2010). Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: a field evaluation in a biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation*, v. 19, n. 3, p. 883-899. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9746-8>.
- Costa, R. *et al.* (2010). Population biology of shrimp *Artemesia longinaris* (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) from the southern coast of Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(4), 663-669. 10.1017/S002531540999124X.
- Costa, R. C. D. *et al.* (2016). Distribution pattern of juveniles of the pink shrimps *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) and *F. paulensis* (Pérez-Farfante, 1967) on the southeastern Brazilian coast. *Nauplius*, 24. 10.1590/2358-2936e2016024.
- Cunze, S. *et al.* (2018). Niche conservatism of *Aedes albopictus* and *Aedes aegypti*-two mosquito species with different invasion histories. *Scientific reports*, v. 8, n. 1, p. 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-26092-2>.
- Dall, W. H. B. J. *et al.* (1990). The biology of the Penaeidae. The biology of the Penaeidae. v. 27.
- De Carvalho, C. *et al.* (2021). Growth and mortality analyses of the white shrimp *Penaeus schmitti* (Decapoda: Penaeidae) in Sepetiba Bay, Brazil: An exploited data-deficient species. *Regional Studies in Marine Science*, 42, 101641. 10.1016/j.rsma.2021.101641.
- De Castro Pena, J. C. *et al.* (2017). Impactos das atividades de mineração na distribuição geográfica potencial de espécies endêmicas de topo de montanha do leste do Brasil. *Perspectivas em ecologia e conservação*, 15 (3), 172-178.

<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.07.005>

De Paiva, A. C. G. *et al.* (2008). Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. *Revista brasileira de Zoologia*, v. 25, n. 4, p. 647-661.
10.1590/S0101-81752008000400010.

Di Febbraro, M. *et al.* (2018). Expert-based and correlative models to map habitat quality: Which gives better support to conservation planning? *Global Ecology and Conservation*, v. 16, p. e00513.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00513>.

D'Incao, F. (1985). Camarões de alto valor comercial do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: *Cadernos de Pesca SUDEPE*, n. 5, p. 10.

D'Incao, F. (1991). Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS. *Atlântica*, v. 13, n. 1, p. 159-169.

D'Incao, F. (1995). Taxonomia, padrões distribucionais e ecológicos dos Dendrobranchiata (Crustacea: Decapoda) do Brasil e Atlântico Ocidental. Tese Doutorado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 365 p.

D'Incao, F. (1999). Subordem Dendrobranchiata (camarões marinhos). Os camarões do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, *Editora da Universidade*, p. 271-299.

Drummond, G. M. *et al.* (2021). Livro vermelho da biota aquática do Rio Doce ameaçada de extinção pós rompimento da barragem de Fundão: Mariana, Minas Gerais: crustáceos, efemerópteros, odonatos e peixes / [editores Gláucia Moreira Drummond, Rosana Junqueira Subirá, Cássio Soares Martins]. -- 1. ed. -- Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.

Duarte, A. A. L., Vieira, J. M. (1997). Caracterização dos ambientes estuarinos: mistura em estuários. *Engenharia Civil*, n6, p.41-55.

Dullinger, I. *et al.* (2020). A socio-ecological model for predicting impacts of land-use and climate change on regional plant diversity in the Austrian Alps. *Global change biology*, v. 26, n. 4, p. 2336-2352.
<https://doi.org/10.1111/gcb.14977>.

Dura, M. F. R. (1985). El ciclo biológico de los camarones peneidos. *Tecnica Pesquera*, v. 5, p. 12-15.

Duran, A. *et al.* (2013). Climatic niche evolution in new world monkeys (Platyrrhini). *PLoS One*, v. 8, n. 12, p. e83684.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083684>

Elith, J. *et al.* (2006). Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography*, v. 29, n. 2, p. 129-15.
<https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>.

Elith, J. *et al.* (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and distributions*, v. 17, n. 1, p. 43-57.

<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>.

FAO. Disponível em: <http://www.fao.org/fishery/species/3413/en>. Acesso em novembro 2020.

Ferreira, N. C., Freire, A. S. (2009). Spatio-temporal variation of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) associated to the seasonal overture of the sandbar in a subtropical lagoon. *Iheringia. Série Zoologia*, 99, 390-396. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212009000400008>.

Floeter, S. R. *et al.* (2004). Latitudinal gradients in Atlantic reef fish communities: trophic structure and spatial use patterns. *Journal of Fish Biology*, v. 64, n. 6, p. 1680-1699. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00428.x>.

Fonseca, R. S. (2006). *Dinâmica da comunidade fitoplanctônica em um viveiro de engorda de camarão marinho (Litopenaeus vannamei) no estado do Ceará*. 90 p. Dissertação apresentada ao Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar - Universidade Federal do Ceará. <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/1626>.

Fornari Neto, E. (1992). Dicionário Prático de Ecologia. CEDIL 1º ed. 293p.

Franco, A. R. *et al.* (2006). Development of a growth model for penaeid shrimp. *Aquaculture*, v. 259, n. 1-4, p. 268-277. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.05.051>.

Fransozo, A. *et al.* (2002). Composition and Abundance of Shrimp Species (Penaeidea and Caridea) in Fortaleza Bay, Ubatuba, São Paulo, Brazil. In: Escobar-Briones, E., Alvarez, F. (eds) *Modern Approaches to the Study of Crustacea*. Springer, Boston. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0761-1_19.

Gabarrón, M. *et al.* (2018). Change in metals and arsenic distribution in soil and their bioavailability beside old tailing ponds. *Journal of Environmental Management*, v. 212, p. 292-300. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.010>.

Giannini, T. C. *et al.* (2012). Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. *Rodriguésia*, v. 63, p. 733-749. <https://doi.org/10.1590/S2175-78602012000300017>.

Gilani, H. *et al.* (2020). Under predicted climate change: Distribution and ecological niche modelling of six native tree species in Gilgit-Baltistan, Pakistan. *Ecological Indicators*, 111, 106049. [10.1016/j.ecolind.2019.106049](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106049).

González-Ortegón, E. *et al.* (2013). Respiratory responses to salinity, temperature and hypoxia of six caridean shrimps from different aquatic habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 445, 108-115. [10.1016/j.jembe.2013.04.006](https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.04.006).

Gómez-Pineda, E. *et al.* (2020). Suitable climatic habitat changes for Mexican conifers along altitudinal gradients under climatic change scenarios. *Ecological applications*, v. 30, n. 2, p. e02041.

<https://doi.org/10.1002/eap.2041>.

Grabowski, R. C. *et al.* (2014) Population structure, sex ratio and growth of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Decapoda, Penaeidae) from coastal waters of southern Brazil. *ZooKeys*, n. 457, p. 253.

10.3897/zookeys.457.6682.

Guisan, A., Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology letters*, v. 8, n. 9, p. 993-1009.

<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>

Guisan, A. *et al.* (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology letters*, v. 16, n. 12, p. 1424-1435.

<https://doi.org/10.1111/ele.12189>.

Heckler, G. S. *et al.* (2007). Habitat preferencial entre juvenis e adultos do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda, Penaeidae) na região de Ubatuba, São Paulo. In *CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL* (Vol. 8, pp. 23-28).

Heckler, G. S. *et al.* (2013). Population dynamics of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Dendrobranchiata, Penaeidae) in south-eastern Brazil. *African Journal of Marine Science*, v. 35, n. 1, p. 17-24.

<https://doi.org/10.2989/1814232X.2013.769901>.

Helal, H. A. (2010). Eutrophication of the Nile: Comparative nutrient data of the Damietta Branch, Egypt, from 1978 and 2003. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 30(10), 1607-1609.

<https://doi.org/10.1080/03680770.2009.11902385>.

Hijmans, R. J. *et al.* (2020). Dismo: species distribution modeling. R package.

Holthuis, L. B. *et al.* (1980). Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. *FAO Fisheries Synopsis* N. 125, Vol. 1, p. 1–271.

Hu, W. *et al.* (2020). Predicting potential mangrove distributions at the global northern distribution margin using an ecological niche model: Determining conservation and reforestation involvement. *Forest Ecology and Management*, v. 478, p. 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118517>.

Hutchinson, G. E. (1957). Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Sympo. Quant. Biol.* 22: 415-427.

IBAMA. (2016). Rompimento da Barragem de Fundão: Documentos relacionados ao desastre da Samarco em Mariana/MG. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/notas/2020/rompimento-da-barragem-de-fundao-documentos-relacionados-ao-desastre-da-samarco-em-mariana-mg>. Acesso em 10/08/2020.

ICMBIO. (2017). Monitoramento da Pluma de Sedimentos Proveniente da Barragem de Fundão. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/nota_tecnica_23_2017_Tamar_ICMBio_monitoramento_pluma.pdf. Acesso em: junho de 2020.

Iwai, M. (1973). Pesca exploratória e estudo biológico sobre o camarão na costa Centro/Sul do Brasil com o Navio Oceanográfico “Prof. W. Besnard” em 1969-1971. *SUDELPA / IOUSP*, São Paulo, 71p.

Jeffery, S., Revill, A. (2002). The vertical distribution of southern North Sea Crangon crangon (brown shrimp) in relation to towed fishing gears as influenced by water temperature. *Fisheries research*, v. 55, n. 1-3, p. 319-323. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(01\)00297-1](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(01)00297-1).

Jiménez-Valverde, A. *et al.* (2011). Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological invasions*, v. 13, n. 12, p. 2785-2797. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9963-4>.

Kaky, E., Nolan, V., Alatawi, A., & Gilber, F. (2020). A comparison between Ensemble and MaxEnt species distribution modelling approaches for conservation: A case study with Egyptian medicinal plants. *Ecological Informatics*, 101150. [10.1016/j.ecoinf.2020.101150](https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101150)

Klein, C., Agne, S. A. A. (2012). PHOSPHORUS: FROM THE NUTRIENT TO POLLUTANT! *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 8(8), 1713-1721. <https://doi.org/10.5902/223611706430>.

Knox, G. A. (1986). Estuarine ecosystems: a systems approach. CRC Press, v.1.

Le reste, L. (1992). Pluviométrie et captures des crevettes *Penaeus notialis* dans l'estuaire de la Casamance (Sénégal) entre 1962 et 1984. *Aquatic living resources*, v. 5, n. 4, p. 233-248. [10.1051/alr:1992023](https://doi.org/10.1051/alr:1992023).

Lemaire, P. *et al.* (2002). Combined effect of temperature and salinity on osmoregulation of juvenile and subadult *Penaeus stylirostris*. *Aquaculture*, 209(1-4), 307–317. [10.1016/s0044-8486\(01\)00756-6](https://doi.org/10.1016/s0044-8486(01)00756-6).

Li, B. *et al.* (2013). Effect of temperature decrease on hemocyte apoptosis of the white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture International*, 22(2), 761–774. [10.1007/s10499-013-9704-z](https://doi.org/10.1007/s10499-013-9704-z).

Li, Q. *et al.* (2017). Ecological niche modeling identifies fine-scale areas at high risk of dengue fever in the pearl river delta, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(6), 619. <https://doi.org/10.3390/ijerph14060619>.

Liu, C. *et al.* (2005). Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography (Cop)*. [28:385–393]. [10.1111/j.0906-7590.2005.03957.x](https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.03957.x).

- Liu, C., White, M., & Newell, G. (2013). Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of biogeography*, 40(4), 778-789. <https://doi.org/10.1111/jbi.12058>.
- Loebmann, D., Vieira, J. P. (2006). The impact of the Pink Shrimp *Farfantepenaeus paulensis* (Perez-Farfante) (Decapoda, Penaeidae) fishery on the fish and crab assemblages of Lagoa do Peixe National Park, Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23, 1016-1028. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000400006>.
- López, R. B. (1963). Problemas sobre la distribución geográfica de los peces marinos suramericanos. *Revista Museo Argentino de ciencia naturales*. Bernardino Rivadavia, n.3, p.111-135.
- Lyu, T. *et al.* (2021). Phytoplankton community dynamics as a metrics of shrimp healthy farming under intensive cultivation. *Aquaculture Reports*, v. 21, p. 100965. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2021.100965>.
- Marafon-Almeida, A. *et al.* (2008). Distribuição e abundância de larvas de três espécies de Penaeídeos (Decapoda) na plataforma continental interna adjacente à Baía da Babitonga, Sul do Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(3), 340-350.
- Mantelatto, F. L. *et al.* (2016). Composição e distribuição de crustáceos decápodes associados à pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) no litoral norte do estado de São Paulo. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 42, n. 2, p. 307-326. <https://doi.org/10.20950/1678-2305.2016v42n2p307>.
- Marta-Almeida, M. *et al.* (2016). Fundão Dam collapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. *Marine Pollution Bulletin*, v. 112, n. 1-2, p. 359-364.
- Miazaki, L. F. *et al.* (2018). Growth, longevity, and juvenile recruitment of the white shrimp *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Decapoda: Penaeoidea) in southeastern Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 40(1), 40379. [10.4025/actascibiolsci.v40i1](https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v40i1).
- Miazaki, L. F. *et al.* (2021). Growth parameters, longevity, and mortality of the seabob shrimp *Xiphopenaeus* spp. (Decapoda: Penaeidae) in four important fishing regions of southeastern Brazil. *Fisheries Oceanography*, 30(5), 499–514. [10.1111/fog.12533](https://doi.org/10.1111/fog.12533).
- MPF. Ministério Público Federal. O desastre. (2015). Disponível em:<http://www.mpf.mp.br/grandes-casos/caso-samarco/o-desastre>. Acesso em: 10/08/2020.
- Muscarella, R. *et al.* (2014). ENM eval: An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for Maxent ecological niche models. *Methods in ecology and evolution*, v. 5, n. 11, p. 1198-1205. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12261>.
- Neiva, G. S., Wise, J. P. (1963). The biology and fishery of the sea bob shrimp of Santos Bay, Brazil. *Proc. Caribbean Fisheries*, 131–139p.

10.1016/00, 11-7471(65)90640-6.

Newell, R. C., Branch, G. M. (1980). The influence of temperature on the maintenance of metabolic energy balance in marine invertebrates. In: *Advances in marine biology*. Academic Press, p. 329-396.

10.1016/S0065-2881(08)60304-1.

NOOA. (2021) disponível em <<https://oceanservice.noaa.gov/facts/phyto.html>>. Acesso em 27/01/ 2022.

Noletto-Filho, E. M. *et al.* (2017). Spatial and temporal variation in juvenile size distribution of the pink shrimp (*Penaeus paulensis*) in the Patos Lagoon Estuary, Brazil. *Marine Biology Research*, v. 13, n. 1, p. 62-73. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1248851>.

Nóbrega, C. C., De Marco JR, P. (2011). Unprotecting the rare species: a niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. *Diversity and Distributions*, v. 17, n. 3, p. 491-505.

<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00749.x>.

Nunell, G. V. *et al.* (2015). Nitrate uptake improvement by modified activated carbons developed from two species of pine cones. *Journal of colloid and Interface Science*, 440, 102-108.

<https://doi.org/10.1016/j.jcis.2014.10.058>.

Odum, E. (1983). *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara. 434p.

Pearson, R. G. *et al.* (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of biogeography*, v. 34, n. 1, p. 102-117, 2007.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>

Peixoto JR, S. *et al.* (2003). Comparative analysis of pink shrimp, *Farfantepenaeus paulensis*, and Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, culture in extreme southern Brazil. *Journal of Applied Aquaculture*, v. 14, n. 1-2, p. 101-111.

https://doi.org/10.1300/J028v14n01_07.

Pereira, J. L., Branco, L. H. Z. (2007). Influence of nitrate and phosphate on the growth of *Schizomeris leibleinii* Kützing (Chaetophorales, Chlorophyta). *Acta Botanica Brasilica*, 21(1), 155-162.

Pereira, M. D. *et al.* (2010). Hidrodinâmica e transporte de material particulado em suspensão sazonal em um estuário dominado por maré: Estuário de Caravelas (BA). *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 28, p. 427-444.

<https://doi.org/10.1590/S0102-261X2010000300008>.

Perez-Velazquez, M. *et al.* (2001). Effect of temperature on sperm quality of captive *Litopenaeus vannamei* broodstock. *Aquaculture*, v. 198, n. 3-4, p. 209-218. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(01\)00510-5](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(01)00510-5).

Pérez-Farfante, I. (1969). Western Atlantic shrimps of the genus *Penaeus*. *Fish Bulletin*. v.67, p.461-591.
<http://hdl.handle.net/1969.3/18940>.

Pérez-Farfante, I. (1979). Range extension of *Penaeopsis serrata* (Crustacea Penaeoidea) to off New Jersey and Rio Grande do Sul. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, Washington, v. 92, n. 1, p. 204-207.

Pérez-Farfante, I. (1980). Revision of the penaeid shrimp genus *Penaeopsis* (Crustacea: Decapoda). *Fish. Bull.*, v. 77, n. 4, p. 721-763.

Pérez-Farfante, I., Kensley. B. (1997). Penaeoid and sergestoid shrimps and prawns of the world: keys and diagnoses for the families and genera. *Mém. Mus. Nat. d'Hist. Nat., Paris*, 175: 1-233.

Pérez-García, B., Liria, J. (2013). Modelos de nicho ecológico fundamental para especies del género *Thraulodes* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae: Atalophlebiinae). *Revista mexicana de biodiversidad*, v. 84, n. 2, p. 600-611.
<https://doi.org/10.7550/rmb.32234>.

Peterson, A. T. *et al.* (2007). Modeled global invasive potential of Asian gypsy moths, *Lymantria dispar*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, v. 125, n. 1, p. 39-44, 2007.
<https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2007.00603.x>.

Phillips, S. J. *et al.* (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, v. 190, n. 3-4, p. 231-259.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>.

Phillips, S. J., Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, v. 31, n. 2, p. 161-175.
<https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>.

Poloczanska, E. S. *et al.* (2016). Responses of marine organisms to climate change across oceans. *Frontiers in Marine Science*, v.3 –p. 1-21.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00062>.

Pottier, J. *et al.* (2013). The accuracy of plant assemblage prediction from species distribution models varies along environmental gradients. *Global Ecology and Biogeography*, v. 22, n. 1, p. 52-63.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00790.x>.

Powell, M. *et al.* (2014). Where they are, why they are there, and where they are going: using niche models to assess impacts of disturbance on the distribution of three endemic rare subtropical rainforest trees of *Macadamia* (Proteaceae) species. *Australian Journal of Botany*. v. 62, n. 4, p. 322-334.
10.1071/bt14056.

Qiao, H. *et al.* (2017). Accessible areas in ecological niche comparisons of invasive species: Recognized but still overlooked. *Scientific reports*, 7(1), 1-9.
<https://doi.org/10.1038/s41598-017-01313-2>.

Qin, L. *et al.* (2017). Maxent modeling for predicting impacts of climate change on the potential distribution of *Thuja sutchuenensis* Franch., an extremely endangered conifer from southwestern China. *Global Ecology and Conservation* 10:139_146
10.1016/j.gecco.2017.02.004.

Qiu, J. *et al.* (2011). Oxidative stress, DNA damage and osmolality in the Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei* exposed to acute low temperature stress. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, v. 154, n. 1, p. 36-41.
<https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2011.02.007>.

Ray, D., Behera, M. D., & Jacob, J. (2017). Evaluating Ecological Niche Models: A Comparison Between Maxent and GARP for Predicting Distribution of *Hevea brasiliensis* in India. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*.
10.1007/s40011-017-0869-5.

Re, A. D. *et al.* (2005). Effect of salinity and temperature on thermal tolerance of brown shrimp *Farfantepenaeus aztecus* (Ives) (Crustacea, Penaeidae). *Journal of Thermal Biology*, 30(8), 618–622.
10.1016/j.jtherbio.2005.09.004.

Rodríguez-Rodríguez, E. J. *et al.* (2020). Niche models at inter-and intraspecific levels reveal hierarchical niche differentiation in midwife toads. *Scientific reports*, v. 10, n. 1, p. 1-11.
<https://doi.org/10.1038/s41598-020-67992-6>.

SAMARCO. (2016). Compromisso com a reparação. Disponível em:
<https://www.samarco.com/reparacao/>. Acesso em junho de 2020.

Sancinetti, G. S. (2011). Distribuição espaço-temporal e estrutura populacional do camarão *Artemesia longinaris*. Bate, 1988 (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) no litoral de Macaé, RJ.
<http://hdl.handle.net/11449/99389>.

Sancinetti, G. *et al.* (2015). Population biology of the commercially exploited shrimp *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeidae) in an upwelling region in the Western Atlantic: comparisons at different latitudes. *Brazilian Journal of Biology*, 75(2), 305–10.1590/1519-6984.11813.

Santinho, C. I. D. A. (2009). *Padrões de distribuição da abundância larvar de crustáceos decápodes na baía de Cascais*. 88 p. Dissertação- Especialização em ecologia e conservação marinha - Instituto Nacional dos Recursos Biológicos.
<http://hdl.handle.net/10400.1/726>.

Silva, O. D. (1977). *Aspectos bioecológicos e pesqueiros de três espécies de camarões do gênero Penaeus nas Costas do Estado do Rio de Janeiro e Experimentos de Cultivo*. Dissertação Universidade Federal do Rio de Janeiro, p. 76.
<http://hdl.handle.net/11422/2677>.

Silva, E. R. *et al.* (2016). Abundance and spatial-temporal distribution of the shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Decapoda: Penaeidae): an exploited species in southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 76(3), 764–773.
10.1590/1519-6984.01814.

Song, X *et al.* (2011). Phosphate removal from aqueous solutions by adsorption using ferric sludge. *Desalination*, 280(1-3), 384-390.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.07.028>.

Souza, J. A. F. D. (2012). Efeito de variáveis ambientais sobre a estrutura de comunidade dos Crustacea Decapoda na plataforma continental sul do Rio Grande do Sul (Brasil).
<https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/8819>.

Spanopoulos-Hernández, M. *et al.* (2005). The combined effects of salinity and temperature on the oxygen consumption of juvenile shrimps *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson, 1874). *Aquaculture*, 244(1-4), 341-348.
10.1016/j.aquaculture.2004.11.023.

Srivastava, V., Griess, V. C., & Padalia, H. (2018). *Mapping invasion potential using ensemble modelling. A case study on Yushania maling in the Darjeeling Himalayas. Ecological Modelling*, 385, 35-44.
10.1016/j.ecolmodel.2018.07.001

Tittensor, D. P. *et al.* (2010). Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature*, v. 466, n. 7310, p. 1098-1101.
<https://doi.org/10.1038/nature09329>.

Tsirtsis, G. & Karydis, M. (1997). Aquatic microcosms: a methodological approach for the quantification of eutrophication processes. *Environmental monitoring and assessment*, 48(2), 193-215.
10.1023/a:1005756704615.

Tyberghein, L. *et al.* (2012). Bio-ORACLE: A global environmental dataset for marine species distribution modelling. *Glob Ecol Biogeogr.* 21:272-281.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00656.x>.

Urbina-Cardona, J. N., Flores-Villela, O. (2010). Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. *Conservation Biology*, 24(4), 1031-1041.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01432.x>.

Valencia-Castañeda, G. *et al.* (2020). Physiological changes in the hemolymph of juvenile shrimp *Litopenaeus vannamei* to sublethal nitrite and nitrate stress in low-salinity waters. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 80, 103472.
<https://doi.org/10.1016/j.etap.2020.103472>.

Valentin, J. L. (1984). Analyses des paramètres hydrobiologiques dans la remontée de Cabo Frio (Brésil). *Marine Biology*, 82, 259-276.
<https://doi.org/10.1007/BF00392407>.

Vieira, B. B. (1947). Observações sobre a maturação de *Xiphopenaeus kroyeri* no litoral de São Paulo. *Boletim do Museu Nacional*, v. 74, p. 1-22.

Wang, Z. *et al.* (2020). The immune defense response of Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) to temperature fluctuation. *Fish & shellfish immunology*, v. 103, p. 103-110.
<https://doi.org/10.1016/j.fsi.2020.04.053>.

Wasielesky, W. J. *et al.* (2016). Chronic effects of nitrogenous compounds on survival and growth of juvenile pink shrimp. *Brazilian Journal of Biology*, 77, 558-565.
<https://doi.org/10.1590/1519-6984.18415>.

Watanabe, H. *et al.* (2016). Different thermal preferences for brooding and larval dispersal of two neighboring shrimps in deep-sea hydrothermal vent fields. *Marine Ecology*, 37(6), 1282–1289.
10.1111/maec.12318.

Xia, M. *et al.* (2021). Tris (1-chloro-2-propyl) phosphate exposure to zebrafish causes neurodevelopmental toxicity and abnormal locomotor behavior. *Science of The Total Environment*, 758, 143694.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143694>.

Yañez-Arenas, C. *et al.* (2014) The Use of Ecological Niche Modeling to Infer Potential Risk Areas of Snakebite in the Mexican State of Veracruz. *PLOS ONE*. 9(6): e100957.
10.1371/journal.pone.0100957.

Zhang, P. *et al.* (2006). The effects of body weight, temperature, salinity, pH, light intensity and feeding condition on lethal DO levels of whiteleg shrimp, *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931). *Aquaculture*, 256(1-4), 579–587.
10.1016/j.aquaculture.2006.02.020.

CAPÍTULO 2

PREDIÇÕES DA ÁREA DE DISTRIBUIÇÃO DE CAMARÕES PENEÍDEOS (DECAPODA; PENAEIDAE) IMPACTADA PELA PLUMA DE REJEITO: UMA AVALIAÇÃO DAS UCs VISANDO A RESTAURAÇÃO

RESUMO

Na região costeira impactada pela pluma de rejeito da barragem de Fundão, se encontram cinco Unidades de Conservação (UC's), sendo elas: Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas, Parque Nacional (PARNA) Marinho dos Abrolhos, Reserva Biológica (REBIO) de Comboios, Reserva Extrativista (RESEX) de Cassurubá e Refúgio de Vida Selvagem (REVIS) de Santa Cruz. Esse rejeito era composto principalmente por metais, os quais são mencionados entre os contaminantes que podem alterar a dinâmica dos ambientes aquáticos, afetando diversas espécies de fauna, inclusive os camarões peneídeos. O presente estudo teve como objetivos averiguar a adequabilidade ambiental nas UC's existentes na região afetada para nove espécies de peneídeos e avaliar o potencial impacto do rejeito sobre essas espécies. Para isso, foram gerados modelos de nicho ecológico utilizando o algoritmo MaxEnt, a fim de prever a distribuição potencial dessas espécies na UC's. Utilizando-se modelos de nicho binarizados, foram extraídos valores de adequabilidade ambiental (AA) de cada UC para as nove espécies de camarões, sendo AA = 0 / Área não adequada ou AA = 1 / Área adequada. A riqueza potencial (RP) foi inferida pela somatória dos valores de AA das nove espécies, podendo variar de 0 a 9. Para avaliar a dimensão espacial do impacto da pluma de rejeito sobre os camarões peneídeos, utilizou-se polígonos com a extensão da pluma rejeito (de maior e menor concentração) na região oceânica. Com esse polígono foi possível estimar o quanto de área adequada para a presença de cada espécie foi impactada pela pluma. Os valores médios de RP nas UC's variaram de 9 (REVIS de Santa Cruz) até 5,1 (PARNA Marinhos dos Abrolhos). REVIS de Santa Cruz foi a UC que apresentou maior riqueza potencial, evidenciando adequabilidade ambiental para abrigar todas as espécies. Essa UC possui características ambientais que contribuem para o resultado obtido, como a presença de um ambiente de manguezal e uma diversidade de tipologias de sedimento. As espécies *Xiphopenaeus dincao* e *X. kroyeri* foram as mais impactadas pela pluma de rejeito, com 1,12% e 0,81% da área adequada para a presença dessas espécies sendo impactadas. Essas duas espécies apresentam o índice de amplitude de nicho parecido com os das demais espécies inestigadas (*X. dincao* – NB1= 0,898 e NB2 = 0,194/ *X. kroyeri* – NB1= 0,836 e NB2= 0,100), contudo as extensões de áreas adequadas para a presença estão entre as menores, fato que em grande parte dos casos, aumenta o risco de extinção das espécies. Vários estudos apontam os efeitos prejudiciais dos metais aos crustáceos e, tais efeitos somados a uma reduzida faixa de habitat adequado, podem representar grande risco para a ocorrência dessas espécies. Dessa forma, a REVIS de Santa Cruz pode ser utilizada para implementação de estudos e monitoramento desses camarões, visando a restauração e a conservação dessas populações em toda a região afetada.

Palavras-chave: Peneídeos; Rejeito; Unidades de Conservação.

ABSTRACT

In the coastal region impacted by the tailings plume from the Fundão dam there are five environmental protected areas (EPA): Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas, Parque Nacional (PARNA) Marinho dos Abrolhos, Reserva Biológica (REBIO) de Comboios, Reserva Extrativista (RESEX) de Cassurubá e Refúgio de Vida Selvagem (REVIS) de Santa Cruz. This tailing was mainly composed of metals that could contaminate and change the dynamics of aquatic environments affecting several species of fauna, including penaeid shrimps. The present study investigated the environmental suitability for nine the penaeid species of the EPAs in the affected region and evaluated the potential impact of the tailings on these species. For this, ecological niche models were generated using the MaxEnt algorithm, in order to predict the potential distribution of these species throughout the EPAs. Using binarized niche models, environmental suitability values (ES) were extracted from each EPA for the nine shrimp species, where ES = 0 / unsuitable area or ES = 1 / suitable area. Potential richness (PR) was inferred by the sum of the ES values of the nine species, ranging from 0 to 9. To assess the spatial dimension of the impact of the tailings plume on penaeid shrimps, lower and higher concentration plume polygons along the oceanic region were used. With this polygon it was possible to estimate how much suitable area for the presence of each species was impacted by the plume. The average values of RP in the EPAs ranged from 9 (REVIS de Santa Cruz) to 5.1 (PARNA Marinhos dos Abrolhos). REVIS de Santa Cruz was the EPA that presented the greatest PR, showing environmental suitability to harbor all species. This EPA has environmental characteristics that contribute to the result obtained, such as the presence of a mangrove environment and a diversity of sediment typologies. The species *Xiphopenaeus dincao* and *X. kroyeri* were the most impacted by the tailing plume, with 1.12% and 0.81% of the suitable area for its presence being impacted. These two species have a niche breadth index similar to those of the other uninvestigated species (*X. dincao*: NB1= 0,898 and NB2 = 0,194; *X. kroyeri*: NB1= 0,836 and NB2= 0,100). However, the extension of suitable areas for its presence are smallest, a fact that, in most cases, increases the risk of species extinction. Several studies point out the harmful effects of metals on crustaceans and such effects, added to a reduced range of suitable habitat, can represent a great risk for the occurrence of these species. In this way, REVIS from Santa Cruz can be used to implement studies and monitor these shrimp, aiming at the restoration and conservation of these populations throughout the affected region.

Keywords: Peneidae; tailings; Protect areas.

1. INTRODUÇÃO

Com o rompimento da barragem de Fundão, pertencente à empresa Samarco, no município de Mariana (MG), uma enxurrada de aproximadamente 45 milhões m³ de rejeito de minério de ferro foi liberada, alterando as condições ambientais por onde a lama passou. O rejeito de minério percorreu o rio Doce e seus afluentes até chegar ao Atlântico (MPF, 2015; SAMARCO, 2016; IBAMA, 2016). Na região costeira, a pluma de rejeito de maior concentração afetou a área de Unidade de Conservação (UC) da Reserva Biológica (REBIO) de Comboios, em Regência (ES) e parte de outras duas unidades federais de conservação, a Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas e o Refúgio de Vida Selvagem (REVIS) de Santa Cruz, ambas localizadas nos municípios de Aracruz, Fundação e Serra (ES). Ainda, relatórios de sobrevoos evidenciaram a presença da pluma de rejeito menos densa na região costeira, atingindo também o Parque Nacional (PARNA) dos Abrolhos e a Reserva Extrativista (RESEX) de Cassurubá (IBAMA & ICMBIO, 2016).

Os metais, como os presentes no rejeito de minério de ferro, são mencionados entre os contaminantes que podem alterar a dinâmica dos ambientes aquáticos. De maneira geral, as concentrações de metais na água são menores que as encontradas no sedimento, pois este tem a capacidade de retê-los. Desta forma, os organismos aquáticos contaminam-se involuntariamente ao ingerirem sedimentos com a presença de metais (Tuna *et al.* 2007). Em espécies marinhas como peixes e crustáceos, os resíduos de metais podem se acumular em concentrações superiores às que estão presentes na água (Jones *et al.* 2000; Mitra *et al.* 2012). A alta toxicidade conferida aos metais se dá pela permanência desses compostos nos organismos, uma vez que não são degradáveis (Rocha & Azevedo, 2015). O processo de bioacumulação em crustáceos caracteriza tanto danos econômicos quanto à saúde pública, visto que algumas espécies marinhas representam um fator importante de renda através de sua pesca para o consumo e comercialização (Mitra *et al.* 2012). Ainda, esses metais podem biomagnificar nos organismos, em especial nos macroinvertebrados, sendo transferidos aos níveis tróficos superiores através da cadeia alimentar (Cummins, 1992; Cremona *et al.* 2008; Galvão, 2010; Souza, 2017). Estudos demonstram que os crustáceos são sensíveis à exposição a metais (Santos, 2000; Wu & Chen, 2005).

Diversas espécies de fauna foram afetadas direta e indiretamente, incluindo os camarões peneídeos os quais, além da importância ecológica, possuem relevante importância econômica como já mencionado. A família Penaeidae (Rafinesque, 1815) destaca-se por possuir mais de duzentas espécies listadas com ampla distribuição geográfica, ocorrendo em todos os oceanos,

principalmente nas regiões tropical e subtropical (Iwai, 1973; Pérez-Farfante & Kensley, 1997). Membros dessa família de crustáceos representam um terço das espécies comercialmente mais exploradas, sendo considerada a família de camarões com maior importância econômica mundial (SOFIA, 2008; Eutrópico *et al.* 2013). Cabe destacar a influência dos fatores ambientais em relação aos padrões de distribuição geográfica das espécies (Tittenson *et al.* 2010; Pottier *et al.* 2013) e que para camarões marinhos, os fatores com maior influência são: a granulometria do sedimento, a temperatura e a salinidade da água (Castilho *et al.* 2007; Costa *et al.* 2010; Mantelatto *et al.* 2016), sendo a textura do sedimento, mencionada como um dos fatores mais relevantes (Costa *et al.* 2007; Heckler *et al.* 2007).

Apesar dos benefícios sociais e econômicos gerados pela pesca desses crustáceos, os impactos ocasionados no ambiente marinho têm se tornado cada vez mais uma fonte de preocupação na gestão desse recurso (Kumar & Deepthi, 2006). Existem basicamente dois tipos de pressão que os camarões peneídeos sofrem em regiões estuarinas e marinhas; a pesca intensiva e a introdução de cultivos de espécies exóticas (Maggione *et al.* 2003). A situação torna-se ainda mais preocupante quando somada à degradação e poluição ambiental (Boos *et al.* 2016; Alava, 2019), como no caso do rompimento da barragem de Fundão, que resultou na deposição de metais pesados e outros elementos químicos no ambiente aquático.

Na região costeira afetada pelo rejeito estão localizadas cinco unidades de conservação federais (IBAMA & ICMBIO 2017). Estas áreas de conservação são recursos importantes na restauração da biodiversidade, inclusive na manutenção de recursos pesqueiros (Fournier & Panizza, 2003; Ami *et al.* 2005), protegendo os organismos em seus sítios reprodutivos até que sejam exportados para áreas adjacentes (Founier & Panizza, 2003). Acredita-se que com a mudança das condições ambientais decorrente do rompimento da barragem de Fundão, diversas espécies sofreram o impacto, como por exemplo por asfixia devido à rápida sedimentação (Gomes *et al.* 2017). Além da possível perda dos peneídeos, alterações nos padrões de abundância, distribuição, reprodução, dispersão larval, recrutamento e migração também podem ter ou estar ocorrendo, provocando modificações na dinâmica ecológica das espécies e afetando diretamente aquelas famílias que dependem desse pescado para seu sustento. Dessa forma, pretende-se averiguar a adequabilidade ambiental das Unidades de Conservação (UC's) existentes na região afetada para as espécies de peneídeos, identificando quais UC's possuem condições ambientais adequadas para abrigar um maior número de espécies da família, bem como avaliar o tamanho da área com adequabilidade ambiental de cada espécie que foi impactada pela pluma de rejeito, fornecendo assim, importantes informações para o

direcionamento de ações futuras referentes à conservação e restauração das populações na região.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo foi baseada no trabalho de Marta-Almeida e colaboradores (2016) e em levantamentos realizados pelo ICMBIO (2016), os quais estimaram a extensão da pluma de rejeito na região oceânica. Essa região se estende desde o norte do estado do Rio de Janeiro até o extremo sul da Bahia na região de Prado. Compreendendo as coordenadas: -15° a -23° de latitude e -38° a -42° de longitude (Figura 1). Estão localizadas nessa região cinco Unidades de Conservação (UC's) marinhas federais (Figura 1).

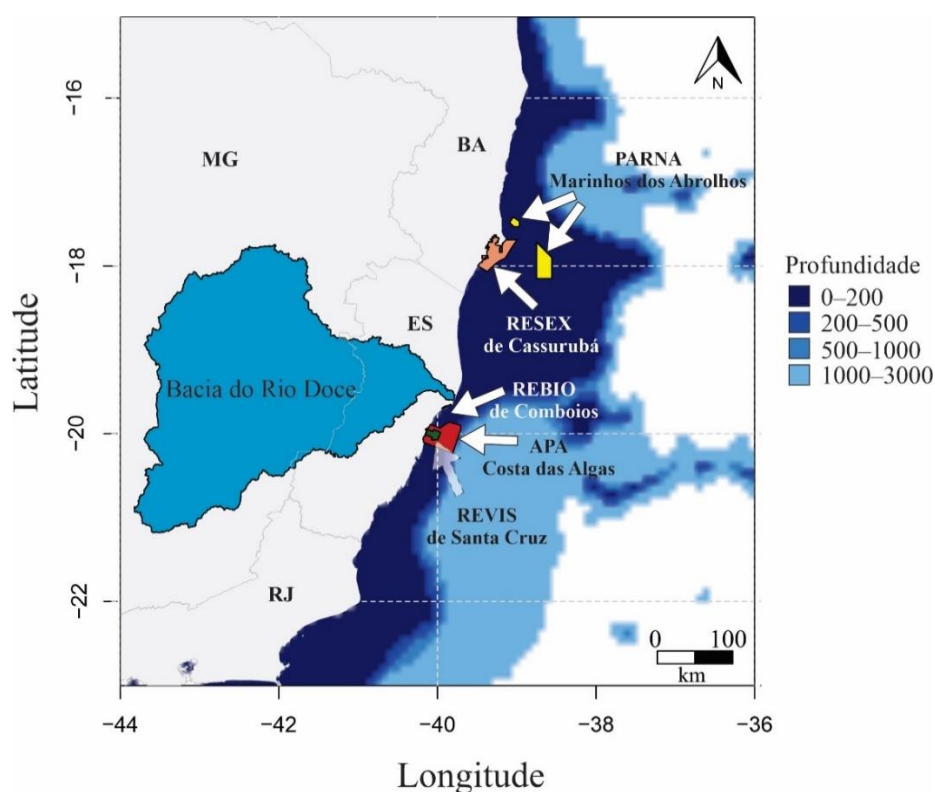


FIGURA 1- Extensão da área de estudo, com indicações das cinco unidades de conservação atingidas pelo rejeito da barragem de Fundão.

Caracterizações específicas de cada UC estão descritas a seguir:

APA Costa das Algas

A área de Proteção Ambiental Costa das Algas é uma UC da categoria de Uso Sustentável, situa-se em sua grande parte no bioma marinho costeiro, localizando-se ainda em

ecossistemas de manguezal e restinga, com localização aproximada, 19° 57' 14.65" latitude sul e 40° 8' 58.12" longitude oeste. Possui cerca de 115.001,92 hectares e abrange os municípios de Aracruz (ES), Fundão (ES), Serra (ES). A região de Santa Cruz, no município de Aracruz (ES), apresenta enorme biodiversidade de algas, sendo considerada a maior do Brasil (ICMBIO, s.d).

PARNA Marinho dos Abrolhos

O Parque Nacional Marinho dos Abrolhos é uma UC da categoria de Proteção Integral situada no bioma marinho costeiro. É dividido em duas áreas compostas por um complexo de milhares de chapeirões, estruturas recifais únicas encontradas somente na região do Banco dos Abrolhos. Sua extensão é de aproximadamente 87.943,14 hectares, localizada entre as coordenadas geográficas de 17° 23' e 18° 10' de latitude sul e 038° 33' e 039° 06' de longitude oeste. No parque a batimetria alcança em média de 15 a 20 m, atingindo em alguns pontos 30m. Os municípios abrangidos são Alcobaça (BA) e Caravelas (BA) (IBAMA, 1991; ICMBIO, s.d).

REBIO de Comboios

A Reserva Biológica de Comboios é uma UC da categoria de Proteção Integral, situa-se no bioma marinho costeiro, incluindo áreas de praia, estuário e áreas marinhas adjacentes. Possui 784,63 hectares de extensão e abrange os municípios de Aracruz (ES), Linhares (ES). Localiza-se a 19° 38' -19° 45' de latitude sul e 39° 45' - 39° 55' de longitude oeste (ICMBIO, s.d).

RESEX de Cassurubá

A Reserva Extrativista de Cassurubá é uma reserva de Uso Sustentável, situada no ambiente marinho costeiro, incluindo ecossistemas de manguezais, restingas e recifes de corais. Apresenta aproximadamente 100.578,378 hectares, abrangendo os municípios de Alcobaça (BA), Caravelas (BA) e Nova Viçosa (BA). Com coordenadas aproximadas de 17° 38' 8.89" latitude sul e 39° 15' 41.87" longitude oeste (ICMBIO, 2019).

REVIS de Santa Cruz

O Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz é uma UC da categoria de Proteção Integral, sendo aproximadamente 98% marinha. Possui uma extensão de 17.709,39 hectares, abrangendo os municípios de Aracruz (ES), Fundão (ES) e Serra (ES), com coordenadas geográficas aproximadas de 20° 0' 43.19" latitude sul e 40° 9' 13.88" longitude oeste (ICMBIO, s.d).

2.2 Espécies de camarões da família Penaeidae presentes na região impactada pelo rejeito

A lista de espécies de camarões da família Penaeidae na região impactada pelo rejeito foi providenciada a partir de levantamentos bibliográficos e de dados de ocorrência obtidos através dos seguintes bancos de dados: Sistema Global de Informações sobre Biodiversidade (GBIF) e do Sistema de Informação sobre Biodiversidade Oceânica (OBIS). Sendo elas: *Artemesia longinaris*, *Parapenaeus americanus*, *Penaeopsis serrata*, *Penaeus brasiliensis*, *P. paulensis*, *P. subtilis*, *P. schmitti*, *Xiphopenaeus dincao* e *X. kroyeri*.

2.3 Riqueza potencial de peneídeos nas Unidades de Conservação (UC's) atingidas pela pluma de rejeito

De acordo com monitoramentos, a presença da pluma de rejeito em diferentes concentrações foi registrada em cinco UC's marinhas federais, sendo elas: APA Costa das Algas, PARNA Marinho de Abrolhos, REBIO de Comboios, RESEX de Cassurubá e REVIS de Santa Cruz (IBAMA & ICMBIO, 2017).

Para predizer a distribuição potencial de cada espécie, foram gerados modelos de nicho ecológico utilizando-se o software Maxent. Foram realizadas 30 réplicas para cada espécie obtendo-se ao final um modelo médio. Os modelos de nicho ecológico gerados foram binarizados posteriormente, utilizando-se valores de *Maximum training sensitivity plus specificity* (Liu *et al.* 2005; Allouche *et al.* 2006) (ver metodologia detalhada no capítulo 1). Em seguida, foram extraídos os seguintes dados referentes a adequabilidade ambiental (AA), sendo AA = 0 (área não adequada), ou AA = 1 (área adequada). A riqueza potencial (RP) foi inferida pela somatória dos valores de AA das nove espécies, variando de 0 até 9.

2.4 Estimativa da área de adequabilidade ambiental para os camarões peneídeos impactada pela pluma de rejeitos

A partir de um raster obtido através do site do ICMBIO, o qual estima a área impactada pela pluma de rejeito do rompimento da barragem de Fundão, foi estimado o quanto de área ambientalmente adequada para os camarões peneídeos foi atingida pela pluma. Tal raster estima a extensão da pluma rejeito ao longo da região oceânica. Após o desastre do rompimento da barragem de Fundão, o IBAMA acompanhou a evolução e o impacto desse desastre na região costeira ⁽¹⁾. Assim, mensalmente, de dezembro de 2015 até fevereiro de 2017, foram elaborados mapas da dispersão da pluma de rejeito por meio da interpretação visual de imagens dos

¹<http://www.ibama.gov.br/recuperacao-ambiental/rompimento-da-barragem-de-fundao-desastre-da-samarco/documentos-relacionados-ao-desastre-da-samarco-em-mariana-mg>

satélites Aqua, Terra e Suomi NPP (NASA). Um mapa com a consolidação das áreas das plumas de alta e baixa concentração de todos os mapas produzidos foi disponibilizado pelo IBAMA em seu site ⁽²⁾.

O mapa foi georreferenciado através do programa QGIS, sendo assim obtidos dois polígonos (shapefiles) da pluma de maior e menor concentração. Os polígonos das áreas impactadas foram sobrepostos com as projeções de adequabilidade ambiental de cada espécie, a fim de estimar o quanto de área adequada para a ocorrência da espécie foi impactada pela pluma de rejeito. Para calcular a área (km²) adequada para a presença das espécies foi utilizado o modelo de nicho ecológico binarizado e o pacote *raster*.

Também foi calculado, através do pacote ENMTools (Warren *et al.* 2010), as métricas de amplitude de nicho (B1 e B2, Levins 1968) que medem a uniformidade da distribuição geográfica em função da adequação para um modelo. Os valores de amplitude de nicho podem variar de 0 a 1, sendo que valores próximos a 0 indicam nichos ecológicos estreitos e valores próximos a 1 nichos ecológicos amplos.

3. RESULTADOS

3.1 Modelos de nicho ecológico

Abaixo, estão representados os mapas de adequabilidade ambiental, gerados através dos modelos de nicho ecológico das espécies (Figuras 2-10). Tais mapas evidenciam áreas ambientalmente adequadas para a ocorrência potencial das espécies.

²<http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/pluma/2015-12-03-a-2017-02-03-ibama-pluma-mapas-consolidados.pdf>.

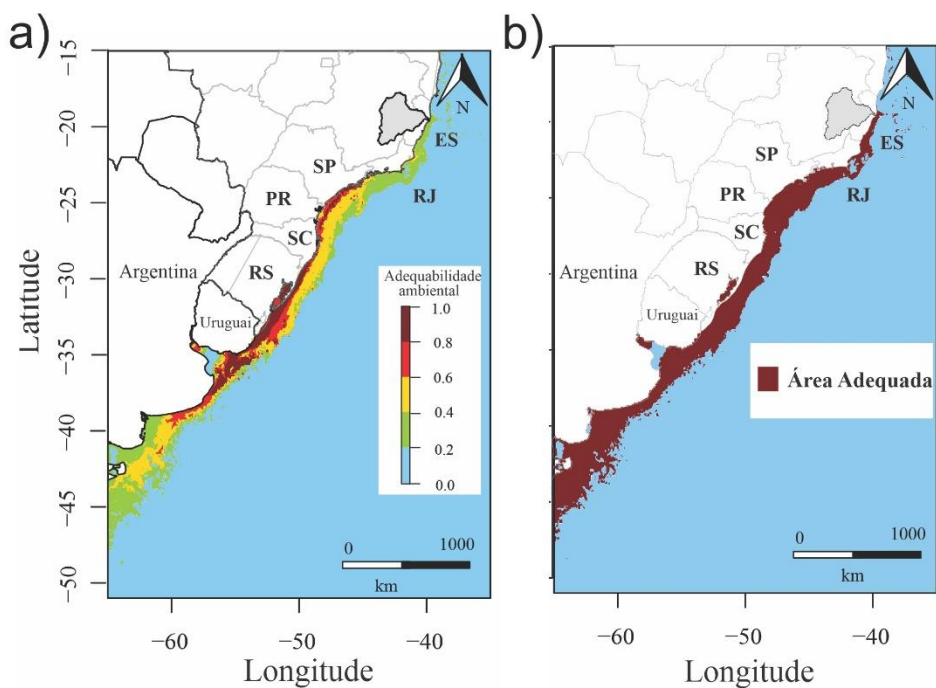


FIGURA 2- Mapas de adequabilidade ambiental de *Artemesia longinaris*. Figura 2a) valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado); Figura 2b) binarizado, evidenciando locais onde existe adequabilidade ambiental, representados pela cor bordô.

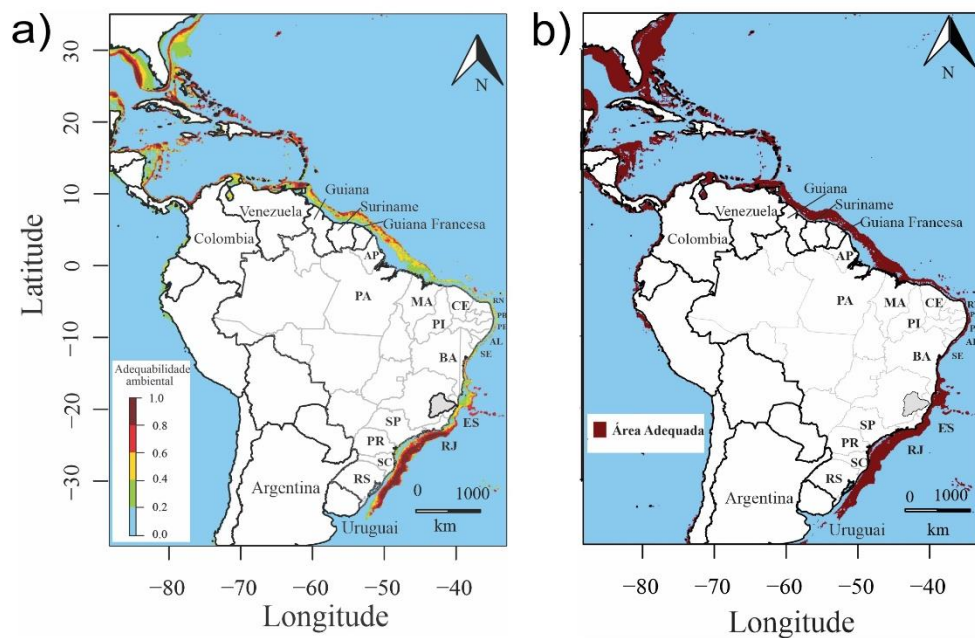


FIGURA 3- Mapas de adequabilidade ambiental de *Parapenaeus americanus*. Figura 3a) valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado); Figura 3b) binarizado, evidenciando locais onde existe adequabilidade ambiental, representados pela cor bordô.

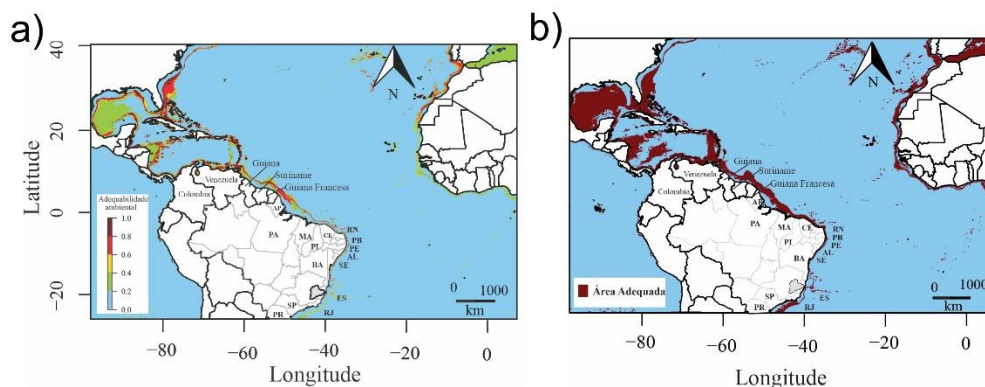


FIGURA 4- Mapas de adequabilidade ambiental de *Penaeopsis serrata*. Figura 4a) valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado); Figura 4b) binarizado, evidenciando locais onde existe adequabilidade ambiental, representados pela cor bordô.

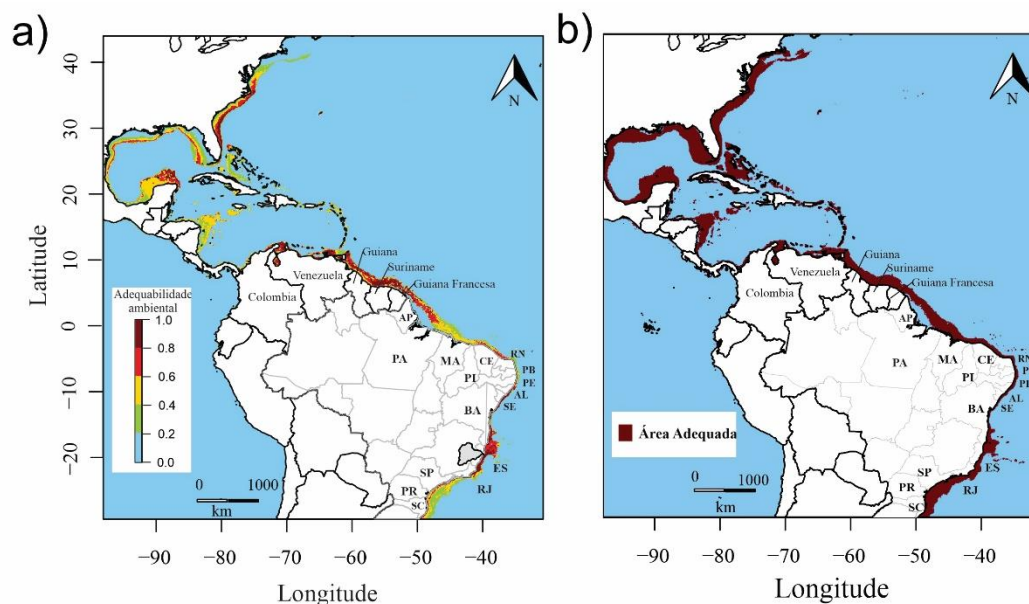


FIGURA 5- Mapas de adequabilidade ambiental de *Penaeus brasiliensis*. Figura 5a) valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado); Figura 5b) binarizado, evidenciando locais onde existe adequabilidade ambiental, representados pela cor bordô.

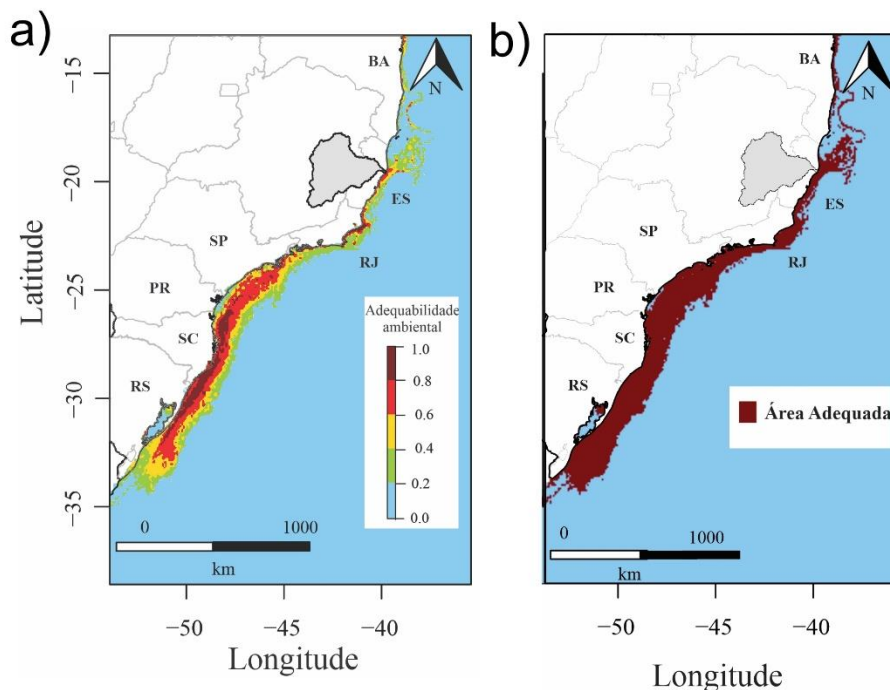


FIGURA 6- Mapas de adequabilidade ambiental de *Penaeus paulensis*. Figura 6a) valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado); Figura 6b) binarizado, evidenciando locais onde existe adequabilidade ambiental, representados pela cor bordô.

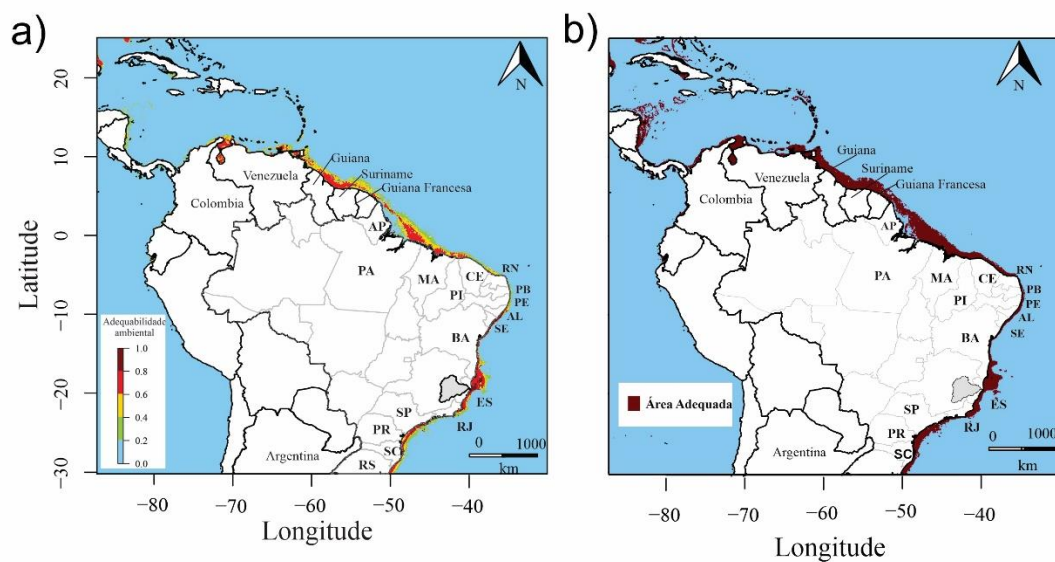


FIGURA 7- Mapas de adequabilidade ambiental de *Penaeus schmitti*. Figura 7a) valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado); Figura 7b) binarizado, evidenciando locais onde existe adequabilidade ambiental, representados pela cor bordô.

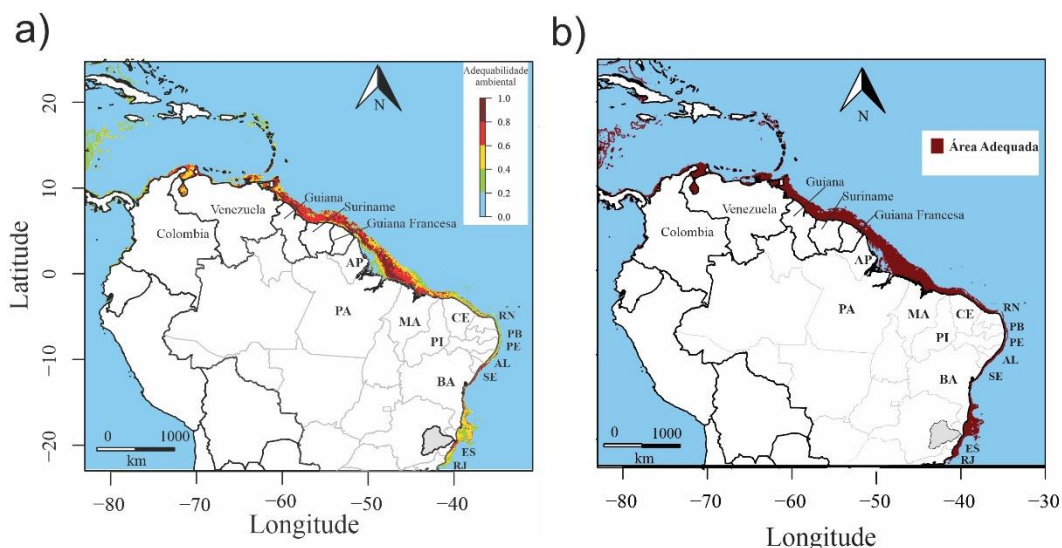


FIGURA 8- Mapas de adequabilidade ambiental de *Penaeus subtilis*. Figura 8a) valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado); Figura 8b) binarizado, evidenciando locais onde existe adequabilidade ambiental, representados pela cor bordô.

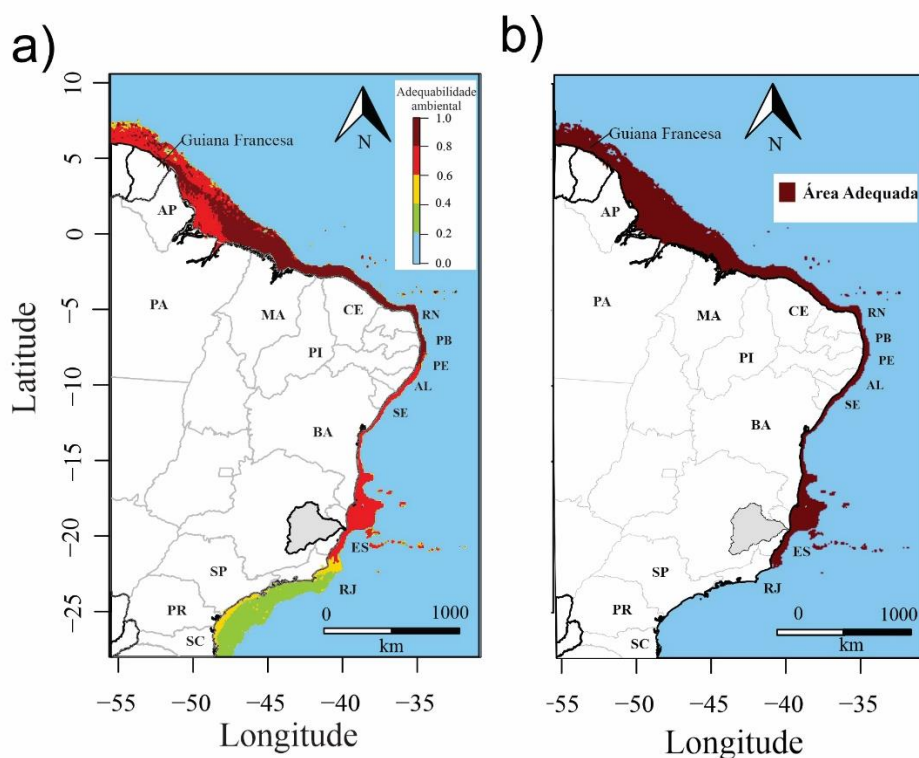


FIGURA 9- Mapas de adequabilidade ambiental de *Xiphopenaeus dincao*. Figura 9a) valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado); Figura 9b) binarizado, evidenciando locais onde existe adequabilidade ambiental, representados pela cor bordô.

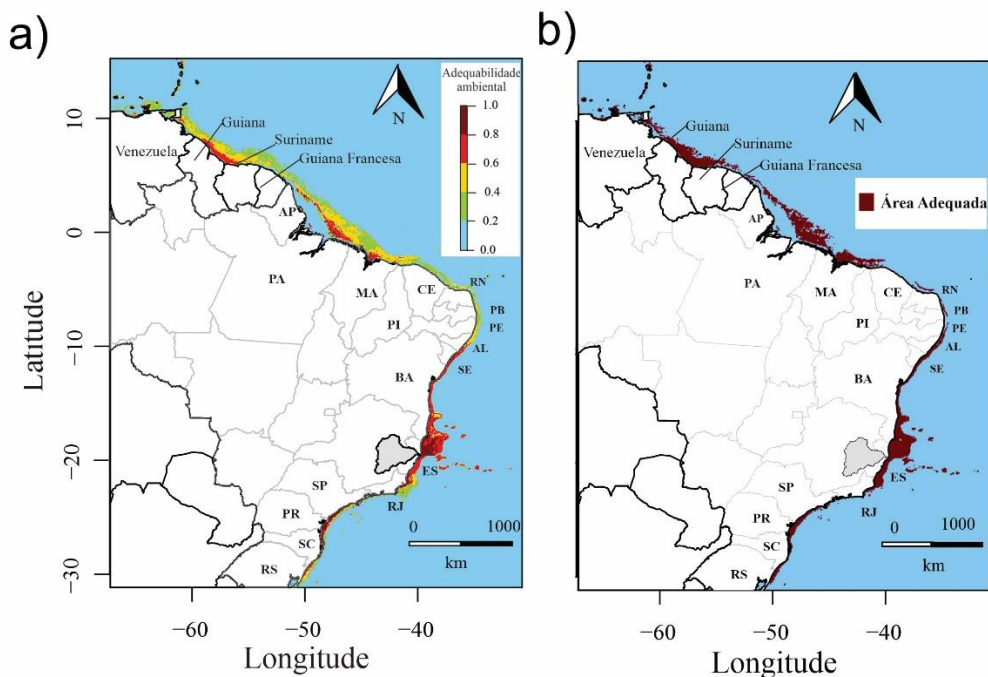


FIGURA 10- Mapas de adequabilidade ambiental de *Xiphopenaeus kroyeri*. Figura 10a) valores que podem variar de 0 (inadequado) a 1 (altamente adequado); Figura 10b) binarizado, evidenciando locais onde existe adequabilidade ambiental, representados pela cor bordô.

3.2 Riqueza potencial de peneídeos nas Unidades de Conservação (UC's) atingidas pela pluma de rejeito

Para *A. longinaris*, as UC's que apresentam adequabilidade para a presença da espécie são: APA Costa das Algas, REBIO de Comboios e REVIS de Santa Cruz. Em relação a *P. americanus*, todas as UC apresentam adequabilidade para sua presença. Contudo, PARNA Marinho de Abrolhos, REBIO de Comboios e RESEX de Cassurubá apresentam células no mapa que não possuem adequabilidade ambiental para a espécie. Para *P. serrata* apenas APA Costa das Algas, REBIO de Comboios e REVIS de Santa Cruz apresentam adequabilidade para a espécie, sendo que na APA Costa das Algas e REBIO de Comboios somente alguns locais são adequados. Todas as UC's apresentam adequabilidade para abrigar *P. brasiliensis*. A respeito de *P. paulensis*, APA Costa das Algas, REBIO de Comboios e REVIS de Santa Cruz apresentam adequabilidade ambiental para espécie, porém REBIO de Comboios apresenta somente alguns locais adequados. Para *P. schmitti*, todas as UC's apresentam adequabilidade. Em relação a *P. subtilis*, todas as UC's podem abrigar a espécie, sendo que PARNA Marinho de Abrolhos e REBIO de Comboios a adequabilidade é evidenciada somente em alguns pontos. Para *X. dincao* e *X. kroyeri*, todas as UC's apresentam adequabilidade ambiental, porém para a última espécie,

em PARNA Marinho de Abrolhos e REBIO de Comboios somente alguns locais são adequados (Tabela 1).

REVIS de Santa Cruz foi a UC que apresentou adequabilidade ambiental para potencialmente abrigar um maior número médio de espécies da família Penaeidae (Tabela 1; Figura 11). Em sequência, as UC's que apresentaram maior adequabilidade foram APA Costa das Algas, REBIO de Comboios, RESEX Cassurubá e PARNA Marinho dos Abrolhos (Tabela 1; Figuras 12, 13, 14, 15).

TABELA 1- Riqueza potencial de camarões peneídeos nas UC's atingidas pelo rejeito da barragem de Fundão.

Espécies	APA Costa das Algas	PARNA Marinho dos Abrolhos	REBIO de Comboios	RESEX Cassurubá	REVIS Santa Cruz
<i>Artemesia longinaris</i>	1	0	1	0	1
<i>Parapenaeus americanus</i>	1	0,4	0,8	0,8	1
<i>Penaeopsis serrata</i>	0,6	0	0,3	0	1
<i>Penaeus brasiliensis</i>	1	1	1	1	1
<i>Penaeus paulensis</i>	1	0	0,8	0	1
<i>Penaeus schmitti</i>	1	1	1	1	1
<i>Penaeus subtilis</i>	1	0,9	0,8	1	1
<i>Xiphopenaeus dincao</i>	1	1	1	1	1
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	1	0,8	0,8	1	1
Total	8,6	5,1	7	5,8	9

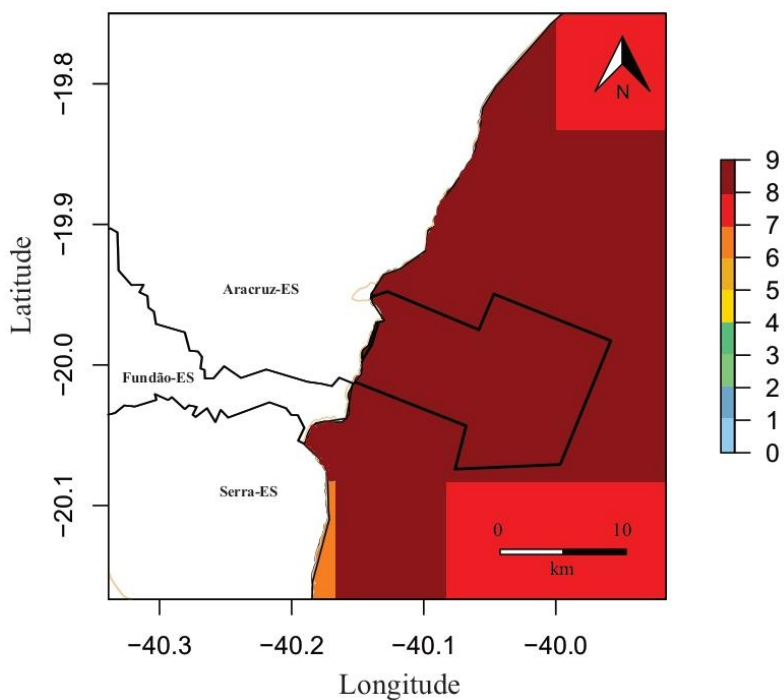


FIGURA 11- Riqueza potencial de camarões peneídeos na UC REVIS de Santa Cruz (delimitada pelo polígono preto).

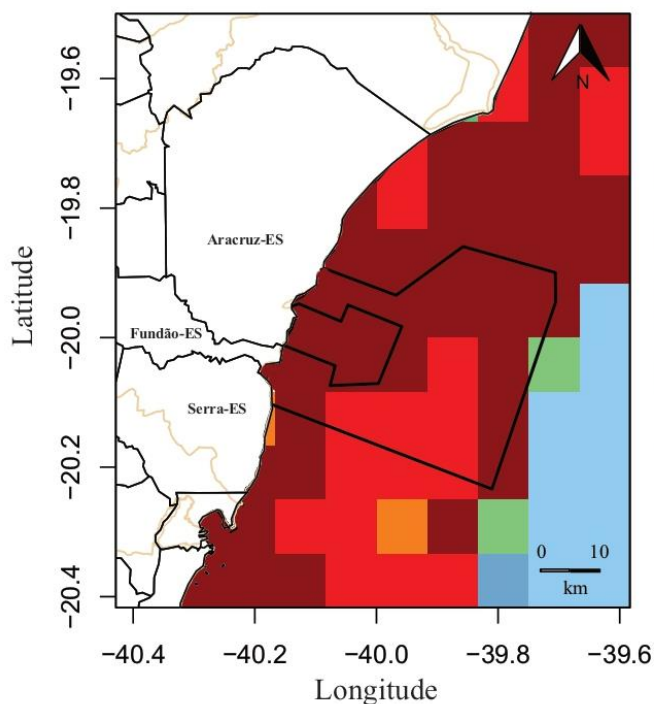


FIGURA 12- Riqueza potencial de camarões peneídeos na UC APA Costa das Algas (delimitada pelo polígono preto). Em destaque na cor bege, está representada a malha hídrica continental.

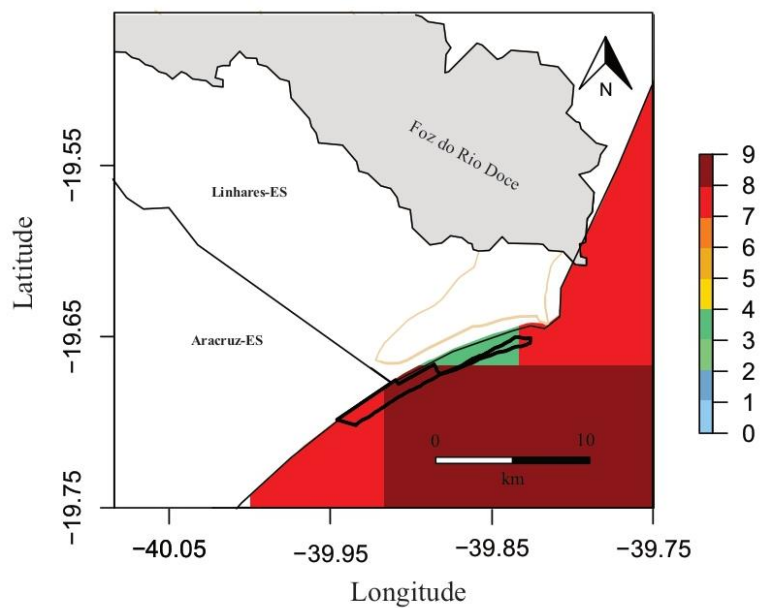


FIGURA 13- Riqueza potencial de camarões peneídeos na UC REBIO de Comboios (delimitada pelo polígono preto). Em destaque na cor bege, está representado a malha hídrica continental.

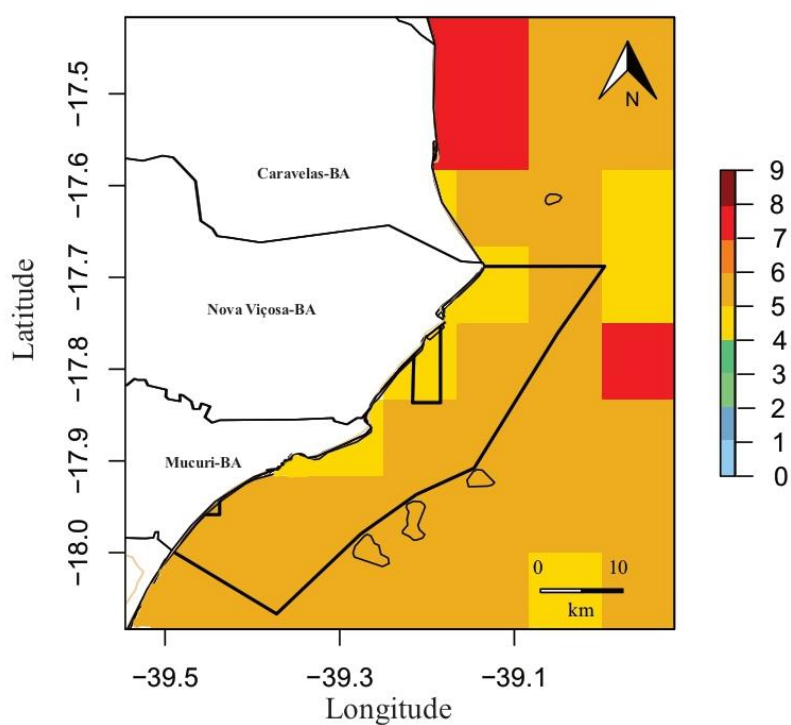


FIGURA 14- Riqueza potencial de camarões peneídeos na UC RESEX de Cassurubá (delimitada pelo polígono preto). Em destaque na cor bege, está representado a malha hídrica continental.

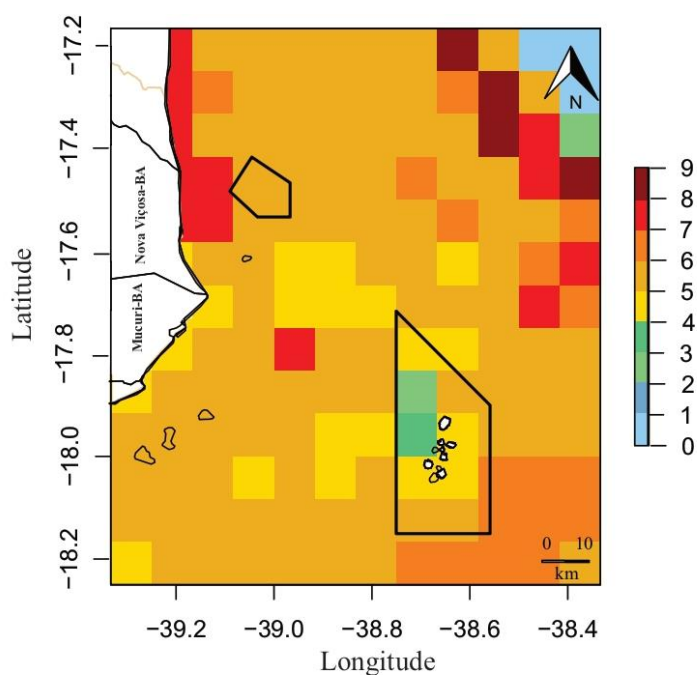


FIGURA 15- Riqueza potencial de camarões peneídeos na UC PARNA Marinho de Abrolhos (delimitada pelo polígono preto). Em destaque na cor bege, está representado a malha hídrica continental.

3.2 Dimensão espacial do impacto da pluma de rejeito sobre os camarões peneídeos

Das espécies avaliadas nesse estudo, *X. dincao* e *X. kroyeri* foram as mais impactadas pela pluma de rejeito de acordo com os resultados obtidos, sendo que para *X. dincao* e *X. kroyeri*, 1,12% e 0,81% da área adequada para sua presença foi impactada, respectivamente. Já a espécie que teve uma menor quantidade de área adequada impactada foi *P. serrata*, com apenas 0,04%. Para as demais espécies, os valores em % da área impactada variam de 0,29 a 0,61 (Tabela 2). Em relação ao índice de amplitude de nicho, todas as espécies apresentam valores parecidos (Tabela 3).

TABELA 2- Área adequada (Área.adeq) para a presença das espécies em km², de acordo com os modelos de nicho ecológico, sendo demonstrada a quantidade dessa área que foi impactada pela pluma de rejeito de menor e maior concentração em km² e % da área total de adequabilidade ambiental para cada espécie.

Espécies	Área.adq	Pluma(Menor)	Pluma(Maior)	Menor %	Maior %	Total (%)
<i>Artemesia longinaris</i>	6 380 526	33 821	5 635	0,53	0,08	0,61
<i>Parapenaeus americanus</i>	29 274 376	73 784	11 383	0,25	0,04	0,29
<i>Penaeopsis serrata</i>	56 083 327	17 368	3 380	0,03	0,01	0,04
<i>Penaeus brasiliensis</i>	37 220 385	72 315	11 790	0,19	0,03	0,22
<i>Penaeus paulensis</i>	3 031 715	4 250	7 091	0,14	0,23	0,37
<i>Penaeus schmitti</i>	21 896 884	69 377	11 630	0,32	0,05	0,37
<i>Penaeus subtilis</i>	16 942 356	60 084	11 225	0,35	0,07	0,42
<i>Xiphopenaeus dincao</i>	6 159 618	57 585	11 548	0,93	0,19	1,12
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	9 111 984	62 408	11 306	0,68	0,12	0,81

TABELA 3- Índice de amplitude de nicho (NB1 e NB2) calculados para todas as espécies, utilizando-se os modelos de nicho ecológico.

Espécie	NB1	NB2
<i>Artemesia longinaris</i>	0,843 ± 0,010	0,118 ± 0,012
<i>Parapenaeus americanus</i>	0,857 ± 0,009	0,092 ± 0,009
<i>Penaeopsis serrata</i>	0,846 ± 0,001	0,085 ± 0,001
<i>Penaeus brasiliensis</i>	0,827 ± 0,012	0,070 ± 0,007
<i>Penaeus paulensis</i>	0,808 ± 0,012	0,104 ± 0,009
<i>Penaeus schmitti</i>	0,770 ± 0,001	0,048 ± 0,004
<i>Penaeus subtilis</i>	0,795 ± 0,011	0,060 ± 0,005
<i>Xiphopenaeus dincao</i>	0,898 ± 0,034	0,194 ± 0,042
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	0,836 ± 0,039	0,100 ± 0,033

A seguir estão apresentados os mapas de adequabilidade ambiental binarizados de todas as espécies, evidenciando os locais que possuem adequabilidade para que a espécie potencialmente esteja presente. Com sobreposição das extensões da pluma de rejeito de maior e menor concentração (Figuras 16-24).

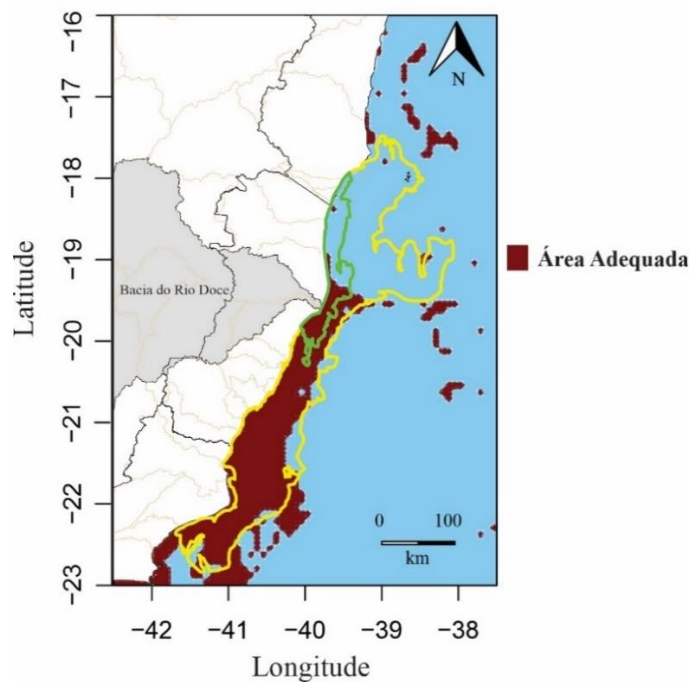


FIGURA 16- Mapa de adequabilidade ambiental de *Artemesia longinaris* na região de interesse. Polígono amarelo representa a pluma de menor concentração e o polígono verde a pluma de maior concentração. Linhas em bege indicam os principais rios ao longo da costa na região impactada.

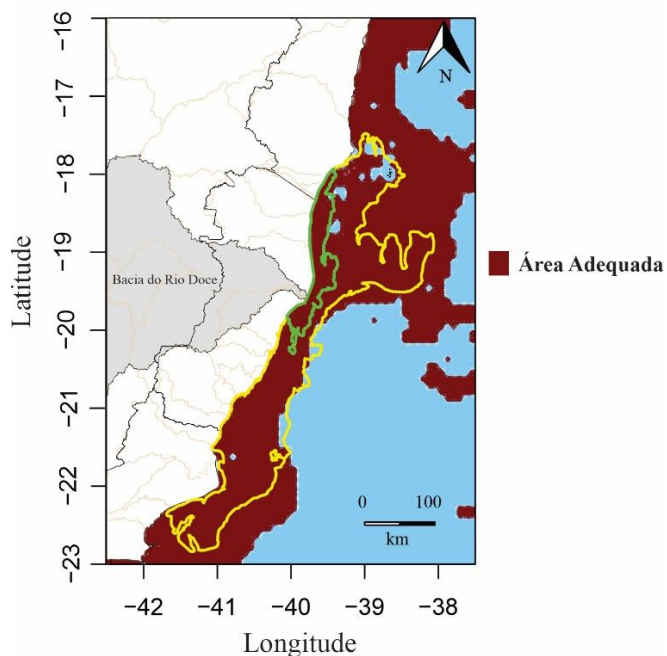


FIGURA 17- Mapa de adequabilidade ambiental de *Parapenaeus americanus* na região de interesse. Polígono amarelo representa a pluma de menor concentração e o polígono verde a pluma de maior concentração. Linhas em bege indicam os principais rios ao longo da costa na região impactada.

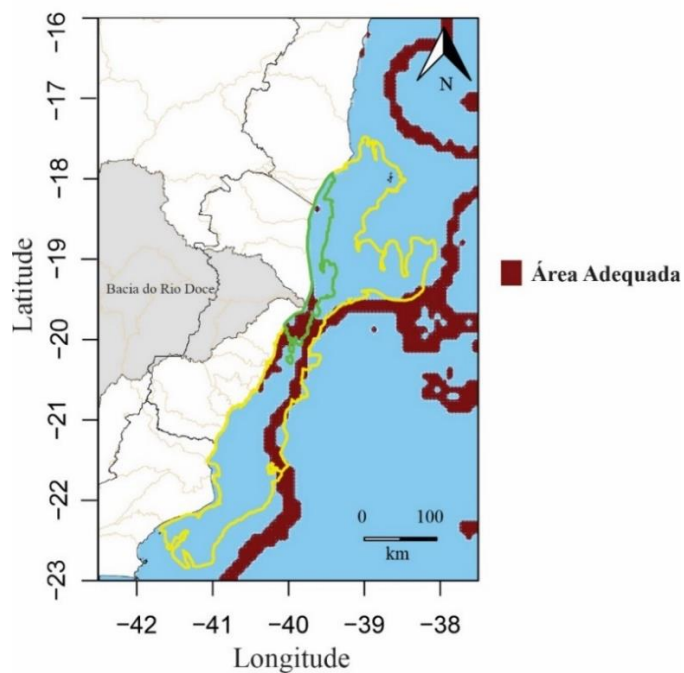


FIGURA 18- Mapa de adequabilidade ambiental de *Penaeopsis serrata* na região de interesse. Polígono amarelo representa a pluma de menor concentração e o polígono verde a pluma de maior concentração. Linhas em bege indicam os principais rios ao longo da costa na região impactada.

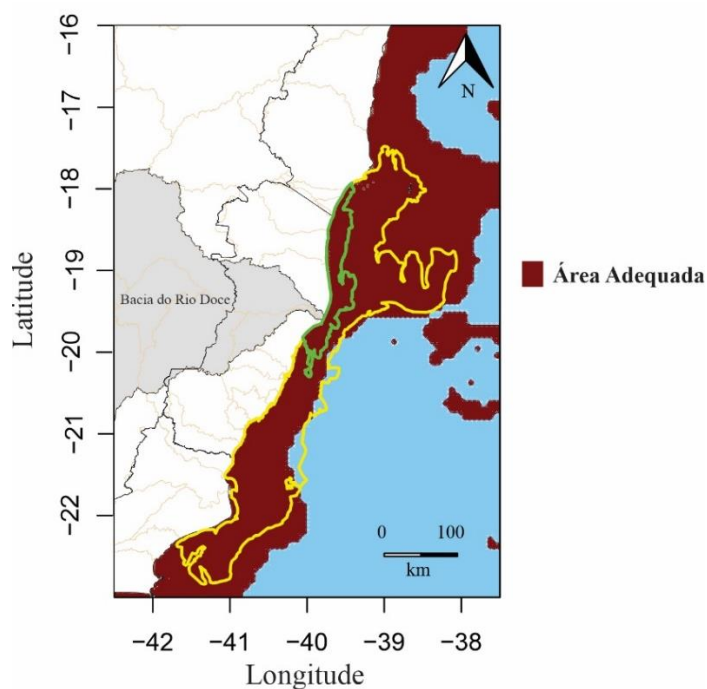


FIGURA 19- Mapa de adequabilidade ambiental de *Penaeus brasiliensis* na região de interesse. Polígono amarelo representa a pluma de menor concentração e o polígono verde a pluma de maior concentração. Linhas em bege indicam os principais rios ao longo da costa na região impactada.

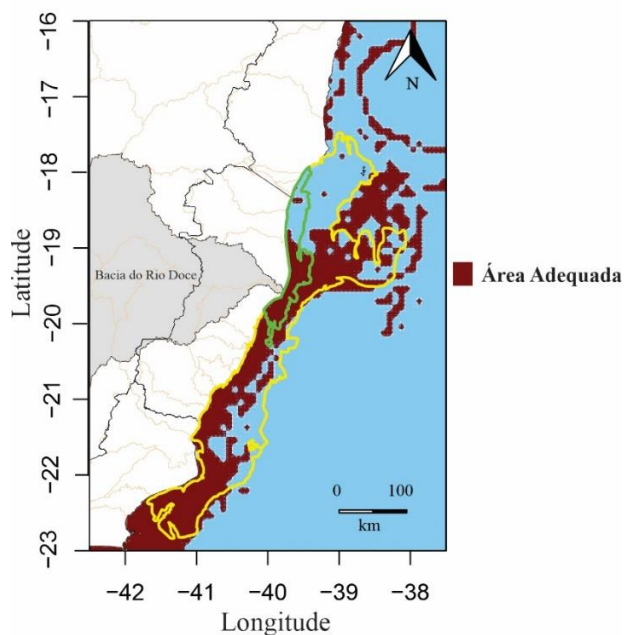


FIGURA 20- Mapa de adequabilidade ambiental de *Penaeus paulensis* na região de interesse. Polígono amarelo representa a pluma de menor concentração e o polígono verde a pluma de maior concentração. Linhas em bege indicam os principais rios ao longo da costa na região impactada.

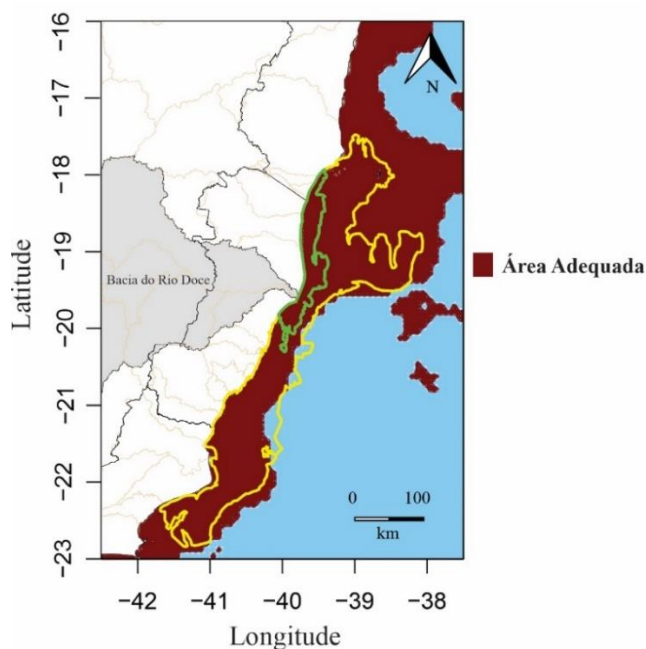


FIGURA 21- Mapa de adequabilidade ambiental de *Penaeus schmitti* na região de interesse. Polígono amarelo representa a pluma de menor concentração e o polígono verde a pluma de maior concentração. Linhas em bege indicam os principais rios ao longo da costa na região impactada.

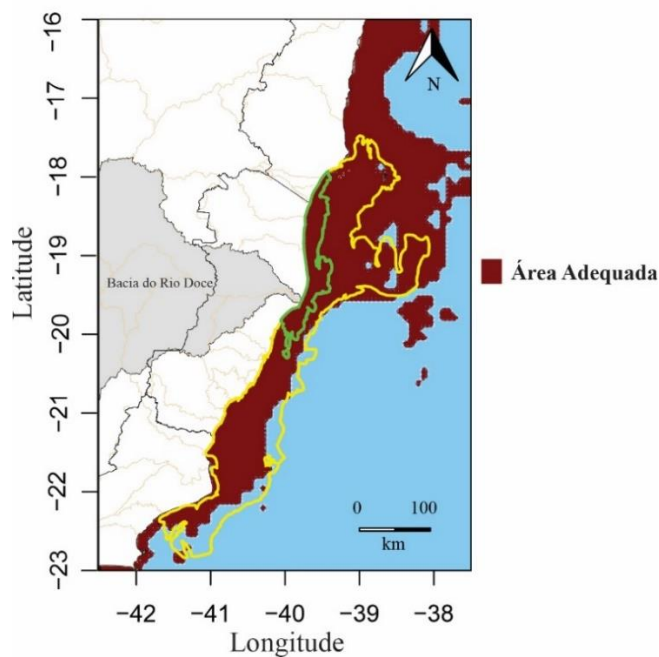


FIGURA 22- Mapa de adequabilidade ambiental de *Penaeus subtilis* na região de interesse. Polígono amarelo representa a pluma de menor concentração e o polígono verde a pluma de maior concentração. Linhas em bege indicam os principais rios ao longo da costa na região impactada.

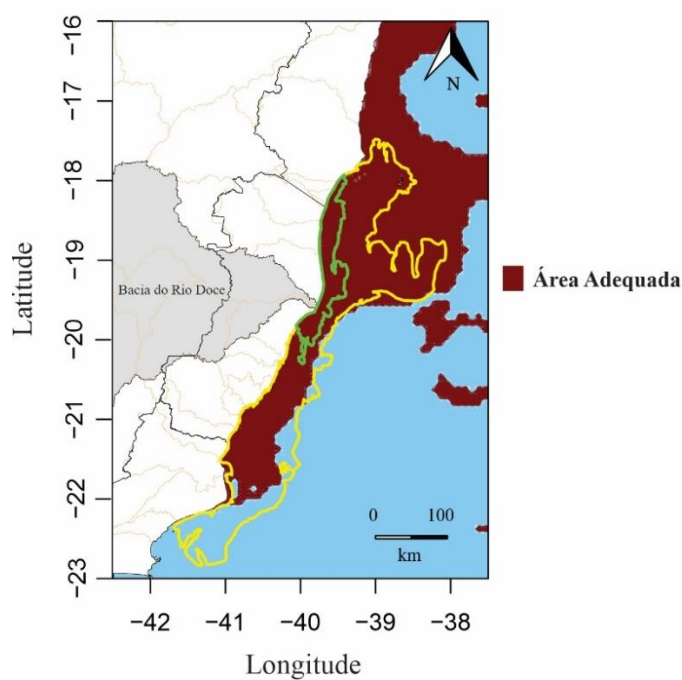


FIGURA 23- Mapa de adequabilidade ambiental de *Xiphopenaeus dincao* na região de interesse. Polígono amarelo representa a pluma de menor concentração e o polígono verde a pluma de maior concentração. Linhas em bege indicam os principais rios ao longo da costa na região impactada.

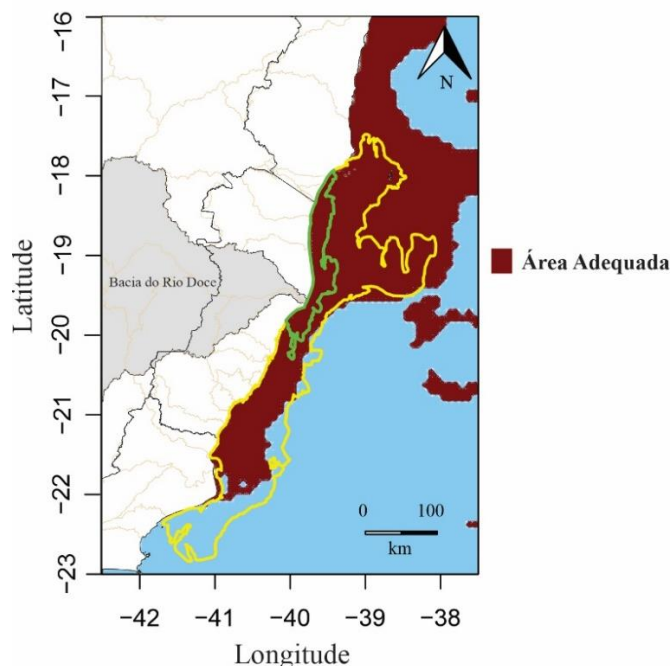


FIGURA 24- Mapa de adequabilidade ambiental de *Xiphopenaeus kroyeri* na região de interesse. Polígono amarelo representa a pluma de menor concentração e o polígono verde a pluma de maior concentração. Linhas em bege indicam os principais rios ao longo da costa na região impactada.

4. DISCUSSÃO

4.1 Riqueza potencial de peneídeos nas Unidades de Conservação (UC's) atingidas pelo rejeito

A REVIS de Santa Cruz apresentou adequabilidade ambiental para abrigar todas as espécies de peneídeos avaliadas nesse estudo. Parte dessa UC está presente em uma região que foi impactada pela pluma de rejeito de maior concentração. Na região dessa UC encontra-se um importante manguezal, o qual consiste em um ecossistema costeiro de transição entre os ambientes terrestre e marinho (Schaeffer-Novelli *et al.* 2000). Este ecossistema desempenha importantes funções ecológicas, servindo como áreas de concentração e ciclagem de nutrientes, alimentação, abrigo e proteção da zona costeira, podendo dessa forma ser um importante refúgio para os peneídeos (Lacerda, 1986; Pereira Filho & Alves, 1999; Correia & Sovierzoski, 2005). São consideradas regiões que contribuem para produtividade primária na zona costeira, oferecendo, portanto, recursos alimentares para esses crustáceos (Da Motta Sobrinho, 2009). Vale ressaltar que são ecossistemas vulneráveis às ações antrópicas e vêm sofrendo com o

processo de ocupação da costa, deposição de lixo, poluição e contaminação (Almeida, 1996; Oliveira, 2004; Da Motta Sobrinho, 2009, Dos Santos, 2010).

Outro fator que pode ser atribuído à REVIS de Santa Cruz é a heterogeneidade de tipologias do substrato marinho e a elevada variedade de sedimentos que o recobrem (ICMBIO, 2022). Por serem bentônicos, características dos substratos influenciam na distribuição desses camarões na natureza (Costa *et al.* 2007; Freire *et al.* 2011). A variedade de tipos de substrato, portanto, proporciona diferentes tipos de habitats para as espécies avaliadas no presente estudo, visto que possuem diversos hábitos em relação ao tipo de substrato em que ocorrem (Dall *et al.* 1990; Boos *et al.* 2016; ICMBIO, 2022). Assim, as condições do substrato apresentam grande importância para os camarões peneídeos.

O monitoramento da região afetada se faz necessário, uma vez que ainda existem depósitos de rejeito tanto nas margens quanto na calha do rio, sendo esse material disponibilizado na coluna d'água e, possivelmente transportado para a foz e para o litoral, principalmente nos períodos mais chuvosos (Bastos, 2017). Dessa forma, REVIS de Santa Cruz, além de auxiliar na recomposição dos recursos biológicos (ICMBIO, 2021), pode ser utilizada em programas de monitoramento do impacto utilizando-se os camarões peneídeos como grupo modelo. Utilizar esse grupo para o monitoramento do impacto parece pertinente, visto a importância ecológica e econômica que representa. Além do fato de que esses animais possuem a capacidade em acumular metais em seus corpos, os quais podem se biomagnificar, sendo transferidos aos níveis tróficos superiores através da cadeia alimentar, promovendo diversos danos aos organismos (Cummins, 1992; Cremona *et al.* 2008; Galvão, 2010; Mitra *et al.* 2012; Souza, 2017).

Outras UC's que apresentaram grande riqueza potencial foram APA Costa das Algas e REBIO de Comboios, ambas localizadas ao sul da foz do rio Doce e estão próximas a REVIS de Santa Cruz, portanto compartilham em grande parte das mesmas características ambientais. RESEX de Cassurubá e PARNA Marinhos dos abrolhos estão ao norte da região impactada e foram as UCs que apresentaram menor valor de riqueza potencial para as espécies de peneídeos avaliadas. Para espécies como *A. longinaris*, *Penaeopsis serrata* e *P. paulensis*, essas UC's não possuem nenhuma adequabilidade. Elucidando o resultado obtido, a primeira e última espécies citadas anteriormente, são encontradas em regiões mais frias, no sentido norte da costa brasileira com acréscimo de temperatura sua adequabilidade decresce, de forma que as UC's ao norte não possuem adequabilidade para elas (Boschi, 1969; Peixoto *et al.* 2003). Já *P. serrata* ocorre preferencialmente em batimetrias mais profundas, que não ocorrem na região dessas UC's (Pérez-Farfante, 1979; D'Incao, 1995).

É importante ressaltar que as duas UCs ao norte da foz do rio Doce, PARNA Marinho dos Abrolhos e RESEX de Cassurubá, foram as que registraram menor riqueza potencial, nesses locais a pluma de rejeito foi de menor concentração. Enquanto as três UCs ao sul e mais próximas da foz, APA Costa das Algas, REBIO de Combois e REVIS de Santa Cruz, foram aquelas com maior riqueza potencial e também as mais impactadas total ou parcialmente pela pluma de maior concentração, sendo necessária uma atenção especial direcionada a essas áreas em termos de propostas de restauração das populações de peneídeos.

4.2 Estimativa da área de adequabilidade ambiental para os camarões peneídeos impactada pela pluma de rejeitos

Dentre as espécies de peneídeos avaliadas nesse estudo, *X. dincao* e *X. kroyeri* foram aquelas com maior percentual de área adequada impactada pela pluma de rejeito. Respectivamente, 1,12 e 0,8% das áreas adequadas para a presença dessas espécies foram atingidas pela pluma independente da sua concentração. Nesse cenário, torna-se importante ressaltar que as projeções dos modelos dessas espécies evidenciaram menores áreas com adequabilidade ambiental, em comparação com outras espécies estudadas. Outras espécies que possuem extensão de áreas adequadas com valores próximos são *A. longinaris* e *P. paulensis*. Contudo, áreas de grande adequabilidade para essas últimas duas espécies se concentram do litoral do Rio de Janeiro ao sul da costa brasileira, representando uma pequena porção da área afetada. Já para *X. dincao* e *X. kroyeri*, as áreas de maior adequabilidade se concentram ao norte do litoral capixaba, sendo que a região afetada representa uma área de grande adequabilidade ambiental para essas espécies, podendo esse fato ter contribuído com os resultados obtidos.

Em sequência, as espécies mais afetadas foram *A. longinaris*, *P. subtilis*, *P. paulensis*, *P. schmitti*, *P. americanus*, *P. brasiliensis* e *P. serrata*. Portanto, dentre todas as espécies aqui estudadas, aquela que teve a área de adequabilidade ambiental menos afetada pela pluma foi *P. serrata*. Tal resultado pode ser em razão de que, essa espécie pode ocorrer em uma região mais ampla em relação às demais avaliadas nesse estudo (56 083 327 km² de áreas adequadas), além de apresentar preferências por locais com maiores profundidades e mais distantes da costa (D’Incao, 1995), fato que pode contribuir para que a espécie tenha maior adequabilidade em locais mais distantes da área impactada.

A pluma de rejeito era composta principalmente por metais. Portanto, pelo fato dos camarões apresentarem hábito bentônico e ficarem em contato direto com o substrato (Simpson

et al. 2005), as chances de entrarem em contato com esses poluentes são grandes. Não se sabe ao certo quais efeitos foram sentidos por esses camarões na região afetada. Entretanto, alguns estudos apontam que os crustáceos são sensíveis à exposição a metais, podendo causar alterações nas taxas de crescimento (Wu & Chen, 2005), retardo no crescimento ovariano (Rodríguez, 2007), alteração em questões reprodutivas (Lussier, 1985), inibição da sua ação predatória, além de mortalidade direta causadas por altas concentrações (Santos, 2000). Portanto, se efeitos semelhantes aos encontrados na literatura científica tiverem sido vivenciados por esses camarões na região afetada, é possível que tenha havido alterações em suas condições fisiológicas e comportamentais e, em locais com altas concentrações de rejeito, até a mortalidade dos indivíduos, alterando assim, a dinâmica das populações na região.

De acordo com a ordem decrescente dos modelos de nicho ecológicos, as espécies que possuem maior área ambientalmente adequada são *P. serrata*, *P. brasiliensis*, *P. americanus*, *P. schmitti*, *P. subtilis*, *X. kroyeri*, *A. longinaris*, *X. dincao* e *P. paulensis*. Características como tamanho da faixa geográfica que uma espécie ocupa e a amplitude de nicho podem influenciar o quão uma espécie é resistente a diferentes tipos de alterações ambientais (Rabinowitz, 1981; Saupe *et al.* 2015), sendo que a amplitude do nicho, por vezes, pode explicar pelo menos parte da variação no tamanho da área geográfica entre os táxons (Slatyer *et al.* 2013). Além disso, o tamanho da distribuição geográfica pode ser influenciado por fatores como heterogeneidade ambiental, requerimentos de nicho e mudanças em larga escala em habitats (Lester *et al.* 2007).

Xiphopenaeus dincao e *X. kroyeri* foram as espécies mais afetadas pela pluma de rejeito e possuem uma estreita faixa de área adequada para sua presença se comparada com a maioria das espécies avaliadas e, apesar de muitas vezes a amplitude de nicho estar relacionada com a faixa geográfica que a espécie ocupa (Slatyer *et al.* 2013), os valores de amplitude obtidos para todas as espécies foram bem parecidos, independente da área geográfica que a espécie pode ocupar. Resultados semelhantes também podem ser encontrados em que a amplitude de nicho não está associada ao tamanho do alcance geográfico das espécies (Boyles & Storm, 2007). Cabe destacar que de forma geral, os camarões peneídeos já sofrem em regiões estuarinas e marinhas devido à pesca intensiva e a introdução de espécies exóticas (D'Incao *et al.* 2002; Maggione *et al.* 2003). Tais ameaças somadas à degradação e poluição ambiental tornam o cenário ainda mais crítico (Boos *et al.* 2016; Young *et al.* 2016; Alava, 2019). Ainda, tais ameaças acrescidas de fatores como um reduzido tamanho de alcance geográfico podem representar um séria ameaça para esses camarões, de forma que uma melhor compreensão sobre questões relacionadas ao tamanho da distribuição geográfica das espécies pode auxiliar em

previsões dos impactos ambientais, conduzindo de forma mais eficiente ações de conservação (Almeida, 2020).

Como mencionado anteriormente, ainda existem depósitos de rejeito, sendo esse material disponibilizado na coluna d'água e, possivelmente transportado para a foz e para o litoral nos períodos mais chuvosos (Bastos, 2017). Fato esse que pôde ser constatado por um estudo realizado por, Gabriel e colaboradores (2020), na foz do rio Doce quase dois anos após o desastre com peixes associados tipicamente a sedimento de fundo, o qual revelou uma bioacumulação de metais não expressa anteriormente ao desastre em peixes do estuário do rio Doce. Os pesquisadores relatam que é muito improvável que os peixes amostrados 1,7 anos após o desastre tenham sobrevivido aos impactos agudos do rejeito, sugerindo dessa forma, a transferência de traços de metais dos sedimentos para a biota estuarina (Gabriel *et al.* 2020). Conseqüentemente, os efeitos desses metais possivelmente ainda estão sendo vivenciados pelos organismos e conseqüentemente pela população, sendo fundamental a realização de mais estudos e a implementação de ações direcionadas à conservação na região afetada. Trabalhos semelhantes a este podem auxiliar em uma melhor compreensão dos efeitos que desastres ambientais podem exercer sob os organismos.

5.REFERÊNCIAS

Alava, J. J. (2019). Ocean pollution and warming oceans: toward ocean solutions and natural marine bioremediation. *Predicting Future Oceans*. Elsevier, p. 495-518. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817945-1.00046-0>.

Allouche, O., Tsoar, A., Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of applied ecology*, v. 43, n. 6, p. 1223-1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>.

Almeida, S. S. (1996). Identificação e avaliação de impactos ambientais e uso da flora em manguezais paraenses. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi, Série Ciências da Terra.*, v. 8, p. 31-46. <https://repositorio.museu-goeldi.br/handle/mgoeldi/647>.

Almeida, R. G. (2020). *Relação entre capacidade de dispersão, tolerância ambiental e tamanho da distribuição geográfica em Artibeus (Mammalia, Chiroptera)*. 42 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução). <http://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tede/10403>.

Ami, D., Cartigny, P., Rapaport, A. (2005). Can marine protected areas enhance both economic and biological situations? *Comptes Rendus Biologies*, v. 328, n. 4, p. 357-366. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2004.10.018>.

Bastos, A. C. *et al.* (2017). Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG–novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados. *Relatório de Pesquisa*. Departamento de Oceanografia - Universidade Federal do Espírito Santo.

Boos, H. *et al.* (2016). Avaliação dos Camarões Peneídeos (Decapoda: Penaeidae). *Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014*. Porto Alegre/RS, Sociedade Brasileira de Carcinologia - Cap. 23: p. 300-317.

Boyles, J. G., Storm, J. J. (2007). The perils of picky eating: dietary breadth is related to extinction risk in insectivorous bats. *PLoS One*, 2(7), e672. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000672>.

Campos, E. *et al.* (2012). Interreações Oceano-Continente no Cenário das Mudanças Globais. *Academia Brasileira de Ciências*. p. 1-9.

Carvalho, C. D. (2013). *Crescimento e mortalidade do camarão branco Litopenaeus schmitti (Burkenroad, 1936) (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) em ambiente natural e em confinamento*. 77 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. <https://tede.ufrjr.br/jspui/handle/jspui/3480>.

Castilho, A. L. *et al.* (2007). The relationship between environmental variation and species abundance in shrimp community (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea) in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 88, n. 1, p. 119-123. <https://doi.org/10.1017/S0025315408000313>.

Costa, R. C. *et al.* (2007). Abundance and ecological distribution of the " sete-barbas" shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeoidea) in three bays of the Ubatuba region, southeastern Brazil. *Gulf and Caribbean Research*, 19(1), 33-41. <https://doi.org/10.18785/gcr.1901.04>.

Costa, R. *et al.* (2010). Population biology of shrimp *Artemesia longinaris* (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) from the southern coast of Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(4), 663-669. [10.1017/S002531540999124X](https://doi.org/10.1017/S002531540999124X).

Correia, M. D., Sovierzoski, H. H. (2005). Ecossistemas marinhos: recifes, praias e manguezais. *Série: Conversando sobre Ciências em Alagoas*. Alagoas: Edufal, II. Título. III. Série, 55p.

Cremona, F., Planas, D., Lucotte, M. (2008). Assessing the importance of macroinvertebrate trophic dead ends in the lower transfer of methylmercury in littoral food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 65, n. 9, p. 2043-2052. <https://doi.org/10.1139/F08-116>.

Cummins, K. W. (1992). Invertebrates. In: Calow, P. & G.E. Petts (eds), *The Rivers Handbook*, Vol. 1. *Blackwell Scientific Publications*, Oxford: p. 234–250.

Da Motta Sobrinho, M. A., De Andrade, A. C. (2009). O desafio da conservação de manguezais em áreas urbanas: identificação e análise de conflitos socioambientais no Manguezal do Pina–Recife/PE. *Revista Unimontes Científica*, v. 11, n. 1/2, p. 8-16.

Dall, W. H. B. J. *et al.* (1990). The biology of the Penaeidae. *The biology of the Penaeidae*. v. 27.

De Freitas Muniz, D. H., Oliveira-Filho, E. C. (2006). Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. *Universitas: Ciências da saúde*, 4(1), 83-100.
<https://doi.org/10.5102/ucs.v4i1.24>.

Dos Santos, A. L. G., Furlan, S. Â. (2010). Estudo multitemporal do manguezal de Peruíbe-SP, entre 1962 e 2005. *GEOUSP Espaço e Tempo (Online)*, v. 14, n. 2, p. 167-178.
10.11606/issn.2179-0892.geousp.2010.74176.

D’Incao, F., Valentini, H., Rodrigues, L.F. (2002). Avaliação da pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. *Atlântica*, 24, 103 116.
<http://repositorio.furg.br/handle/1/5716>.

Eutrópio, F. J. *et al.* (2013). Population parameters of the shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Penaeidae), caught by artisanal fisheries in Anchieta, Espírito Santo State. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 35, n. 2, p. 141-147.
<https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v35i2.13408>.

Fournier, J., PANIZZA, A. de C. (2003). Contribuições das áreas marinhas protegidas para a conservação e a gestão do ambiente marinho. *Raega-O Espaço Geográfico em Análise*, 7, 10.5380/raega.v7i0.3351.

Freire, F. A. M., Luchiari, A. C., Fransozo, V. (2011). Environmental substrate selection and daily habitual activity in *Xiphopenaeus kroyeri* shrimp (Heller, 1862) (Crustacea: Penaeoidea). *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, v.40, p.325-33.
<http://nopr.niscair.res.in/handle/123456789/12421>.

Gabriel, F. A. *et al.* (2020). Contamination and oxidative stress biomarkers in estuarine fish following a mine tailing disaster. *PeerJ*, v. 8, p. e10266.
<https://doi.org/10.7717/peerj.10266>

Galvão, R. C. F. (2010). *Espécies de camarões como biomonitoras da contaminação por mercúrio na bacia do Rio Madeira*. 62 p. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente (PGDRA), Fundação Universidade Federal de Rondônia (UNIR), Porto Velho.

Gomes, L. E. O. *et al.* (2017). The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 120, n. 1-2, p. 28-36.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.056>.

Heckler, G. S. *et al.* (2007). Habitat preferencial entre juvenis e adultos do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda, Penaeidae) na região de Ubatuba, São Paulo. In *CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL* (Vol. 8, pp. 23-28).

IBAMA (1991). PLANO DE MANEJO Parque Nacional Marinho dos Abrolhos .Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/parnaabrolhos/images/stories/downloads/Plano_de_Manejo_-_Parque_Nacional_Marinho_dos_Abrolhos.pdf. Acesso em: 20/01/2022.

IBAMA. (2016). Rompimento da Barragem de Fundão: Documentos relacionados ao desastre da Samarco em Mariana/MG. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/notas/2020/rompimento-da-barragem-de-fundao-documentos-relacionados-ao-desastre-da-samarco-em-mariana-mg>. Acesso em: 10/08/2020.

ICMBIO. (2016). IBAMA e ICMBIO apuram se lama atingiu Abrolhos. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/4-destaques/7462-ibama-e-icmbio-apuram-se-lama-atingiu-abrolhos>. Acesso em: 05/07/2020.

ICMBIO (2017). Monitoramento da Pluma de Sedimentos Proveniente da Barragem de Fundão. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/nota_tecnica_23_2017_Tamar_ICMBio_monitoramento_pluma.pdf. Acesso em: 05/07/ 2020.

ICMBIO (2019). PLANO DE MANEJO DA RESERVA EXTRATIVISTA DE CASSURUBÁ. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-de-manejo/plano_de_manejo_resex_de_cassuruba_planejamento_vol2.pdf. Acesso em: 20/01/2011.

ICMBIO (s.d). Unidade de Conservação: REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE DE SANTA CRUZ. Disponível em: <http://sistemas.mma.gov.br/cnuc/index.php?ido=relatorioparametrizado.exibeRelatorio&relatorioPadrao=true&idUc=1911>. Acesso em: 21/03/2022.

ICMBIO (s.d). ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL COSTA DAS ALGAS E REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE DE SANTA CRUZ. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/apacostadasalgas/>. Acesso em :20/01/2022.

ICMBIO (s.d). REBIO de Comboios. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/rebio-de-comboios>. Acesso em: 20/01/2022.

Iwai, M. (1973). Pesca exploratória e estudo biológico sobre o camarão na costa Centro/Sul do Brasil com o Navio Oceanográfico “Prof. W. Besnard” em 1969-1971. *SUDELPA / IOUSP*, São Paulo, 71p.

Jones, G. B., Mercurio, P., Olivier, F. (2000). Zinc in fish, crabs, oysters, and mangrove flora and fauna from Cleveland Bay. *Marine Pollution Bulletin*, v. 41, n. 7-12, p. 345-352. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00132-6](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00132-6).

Kabata-Pendias, A. Trace elements in soils and plants. (2011). 4. ed. Boca Raton: CRC Press, 505 p.

Kumar, A. B., Deepthi, G. R. (2006). Trawling and by-catch: Implications on marine ecosystem. *Current Science*, v. 90, n. 8, p. 922-931.

Lacerda, L. D de. (1986). Pesquisas brasileiras sobre ciclagem de nutrientes em ecossistemas costeiros: identificação de prioridades. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 1, n. 1, p. 3-27.

Lester, S. E. *et al.* (2007). The relationship between dispersal ability and geographic range size. *Ecology Letters*. 745–758.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01070.x>.

Liu. C. *et al.* (2005). Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* (Cop). [28:385–393].
10.1111/j.0906-7590.2005.03957. x.

Lussier, S. M., Gentile, J. H., Walker, J. (1985). Acute and chronic effects of heavy metals and cyanide on *Mysidopsis bahia* (crustacea: mysidacea). *Aquatic Toxicology*, 7(1-2), 25–35.
10.1016/0166-445x (85)90034-7.

Maggioni, R., Rogers, A. D., & Maclean, N. (2003). Population structure of *Litopenaeus schmitti* (Decapoda: Penaeidae) from the Brazilian coast identified using six polymorphic microsatellite loci. *Molecular Ecology*, 12(12), 3213-3217.
10.1046/j.1365-294x.2003.01987. x.

Mantelatto, F. L. *et al.* (2016). Composição e distribuição de crustáceos decápodes associados à pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) no litoral norte do estado de São Paulo. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 42, n. 2, p. 307-326.
<https://doi.org/10.20950/1678-2305.2016v42n2p307>.

Marta-Almeida, M. *et al.* (2016). Fundão Dam collapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. *Marine Pollution Bulletin*, v. 112, n. 1-2, p. 359-364.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.07.039>.

Mitra, A. *et al.* (2012). Analysis of trace metals in commercially important crustaceans collected from UNESCO protected world heritage site of Indian Sundarbans. *Turkish journal of fisheries and aquatic sciences*, v. 12, n. 1, p. 53-66.

MPF. Ministério Público Federal. O desastre. (2015). Disponível em:<http://www.mpf.mp.br/grandes-casos/caso-samarco/o-desastre>. Acesso em: 10/08/2020.

Oliveira, J. A. (2004). *Percepção ambiental sobre o manguezal por alunos e professores de uma unidade escolar pública no bairro de Bebedouro, Maceió – Alagoas*. 36 P. Monografia (Especialização em Biologia de Ecossistemas Costeiros) - Universidade Federal de Alagoas, Maceió.

Peixoto JR, S. *et al.* (2003). Comparative analysis of pink shrimp, *Farfantepenaeus paulensis*, and Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, culture in extreme southern Brazil. *Journal of Applied Aquaculture*, v. 14, n. 1-2, p. 101-111.
https://doi.org/10.1300/J028v14n01_07.

Pereira Filho, O., Alves, J. R. P. (1999). Conhecendo o manguezal. *Apostila técnica, Grupo Mundo da Lama*, RJ. 4a ed. 10p.

Pottier, J. *et al.* (2013). The accuracy of plant assemblage prediction from species distribution models varies along environmental gradients. *Global Ecology and Biogeography*, v. 22, n. 1, p. 52-63.

<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00790.x>

Pérez-Farfante, I., KENSLEY. B. (1997). Penaeoid and sergestoid shrimps and prawns of the world: keys and diagnoses for the families and genera. *Mém. Mus. Nat. d'Hist. Nat., Paris*, 175: 1-233.

Rabinowitz, D. (1981). Seven forms of rarity. Pages 205– 217 in *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation*, edited by H. Synge. New York: *Wiley Blackwell*.

Rocha, C. H. B., De Azevedo, L. P. (2015). Avaliação da presença de metais pesados nas águas superficiais da Bacia do Córrego São Mateus, Juiz de Fora (MG), Brasil. *Revista Espinhaço*, 4 (2): 33 44.

<https://doi.org/10.5281/zenodo.3962508>.

Rodríguez, E. M., Medesani, D. A., Fingerman, M. (2007). Endocrine disruption in crustaceans due to pollutants: A review. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A. Molecular & Integrative Physiology*, 146(4), 661–671.

10.1016/j.cbpa.2006.04.030.

SAMARCO. (2016). Compromisso com a reparação. Disponível em: <https://www.samarco.com/reparacao/>. Acesso em junho de 2020.

Santos, M. H. S., Da Cunha, N. T., Bianchini, A. (2000). Effects of copper and zinc on growth, feeding and oxygen consumption of *Farfantepenaeus paulensis* postlarvae (Decapoda: Penaeidae). *Journal of experimental marine biology and ecology*, v. 247, n. 2, p. 233-242.

[https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00152-0](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00152-0).

Saupe, E. E. *et al.* (2015). Niche breadth and geographic range size as determinants of species survival on geological time scales. *Global Ecology and Biogeography*, 24(10), 1159-1169.

<https://doi.org/10.1111/geb.12333>.

Schaeffer-Novelli, Y. *et al.* (2000). Brazilian mangroves. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, v. 3, n. 4, p. 561-570.

<https://doi.org/10.1080/14634980008650693>.

Simpson, S. L. *et al.* (2005) *Handbook for sediment quality assessment*, CSIRO – Centre for environmental contaminants research, Bangor: N. S. W. 117p.

Slatyer, R. A. *et al.* (2013). Niche breadth predicts geographical range size: a general ecological pattern. *Ecology letters*, 16(8), 1104-1114.

<https://doi.org/10.1111/ele.12140>.

Slatyer, R. A. *et al.* (2013). Niche breadth predicts geographical range size: a general ecological pattern. *Ecology letters*, 16(8), 1104-1114.
<https://doi.org/10.1111/ele.12140>.

SOFIA. (2008). The State Of Woeld Fisheries. FAO - Fisheries and Aquaculture Department. Food And Agriculture Organization Of The United Nations, Rome.

Souza, I. D. C. (2017). *Estudo da origem e transferência de metais e metalóides em áreas de manguezal, por meio de análises isotópicas na cadeia trófica e efeitos bioquímicos e morfológicos em Centropomus parallelus Poey, 1860. 169p.* Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais– Universidade Federal de São Carlos.

Syakti A. D, *et al.* (2015). Heavy metal concentrations in natural and human-impacted sediments of Segara Anakan Lagoon, Indonesia. *Environ Monit Assess* 187:4079.
<https://doi.org/10.1007/s10661-014-4079-9>.

Tittensor, D. P. *et al.* (2010). Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature*, v. 466, n. 7310, p. 1098-1101.
<https://doi.org/10.1038/nature09329>.

Tuna, A. L. *et al.* (2007). Sources and distribution of trace metals in the Saricay stream basin of southwestern Turkey. *Environmental monitoring and assessment*, v. 125, n. 1, p. 47-57.
<https://doi.org/10.1007/s10661-006-9238-1>.

Warren, D. L. *et al.* (2010). ENMTools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models. – *Ecography* 33: 607–611.

Wu, J. P., Chen, H. C. (2005). Effects of cadmium and zinc on the growth, food consumption, and nutritional conditions of the white shrimp, *Litopenaeus vannamei* (Boone). *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 74(2), p.234-241.
<https://doi.org/10.1007/s00128-004-0575-x>.

Young, H. S. *et al.* (2016). Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, v. 47, p. 333-358.
<https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142>.

ANEXO

A seguir estão representadas as tabelas com as coordenadas geográficas em graus decimais, banco de dados de onde as coordenadas foram obtidas e a chave de cada registro.

Tabela 1- Pontos de ocorrência utilizados para a modelagem de nicho ecológico, da espécie *Artemesia longinaria*.

Espécie	longitude	latitude	provedor	Chave
<i>Artemesia longinaria</i>	-57.42	-38.21	gbif	1416056136
<i>Artemesia longinaria</i>	-57.52	-38.03	gbif	1416529878
<i>Artemesia longinaria</i>	-57.4	-37.75	gbif	1414810190
<i>Artemesia longinaria</i>	-39.97	-22.31	gbif	2573678269
<i>Artemesia longinaria</i>	-65.77	-45.08	gbif	1328325029
<i>Artemesia longinaria</i>	-64.83	-46.3	gbif	1328214612
<i>Artemesia longinaria</i>	-64.82	-46.45	gbif	1328214633
<i>Artemesia longinaria</i>	-64.98	-46.42	gbif	1328214647
<i>Artemesia longinaria</i>	-64.18	-46.3	gbif	1328214687
<i>Artemesia longinaria</i>	-41.01	-21.62	gbif	2573658347
<i>Artemesia longinaria</i>	-53.13	-33.8	gbif	1318274318
<i>Artemesia longinaria</i>	-64.46	-42.79	gbif	1434648497
<i>Artemesia longinaria</i>	-52.85	-34.5	gbif	1317413537
<i>Artemesia longinaria</i>	-48.48	-27.25	gbif	1318543866
<i>Artemesia longinaria</i>	-51.72	-32.12	gbif	1318587557
<i>Artemesia longinaria</i>	-53.22	-34.12	gbif	1321017608
<i>Artemesia longinaria</i>	-55.28	-34.95	gbif	1322175043
<i>Artemesia longinaria</i>	-55.5	-35.2	gbif	699125219
<i>Artemesia longinaria</i>	-62.24	-40.31	gbif	231027838
<i>Artemesia longinaria</i>	-62.78	-41.08	gbif	231027844
<i>Artemesia longinaria</i>	-60.57	-41.03	gbif	231027848
<i>Artemesia longinaria</i>	-62.33	-40.92	gbif	231027849
<i>Artemesia longinaria</i>	-56.97	-38.13	gbif	231027871
<i>Artemesia longinaria</i>	-54.18	-35.45	gbif	231027875

<i>Artemesia longinaris</i>	-55.97	-37.22	gbif	231027876
<i>Artemesia longinaris</i>	-56.63	-37.02	gbif	231027877
<i>Artemesia longinaris</i>	-56.57	-36.73	gbif	231027878
<i>Artemesia longinaris</i>	-56.82	-37.3	gbif	231027879
<i>Artemesia longinaris</i>	-57.02	-39.03	gbif	231027886
<i>Artemesia longinaris</i>	-57.08	-38.01	gbif	1328190303
<i>Artemesia longinaris</i>	-55.35	-36.45	gbif	1569201823
<i>Artemesia longinaris</i>	-57.1	-37.58	gbif	1569201841
<i>Artemesia longinaris</i>	-45.02	-23.73	obis	087fa01f-299c-4156-8ce0-a98423e79326
<i>Artemesia longinaris</i>	-54.22	-35.3	obis	1b24ee96-f607-41ab-93c6-4cecc90d72ce
<i>Artemesia longinaris</i>	-50.83	-33.17	obis	32d7c0a3-0699-41db-9441-11fbabb82b29
<i>Artemesia longinaris</i>	-50.72	-31.15	obis	3fab1314-535c-4248-b119-829b97d2b32b
<i>Artemesia longinaris</i>	-53.13	-34.25	obis	4cf3472e-cc96-4381-b58d-0d5e3bf94cda
<i>Artemesia longinaris</i>	-48.68	-29.65	obis	58aee9a9-29e9-4585-9358-9d12abea2d47
<i>Artemesia longinaris</i>	-49.58	-29.22	obis	58efadfe-f4d0-42ff-b74e-343960c9aa58
<i>Artemesia longinaris</i>	-52.25	-32.47	obis	5c658b0c-6c8a-49b5-a440-f4e49e40b298
<i>Artemesia longinaris</i>	-45.5	-23.97	obis	5d496570-06ee-4b09-a5b1-66eeb142b52f
<i>Artemesia longinaris</i>	-52.78	-34.42	obis	5d903252-db22-44b9-b954-bc1d7f98f779
<i>Artemesia longinaris</i>	-51.93	-32.12	obis	65a02037-197f-448c-832c-c4f35c6b0487
<i>Artemesia longinaris</i>	-49.92	-29.72	obis	66b94191-94ae-4afb-bcf4-72ee249e31a4
<i>Artemesia longinaris</i>	-53.97	-34.58	obis	6e5de2a9-2114-44f5-a0d1-c416c68c4968
<i>Artemesia longinaris</i>	-51	-31.5	obis	76daf516-76bb-4acc-84f1-2ccf07478bf6
<i>Artemesia longinaris</i>	-45.41	-23.96	obis	7b1ef43d-ca5e-4de6-a5a6-49240b13ed76
<i>Artemesia longinaris</i>	-50.42	-30.7	obis	7ca796c9-6166-4a0b-97df-49e9273e5af5
<i>Artemesia longinaris</i>	-49.88	-31.55	obis	7d18408f-fc1d-49d7-bbbe-8f9740b5a586
<i>Artemesia longinaris</i>	-44.2	-23.7	obis	8d882bb3-f9aa-4eee-a952-9890114be143
<i>Artemesia longinaris</i>	-52.73	-34.02	obis	902c88b0-af97-4ee0-a3a5-3657c70d7315
<i>Artemesia longinaris</i>	-52.45	-32.97	obis	95f31ff0-6d50-44c2-88e7-495b3d5637f2
<i>Artemesia longinaris</i>	-50.1	-30.83	obis	983e1eae-1e74-4527-a217-7e3fa01441b1
<i>Artemesia longinaris</i>	-45.25	-23.85	obis	98664335-95f6-49af-ac33-f088308ec75c
<i>Artemesia longinaris</i>	-51.08	-31.45	obis	9bf7743d-6598-46ae-81b9-f9f25d4e8967
<i>Artemesia longinaris</i>	-50.47	-30.78	obis	9d803142-2361-4e6d-8fee-dd213ddabe0b

<i>Artemesia longinaria</i>	-53.49	-34.05	obis	9df5d38f-2155-4a9e-bb06-e7e43cf79d0e
<i>Artemesia longinaria</i>	-51.43	-31.75	obis	a1cae862-b086-45b9-982a-0f46523a88e1
<i>Artemesia longinaria</i>	-53.28	-33.77	obis	ab8b1caa-cfad-467b-ace5-558e0423c175
<i>Artemesia longinaria</i>	-51.83	-33.83	obis	b5c9a711-9edb-4e6f-82e0-be17fa5de4d8
<i>Artemesia longinaria</i>	-45.5	-23.84	obis	b7f316f5-1237-4708-9f41-134438c7077e
<i>Artemesia longinaria</i>	-50.22	-32.35	obis	ba85fc06-40b2-440a-9584-7892e56ea193
<i>Artemesia longinaria</i>	-54.84	-35.02	obis	bf570173-e12a-4851-a2a9-ce68ce4ec5f6
<i>Artemesia longinaria</i>	-53.8	-35.55	obis	c110a92b-1b1b-43a9-94b2-fbb6bfc303b1
<i>Artemesia longinaria</i>	-45.13	-23.79	obis	c435ad66-07bd-4027-9a5d-9a3404eff59f
<i>Artemesia longinaria</i>	-45.08	-23.55	obis	c689cc04-cb96-4b8b-bc0c-d7b73a7f4acb
<i>Artemesia longinaria</i>	-45.28	-23.94	obis	cae1d12f-a7eb-431e-8983-28c53de29c3d
<i>Artemesia longinaria</i>	-44.99	-23.41	obis	cbb3aad3-8f1e-4a87-9405-772afa299a1b
<i>Artemesia longinaria</i>	-49.78	-30.45	obis	ccfab730-2ec7-41ce-b03c-bc65b0725c51
<i>Artemesia longinaria</i>	-51.51	-32.27	obis	d8306d25-c9da-40f9-b620-ae2227605007
<i>Artemesia longinaria</i>	-50.67	-32.12	obis	df6eefed-bb8e-451a-942d-314ff3719365
<i>Artemesia longinaria</i>	-45.36	-23.64	obis	e0eba548-46cc-4b0f-bf63-9f0fe73545c4
<i>Artemesia longinaria</i>	-52.42	-34.57	obis	e158ded2-1d21-4a4a-a1c4-acde229efbc7
<i>Artemesia longinaria</i>	-45.2	-23.69	obis	e54c71b2-93d3-4dbd-b386-0334f0aee2a1
<i>Artemesia longinaria</i>	-51.85	-32.65	obis	e820a5f1-4c7a-4b4a-94f6-5d761dca18e9
<i>Artemesia longinaria</i>	-51.8	-33.23	obis	e8e7edcd-c437-4681-8a69-ac50e2370610
<i>Artemesia longinaria</i>	-52.79	-33.35	obis	ea8e22f8-607c-4e5a-ab2a-52c339aac6dd
<i>Artemesia longinaria</i>	-44.85	-23.4	obis	ebaa15ed-8d2b-4975-b4be-189a7daf8d6b
<i>Artemesia longinaria</i>	-45.16	-23.59	obis	f6aaadb3-be5f-4dc4-90e8-6f2ef6a00bb0
<i>Artemesia longinaria</i>	-50.15	-30.25	obis	fe162a72-01e6-442c-831b-3a36a8593da7

Tabela 2- Pontos de ocorrência utilizados para a modelagem de nicho ecológico, da espécie *Parapenaeus americanus*.

Espécie	longitude	latitude	provedor	Chave
<i>Parapenaeus americanus</i>	-39.43	-19.71	gbif	2573663997
<i>Parapenaeus americanus</i>	-39.83	-19.87	gbif	2573664002
<i>Parapenaeus americanus</i>	-38.48	-13.15	gbif	2573664004
<i>Parapenaeus americanus</i>	-75.92	9.94	gbif	1320298360
<i>Parapenaeus americanus</i>	-76.77	8.96	gbif	1320731131
<i>Parapenaeus americanus</i>	-76.57	9.1	gbif	1321299142
<i>Parapenaeus americanus</i>	-61.21	16	gbif	2249480151
<i>Parapenaeus americanus</i>	-79.88	28.25	gbif	2520647854
<i>Parapenaeus americanus</i>	-84.62	26.8	gbif	2520640869
<i>Parapenaeus americanus</i>	-82.78	24.3	gbif	2520639935
<i>Parapenaeus americanus</i>	-43.72	-24.07	gbif	2573658572
<i>Parapenaeus americanus</i>	-81.92	14.35	gbif	1317661943
<i>Parapenaeus americanus</i>	-81.39	14.9	gbif	1322918289
<i>Parapenaeus americanus</i>	-84.62	16.15	gbif	1234568579
<i>Parapenaeus americanus</i>	-81.39	15.31	gbif	1234575714
<i>Parapenaeus americanus</i>	-83.63	16.72	gbif	1234577309
<i>Parapenaeus americanus</i>	-83.58	24.58	gbif	1317275146
<i>Parapenaeus americanus</i>	-84.8	27.05	gbif	1319463567
<i>Parapenaeus americanus</i>	-72.57	12.32	gbif	1320206669
<i>Parapenaeus americanus</i>	-79.08	26.75	gbif	1318923404
<i>Parapenaeus americanus</i>	-78.56	26.48	gbif	1319379807
<i>Parapenaeus americanus</i>	-61.61	16.55	gbif	1317812007
<i>Parapenaeus americanus</i>	-61	14.21	gbif	1318278703
<i>Parapenaeus americanus</i>	-78.77	23.07	gbif	1317524366
<i>Parapenaeus americanus</i>	-80.13	23.15	gbif	1317909423
<i>Parapenaeus americanus</i>	-79.67	23.42	gbif	1318397956
<i>Parapenaeus americanus</i>	-73.43	20.82	gbif	1321929297
<i>Parapenaeus americanus</i>	-79.28	23.57	gbif	1320628160

<i>Parapenaeus americanus</i>	-81.88	13.62	gbif	1321974928
<i>Parapenaeus americanus</i>	-87.96	17.48	gbif	1321335163
<i>Parapenaeus americanus</i>	-82.61	12.35	gbif	1317526326
<i>Parapenaeus americanus</i>	-82.02	13.47	gbif	1318289394
<i>Parapenaeus americanus</i>	-82.58	12.12	gbif	1319346583
<i>Parapenaeus americanus</i>	-63.19	18.43	gbif	1317556841
<i>Parapenaeus americanus</i>	-78.48	25.97	gbif	1318461677
<i>Parapenaeus americanus</i>	-86.47	20.92	gbif	1320609033
<i>Parapenaeus americanus</i>	-78.35	25.87	gbif	1321608745
<i>Parapenaeus americanus</i>	-61.25	15.63	gbif	1317431888
<i>Parapenaeus americanus</i>	-79.38	26.55	gbif	1320596352
<i>Parapenaeus americanus</i>	-78.95	26.25	gbif	1322350764
<i>Parapenaeus americanus</i>	-79.42	9.78	gbif	1317396240
<i>Parapenaeus americanus</i>	-75.48	11.1	gbif	1320740435
<i>Parapenaeus americanus</i>	-73.08	11.83	gbif	1318922309
<i>Parapenaeus americanus</i>	-75.88	10.27	gbif	1321620931
<i>Parapenaeus americanus</i>	-87.33	29.52	gbif	1320283308
<i>Parapenaeus americanus</i>	-59.55	13	gbif	1320034461
<i>Parapenaeus americanus</i>	-80.63	30.21	gbif	1321570962
<i>Parapenaeus americanus</i>	-69.47	11.88	gbif	1320723309
<i>Parapenaeus americanus</i>	-68.18	11.18	gbif	1319320495
<i>Parapenaeus americanus</i>	-70.51	19.81	gbif	1319547603
<i>Parapenaeus americanus</i>	-71.08	19.96	gbif	1321837636
<i>Parapenaeus americanus</i>	-81.97	14.17	gbif	1318592827
<i>Parapenaeus americanus</i>	-81.42	9.07	gbif	1319560315
<i>Parapenaeus americanus</i>	-77.93	17.88	gbif	1322722586
<i>Parapenaeus americanus</i>	-81.52	14.38	gbif	1234575272
<i>Parapenaeus americanus</i>	-81.35	16.83	gbif	1318110715
<i>Parapenaeus americanus</i>	-86.43	21.17	gbif	1318547261
<i>Parapenaeus americanus</i>	-81.13	16.02	gbif	1321239019
<i>Parapenaeus americanus</i>	-82.47	24.4	gbif	1317416785
<i>Parapenaeus americanus</i>	-80.23	24.98	gbif	1320313841

<i>Parapenaeus americanus</i>	-47.37	-26.57	gbif	1318400250
<i>Parapenaeus americanus</i>	-42.52	-23	gbif	1320175195
<i>Parapenaeus americanus</i>	-49.58	-36.67	gbif	1321451534
<i>Parapenaeus americanus</i>	-79.18	23.87	gbif	1321143021
<i>Parapenaeus americanus</i>	-63.45	19.64	gbif	1317584825
<i>Parapenaeus americanus</i>	-66.07	17.78	gbif	1317616021
<i>Parapenaeus americanus</i>	-64.35	18.22	gbif	1317969802
<i>Parapenaeus americanus</i>	-78.73	27.47	gbif	1318831630
<i>Parapenaeus americanus</i>	-81.5	16.87	gbif	1320448767
<i>Parapenaeus americanus</i>	-82.62	16.6	gbif	1322434621
<i>Parapenaeus americanus</i>	-82.83	10.67	gbif	1321631994
<i>Parapenaeus americanus</i>	-84.75	26.4	gbif	1318203333
<i>Parapenaeus americanus</i>	-79.45	22.92	gbif	1318800209
<i>Parapenaeus americanus</i>	-79.3	22.9	gbif	1322668271
<i>Parapenaeus americanus</i>	-84.15	24.85	gbif	1322874308
<i>Parapenaeus americanus</i>	-84.32	25.13	gbif	1320055842
<i>Parapenaeus americanus</i>	-84.88	27.13	gbif	1322053130
<i>Parapenaeus americanus</i>	-84.83	25.97	gbif	1318694350
<i>Parapenaeus americanus</i>	-78.72	26.23	gbif	477908296
<i>Parapenaeus americanus</i>	-79.03	26.13	gbif	477908318
<i>Parapenaeus americanus</i>	-81.13	22.12	gbif	477908320
<i>Parapenaeus americanus</i>	-78.75	22.75	gbif	477908938
<i>Parapenaeus americanus</i>	-79.13	23.18	gbif	477908939
<i>Parapenaeus americanus</i>	-79.17	23.27	gbif	477908957
<i>Parapenaeus americanus</i>	-65.43	18.5	gbif	1319537507
<i>Parapenaeus americanus</i>	-64.93	18.66	gbif	1322734649
<i>Parapenaeus americanus</i>	-61.35	16	gbif	1024305840
<i>Parapenaeus americanus</i>	-82.65	16.68	gbif	1234575894
<i>Parapenaeus americanus</i>	-87.92	17.22	obis	006b1d58-87ae-43eb-9e4e-b646a4188600
<i>Parapenaeus americanus</i>	-86.88	29.93	obis	06511b46-36ce-4f82-a1ca-b0da6d6abacc
<i>Parapenaeus americanus</i>	-61.2	15.5	obis	0f907c4e-5e19-4f03-b7f3-5e6188bc5b4b
<i>Parapenaeus americanus</i>	-48.26	-29.87	obis	13376dda-a08f-42e2-afc6-096da8b48b17

<i>Parapenaeus americanus</i>	-48.35	-29.23	obis	1667b423-b3e7-478c-a04b-0f8ac89bfbf1
<i>Parapenaeus americanus</i>	-81.53	14.9	obis	20f9afb6-4905-40a9-b225-2d26f8c5a6a2
<i>Parapenaeus americanus</i>	-79.38	26.38	obis	2395ba9e-fbcc-4b9d-8ed4-0eac97a8347d
<i>Parapenaeus americanus</i>	-78.08	26.75	obis	26643c8b-afb9-4ee5-a809-33957318a7d0
<i>Parapenaeus americanus</i>	-84.19	26.97	obis	266d42ec-11eb-4301-bdec-f2547194cb0f
<i>Parapenaeus americanus</i>	-52.78	-33.37	obis	30e5bd6f-30ae-42e1-ad5c-bcc4ce70ad41
<i>Parapenaeus americanus</i>	-50.45	-32.8	obis	3a1b4700-2d46-4b84-855c-38d202de07f6
<i>Parapenaeus americanus</i>	-50.58	-31.48	obis	464f89df-821a-4566-9685-4b3be7a6ece2
<i>Parapenaeus americanus</i>	-48.7	-30.47	obis	46b1ef21-9c7a-489e-b5e9-24e37f1cd18c
<i>Parapenaeus americanus</i>	-50.58	-32.17	obis	4a9863ef-52bc-4bb4-93a6-245c27650e62
<i>Parapenaeus americanus</i>	-49.96	-31.84	obis	4cdfa81c-934b-4a3b-8245-1c2a89b524d1
<i>Parapenaeus americanus</i>	-47.8	-28.77	obis	62cb6870-5ceb-4885-9ec7-6ac7e0ad33dd
<i>Parapenaeus americanus</i>	-48.68	-29.65	obis	62da1e24-7856-4bfd-9a94-c5cc14c308a6
<i>Parapenaeus americanus</i>	-48.27	-28.9	obis	6423ad67-988f-4215-a481-a0f3108498d0
<i>Parapenaeus americanus</i>	-50.33	-31.85	obis	67123a80-3001-456f-b466-9d0a0fad2786
<i>Parapenaeus americanus</i>	-49	-30.17	obis	693810ab-9ce1-4716-80ac-ffb6280321c5
<i>Parapenaeus americanus</i>	-50.57	-33.28	obis	6cba9f1d-dc99-48c4-a19f-1f598960f624
<i>Parapenaeus americanus</i>	-64.8	18.76	obis	6dafac89-bf6b-47ea-b38d-b1e1bdf86862
<i>Parapenaeus americanus</i>	-49.12	-30.77	obis	70c6301f-8209-4aa6-8237-412ed3216196
<i>Parapenaeus americanus</i>	-49.42	-30.6	obis	71a80f2b-b5ec-4c29-9cf9-ecdb42de2b63
<i>Parapenaeus americanus</i>	-38.25	-17.65	obis	7486d58c-84eb-4c61-b7d2-9479a293642f
<i>Parapenaeus americanus</i>	-87.17	29.47	obis	79fc27b1-5f34-4515-b573-e7d8a7b929e5
<i>Parapenaeus americanus</i>	-65.05	18.62	obis	9005f91d-e4df-4af8-be41-b0b953ec19e4
<i>Parapenaeus americanus</i>	-51.5	-33.47	obis	920759af-ad0f-4a08-9544-4b91fd1f3935
<i>Parapenaeus americanus</i>	-48.59	-29.61	obis	9647b39b-b91c-4b09-9814-48e2d46b0acf
<i>Parapenaeus americanus</i>	-64.84	18.67	obis	9b3c5fde-24ce-432f-ba28-2f6d6e0144c7
<i>Parapenaeus americanus</i>	-48.25	-29.08	obis	9db96a43-2c1f-48cb-831f-f747ea8cb359
<i>Parapenaeus americanus</i>	-50.83	-33.17	obis	9eec8ac7-083d-4ded-9b55-5b4a7044474e
<i>Parapenaeus americanus</i>	-48.97	-30.59	obis	9f7eb18e-a78f-4bb2-a663-6b0c4f71af0b
<i>Parapenaeus americanus</i>	-49.77	-31.05	obis	a4fb9b9a-e246-462d-9175-4a7a0ff848c4
<i>Parapenaeus americanus</i>	-49.92	-31.05	obis	a70f93f3-c165-4668-8955-e555cb0af9b0
<i>Parapenaeus americanus</i>	-51.83	-34.47	obis	ac6c9570-3ae6-42d3-a94f-d3d913ea2ced

<i>Parapenaeus americanus</i>	-78.87	27.53	obis	af4918ee-57b1-4b8c-9421-14c841b583af
<i>Parapenaeus americanus</i>	-49.88	-31.55	obis	b70e25bf-5224-449c-930a-b30ffed125f5
<i>Parapenaeus americanus</i>	-48.28	-30.3	obis	ba232ba2-ea69-4650-b6dc-5d9d1e87e479
<i>Parapenaeus americanus</i>	-50.25	-32.33	obis	bed79423-7ae7-494b-8766-783420d6f1ed
<i>Parapenaeus americanus</i>	-52.08	-34.75	obis	c01c91b3-df42-4f2f-b5bc-111e3c715dc9
<i>Parapenaeus americanus</i>	-66.31	18.52	obis	c24cb569-91b4-452e-bdfb-d154bd800bb1
<i>Parapenaeus americanus</i>	-60.85	14.09	obis	c513bdf2-965c-4b28-819a-92e3bde81aea
<i>Parapenaeus americanus</i>	-67.24	18.41	obis	c6e4b45f-9c1e-4334-8a94-b99140b67c08
<i>Parapenaeus americanus</i>	-48.35	-29.13	obis	d29a70e4-4386-4b4f-95e3-63de9219de16
<i>Parapenaeus americanus</i>	-84.72	26.8	obis	d35d33d1-8125-4f36-b91a-7d0dde3a8c14
<i>Parapenaeus americanus</i>	-48.95	-29.55	obis	dc051b22-00f9-4f47-ba4c-02ea93b5696c
<i>Parapenaeus americanus</i>	-48.14	-29.84	obis	e4079cba-e4ce-4843-9ed4-c686e5cfcfb9
<i>Parapenaeus americanus</i>	-50.18	-30.92	obis	e7634183-2722-4d9f-9834-caa1e5a735c4
<i>Parapenaeus americanus</i>	-50.67	-31.67	obis	ea06d8f1-7055-4e36-b6cd-087bc8e5c91c
<i>Parapenaeus americanus</i>	-50.37	-31.32	obis	ea742e3a-bfe4-4fd8-9885-621c5fd0deec
<i>Parapenaeus americanus</i>	-39.25	-18.15	obis	ec5d98e2-1a38-40a4-8f18-19658eb4f1fb
<i>Parapenaeus americanus</i>	-50.27	-30.88	obis	eee4960d-8ea9-459f-9a27-0b31a1df4c77
<i>Parapenaeus americanus</i>	-51.53	-33.97	obis	efa6051a-2256-4697-95da-7cd8e3eecd53
<i>Parapenaeus americanus</i>	-48.45	-29.17	obis	f830b5b4-39f6-4529-b0be-e94cb0a19aa8
<i>Parapenaeus americanus</i>	-77.96	17.75	obis	fafb43d7-b513-4e8b-881d-e83318a29a36
<i>Parapenaeus americanus</i>	-49.53	-31.55	obis	fd4e62a3-9816-4442-8a3d-54e14f768c23

Tabela 3- Pontos de ocorrência utilizados para a modelagem de nicho ecológico, da espécie *Penaeopsis serrata*.

Espécie	longitude	latitude	provedor	Chave
<i>Penaeopsis serrata</i>	-96.38	25.23	gbif	2642800810
<i>Penaeopsis serrata</i>	-61.15	15.75	gbif	1324956144
<i>Penaeopsis serrata</i>	-61.47	16.04	gbif	1324956148
<i>Penaeopsis serrata</i>	-52.87	7.03	gbif	1212549347
<i>Penaeopsis serrata</i>	-9.15	37.42	gbif	2557806293

<i>Penaeopsis serrata</i>	-53.09	7.15	gbif	1212548327
<i>Penaeopsis serrata</i>	-50.93	5.5	gbif	1212548333
<i>Penaeopsis serrata</i>	-52.48	6.67	gbif	1212548386
<i>Penaeopsis serrata</i>	-16.68	25.24	gbif	2564780298
<i>Penaeopsis serrata</i>	-15.76	26.38	gbif	2564780405
<i>Penaeopsis serrata</i>	-13.43	29.09	gbif	2564780598
<i>Penaeopsis serrata</i>	-9.08	38.01	gbif	1415597078
<i>Penaeopsis serrata</i>	-7.1	36.48	gbif	1416632345
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.76	8.99	gbif	3081091678
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.22	9.93	gbif	3081092178
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.36	9.63	gbif	3081092182
<i>Penaeopsis serrata</i>	-7.38	36.6	gbif	2309264998
<i>Penaeopsis serrata</i>	-83.24	24.36	gbif	899487908
<i>Penaeopsis serrata</i>	-39.82	-19.87	gbif	2573664240
<i>Penaeopsis serrata</i>	-38.65	-13.35	gbif	2573664298
<i>Penaeopsis serrata</i>	-37.23	-11.67	gbif	2573664225
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.01	10.15	gbif	3081091181
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.27	9.82	gbif	3081091189
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.61	9.05	gbif	3081091193
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.48	9.26	gbif	3081091507
<i>Penaeopsis serrata</i>	0.98	38.85	gbif	1313792850
<i>Penaeopsis serrata</i>	-82.23	24.23	gbif	899162240
<i>Penaeopsis serrata</i>	-74.66	11.23	gbif	3081088324
<i>Penaeopsis serrata</i>	-73.38	11.49	gbif	3081088293
<i>Penaeopsis serrata</i>	-73.55	11.44	gbif	3081088294
<i>Penaeopsis serrata</i>	-71.84	12.57	gbif	3081088322
<i>Penaeopsis serrata</i>	-73.75	11.37	gbif	3081092349
<i>Penaeopsis serrata</i>	-75.71	10.48	gbif	3081092336
<i>Penaeopsis serrata</i>	-75.26	11.09	gbif	3081092339
<i>Penaeopsis serrata</i>	-74.2	11.41	gbif	3081092362
<i>Penaeopsis serrata</i>	-3.13	35.93	gbif	1313792728
<i>Penaeopsis serrata</i>	-93.67	27.67	gbif	1234575968

<i>Penaeopsis serrata</i>	-80	29.09	gbif	2520647497
<i>Penaeopsis serrata</i>	-86.41	28.91	gbif	1318681062
<i>Penaeopsis serrata</i>	-85.57	28.22	gbif	1322657419
<i>Penaeopsis serrata</i>	-85.74	28.31	gbif	1322684960
<i>Penaeopsis serrata</i>	-92.87	27.72	gbif	1320280813
<i>Penaeopsis serrata</i>	-91.23	27.76	gbif	1320345263
<i>Penaeopsis serrata</i>	-80.16	30.09	gbif	2520646142
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.87	28.34	gbif	2520646657
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.99	30.52	gbif	2520649267
<i>Penaeopsis serrata</i>	-80.12	30.17	gbif	2520644877
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.83	28.5	gbif	2520645024
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.87	28.67	gbif	2520645894
<i>Penaeopsis serrata</i>	-80.04	29.17	gbif	2520646801
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.92	29	gbif	2520647059
<i>Penaeopsis serrata</i>	-80.08	29.28	gbif	1675605007
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.13	33.88	gbif	1675605018
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.97	28.92	gbif	1319078360
<i>Penaeopsis serrata</i>	-74.62	37.14	gbif	1322251780
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.09	32.05	gbif	1320821871
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.78	23.7	gbif	1318721328
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.85	23.85	gbif	1320518421
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.17	24.42	gbif	1321986744
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.59	31.38	gbif	1317265166
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.88	30.83	gbif	1320786057
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.8	33.53	gbif	1317748412
<i>Penaeopsis serrata</i>	-78.85	32.22	gbif	1320560109
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.35	31.72	gbif	1322280768
<i>Penaeopsis serrata</i>	-86.63	28.82	gbif	1318162318
<i>Penaeopsis serrata</i>	-96.86	21.27	gbif	1234569011
<i>Penaeopsis serrata</i>	-92.34	19.82	gbif	1234571595
<i>Penaeopsis serrata</i>	-87.97	29.25	gbif	1318062631
<i>Penaeopsis serrata</i>	-96.5	20.5	gbif	1317849738

<i>Penaeopsis serrata</i>	-92.12	20.28	gbif	1318221097
<i>Penaeopsis serrata</i>	-97.3	23.42	gbif	1318741863
<i>Penaeopsis serrata</i>	-94.08	18.93	gbif	1319587784
<i>Penaeopsis serrata</i>	-94.83	18.87	gbif	1319921878
<i>Penaeopsis serrata</i>	-97.27	23.33	gbif	1320395363
<i>Penaeopsis serrata</i>	-84.62	17.63	gbif	1234569022
<i>Penaeopsis serrata</i>	-84.62	16.15	gbif	1234573056
<i>Penaeopsis serrata</i>	-82.63	16.72	gbif	1234577338
<i>Penaeopsis serrata</i>	-87.78	24.37	gbif	1318527210
<i>Penaeopsis serrata</i>	-84.87	27.02	gbif	1321151380
<i>Penaeopsis serrata</i>	-74.5	11.17	gbif	1321171921
<i>Penaeopsis serrata</i>	-73.68	11.43	gbif	1322342209
<i>Penaeopsis serrata</i>	-94.22	27.78	gbif	1319497640
<i>Penaeopsis serrata</i>	-54.08	6.93	gbif	1234575233
<i>Penaeopsis serrata</i>	-87.78	29.27	gbif	1317845003
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.08	26.75	gbif	1320462748
<i>Penaeopsis serrata</i>	-74.82	35.75	gbif	1234574812
<i>Penaeopsis serrata</i>	-74.72	36.58	gbif	1318278400
<i>Penaeopsis serrata</i>	-96.95	21.27	gbif	1234568631
<i>Penaeopsis serrata</i>	-96.92	21.41	gbif	1234568917
<i>Penaeopsis serrata</i>	-63.8	17.63	gbif	1317612389
<i>Penaeopsis serrata</i>	-62.37	17.25	gbif	1318004005
<i>Penaeopsis serrata</i>	-80.13	23.15	gbif	1318536275
<i>Penaeopsis serrata</i>	-63.4	18.3	gbif	1319974941
<i>Penaeopsis serrata</i>	-78.72	22.98	gbif	1321182382
<i>Penaeopsis serrata</i>	-63.38	18.47	gbif	1322177862
<i>Penaeopsis serrata</i>	-63.33	18.12	gbif	1322607940
<i>Penaeopsis serrata</i>	-82.38	24.3	gbif	1317423203
<i>Penaeopsis serrata</i>	-82.57	24.28	gbif	1321020771
<i>Penaeopsis serrata</i>	-87.19	20.38	gbif	1317674152
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.2	23.57	gbif	1319274215
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.28	23.97	gbif	1319976348

<i>Penaeopsis serrata</i>	-88.7	28.93	gbif	1234568622
<i>Penaeopsis serrata</i>	-74.28	11.28	gbif	1320407888
<i>Penaeopsis serrata</i>	-86.76	29.46	gbif	1234568600
<i>Penaeopsis serrata</i>	-96.13	26.3	gbif	1234568620
<i>Penaeopsis serrata</i>	-96.3	26.28	gbif	1234568634
<i>Penaeopsis serrata</i>	-95.27	27.75	gbif	1234568636
<i>Penaeopsis serrata</i>	-81.88	13.62	gbif	1320292035
<i>Penaeopsis serrata</i>	-62.84	17.68	gbif	1319063620
<i>Penaeopsis serrata</i>	-62.98	17.77	gbif	1319453138
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.8	24.13	gbif	1321612542
<i>Penaeopsis serrata</i>	-86.89	29.5	gbif	1234568607
<i>Penaeopsis serrata</i>	-78.48	25.97	gbif	1322974151
<i>Penaeopsis serrata</i>	-61.17	15.65	gbif	1321114886
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.38	26.55	gbif	1320097591
<i>Penaeopsis serrata</i>	-73.63	20.7	gbif	1234575226
<i>Penaeopsis serrata</i>	-12.9	28.59	gbif	1320157931
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.37	27.58	gbif	1322089881
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.42	9.78	gbif	1319593100
<i>Penaeopsis serrata</i>	-83.65	24.47	gbif	1320156926
<i>Penaeopsis serrata</i>	-94.78	27.77	gbif	1319827892
<i>Penaeopsis serrata</i>	-92.35	27.77	gbif	1234575130
<i>Penaeopsis serrata</i>	-92.53	27.58	gbif	1319026650
<i>Penaeopsis serrata</i>	-75.91	10.27	gbif	1322767881
<i>Penaeopsis serrata</i>	-87.33	29.52	gbif	1318494474
<i>Penaeopsis serrata</i>	-60.65	11.35	gbif	1317742284
<i>Penaeopsis serrata</i>	-69.47	11.88	gbif	1319121343
<i>Penaeopsis serrata</i>	-64.8	10.18	gbif	1234575211
<i>Penaeopsis serrata</i>	-68.2	11.23	gbif	1234575257
<i>Penaeopsis serrata</i>	-68.22	18.83	gbif	1319595996
<i>Penaeopsis serrata</i>	-64.48	10.72	gbif	1321002737
<i>Penaeopsis serrata</i>	-80.15	29.48	gbif	1317302902
<i>Penaeopsis serrata</i>	-88.67	29.52	gbif	1319208050

<i>Penaeopsis serrata</i>	-77.92	17.67	gbif	1317744779
<i>Penaeopsis serrata</i>	-77.87	17.83	gbif	1317767917
<i>Penaeopsis serrata</i>	-80.72	9.22	gbif	1318441014
<i>Penaeopsis serrata</i>	-82.25	12.42	gbif	1320241912
<i>Penaeopsis serrata</i>	-81.92	14.17	gbif	1320617519
<i>Penaeopsis serrata</i>	-82.32	12.58	gbif	1320808441
<i>Penaeopsis serrata</i>	-81.62	9.27	gbif	1321473647
<i>Penaeopsis serrata</i>	-81.5	9.22	gbif	1321926242
<i>Penaeopsis serrata</i>	-81.42	9.07	gbif	1322171242
<i>Penaeopsis serrata</i>	-87.98	17.28	gbif	1234575199
<i>Penaeopsis serrata</i>	-81.35	16.83	gbif	1319442240
<i>Penaeopsis serrata</i>	-86.43	21.17	gbif	1319820015
<i>Penaeopsis serrata</i>	-81.75	14.38	gbif	1320963311
<i>Penaeopsis serrata</i>	-81.32	16.95	gbif	1321847463
<i>Penaeopsis serrata</i>	-75.93	34.18	gbif	1322013779
<i>Penaeopsis serrata</i>	-81.83	14	gbif	1322972119
<i>Penaeopsis serrata</i>	-88.19	29.19	gbif	1317558577
<i>Penaeopsis serrata</i>	-89.18	28.45	gbif	1318807803
<i>Penaeopsis serrata</i>	-88.33	29.05	gbif	1319965127
<i>Penaeopsis serrata</i>	-84.38	25.33	gbif	1320028879
<i>Penaeopsis serrata</i>	-83.36	24.18	gbif	1320952578
<i>Penaeopsis serrata</i>	-65.92	18.5	gbif	1319526344
<i>Penaeopsis serrata</i>	-66.07	17.78	gbif	1320597377
<i>Penaeopsis serrata</i>	-62.42	11.92	gbif	1320349758
<i>Penaeopsis serrata</i>	-62.68	11.58	gbif	1320763460
<i>Penaeopsis serrata</i>	-75.7	34.43	gbif	1318446861
<i>Penaeopsis serrata</i>	-81.5	16.87	gbif	1319041274
<i>Penaeopsis serrata</i>	-82.13	13.12	gbif	1317569980
<i>Penaeopsis serrata</i>	-52.97	7.18	gbif	1319521471
<i>Penaeopsis serrata</i>	-56.87	7.73	gbif	1321272228
<i>Penaeopsis serrata</i>	-60.02	10.05	gbif	1322691912
<i>Penaeopsis serrata</i>	-80.15	29.93	gbif	1321100469

<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.97	33.13	gbif	1699882644
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.83	33.2	gbif	1699882719
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.37	33.72	gbif	1320356392
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.3	33.85	gbif	1322184663
<i>Penaeopsis serrata</i>	-88.8	28.88	gbif	1320479568
<i>Penaeopsis serrata</i>	-82.93	24.33	gbif	1318065170
<i>Penaeopsis serrata</i>	-84.1	29.82	gbif	1319202888
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.55	23.17	gbif	1320153009
<i>Penaeopsis serrata</i>	-83.33	24.33	gbif	1317964211
<i>Penaeopsis serrata</i>	-92.67	19.62	gbif	1317602010
<i>Penaeopsis serrata</i>	-94.98	27.68	gbif	1320134702
<i>Penaeopsis serrata</i>	-95.86	27.44	gbif	1321914503
<i>Penaeopsis serrata</i>	-86.61	22.67	gbif	1317344389
<i>Penaeopsis serrata</i>	-87.88	29.26	gbif	1321654975
<i>Penaeopsis serrata</i>	-85.15	27.73	gbif	1321236211
<i>Penaeopsis serrata</i>	-94.65	27.81	gbif	1322424493
<i>Penaeopsis serrata</i>	-96.03	27.3	gbif	1321392768
<i>Penaeopsis serrata</i>	-77.17	32.98	gbif	1699882686
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.03	32.15	gbif	1319903262
<i>Penaeopsis serrata</i>	-81.43	23.19	gbif	477989622
<i>Penaeopsis serrata</i>	-78.72	26.23	gbif	477914393
<i>Penaeopsis serrata</i>	-81.14	22.12	gbif	477922941
<i>Penaeopsis serrata</i>	-88.7	29.03	gbif	1321465462
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.13	23.18	gbif	477910892
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.93	23.37	gbif	477910982
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.17	23.27	gbif	477922214
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.28	23.38	gbif	477922215
<i>Penaeopsis serrata</i>	-78.75	22.77	gbif	477922578
<i>Penaeopsis serrata</i>	-78.83	22.8	gbif	477924095
<i>Penaeopsis serrata</i>	-82.2	23.21	gbif	477989623
<i>Penaeopsis serrata</i>	-95.83	27.62	gbif	1039247038
<i>Penaeopsis serrata</i>	-65.43	18.5	gbif	1320398643

<i>Penaeopsis serrata</i>	-64.72	18.84	gbif	1319078421
<i>Penaeopsis serrata</i>	-64.93	18.66	gbif	1320550886
<i>Penaeopsis serrata</i>	-81.58	24.67	gbif	1319025748
<i>Penaeopsis serrata</i>	-87.95	16.76	gbif	1039242441
<i>Penaeopsis serrata</i>	-77.85	32.72	gbif	1321075626
<i>Penaeopsis serrata</i>	-82.34	23.18	gbif	1321420855
<i>Penaeopsis serrata</i>	-86.3	28.73	gbif	1322560899
<i>Penaeopsis serrata</i>	-69.16	11.72	gbif	1319365593
<i>Penaeopsis serrata</i>	-8.9	33.23	gbif	1343168917
<i>Penaeopsis serrata</i>	-15.93	25.68	gbif	1343168921
<i>Penaeopsis serrata</i>	-7.65	34.18	gbif	1343168919
<i>Penaeopsis serrata</i>	-78.73	32.4	gbif	1039230097
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.17	34.01	gbif	1039234129
<i>Penaeopsis serrata</i>	-62.84	17.32	gbif	699124655
<i>Penaeopsis serrata</i>	-61.29	13.2	gbif	699110105
<i>Penaeopsis serrata</i>	-61.77	12.05	gbif	699126477
<i>Penaeopsis serrata</i>	-59.61	12.91	gbif	699126478
<i>Penaeopsis serrata</i>	-59.68	13.08	gbif	699126479
<i>Penaeopsis serrata</i>	-82.92	24.63	gbif	699119962
<i>Penaeopsis serrata</i>	-93.55	27.58	gbif	1935330006
<i>Penaeopsis serrata</i>	-90.75	24.74	gbif	1935330048
<i>Penaeopsis serrata</i>	-87	27.5	gbif	1935330175
<i>Penaeopsis serrata</i>	-85.5	24.27	gbif	1935330372
<i>Penaeopsis serrata</i>	-88.67	27.33	gbif	1935330491
<i>Penaeopsis serrata</i>	-89.76	27.45	gbif	1935330565
<i>Penaeopsis serrata</i>	-89.57	26.93	gbif	1935330880
<i>Penaeopsis serrata</i>	-91.69	23.8	gbif	1935331288
<i>Penaeopsis serrata</i>	-89.5	28.22	gbif	1935331292
<i>Penaeopsis serrata</i>	-87.06	29.33	gbif	1935331324
<i>Penaeopsis serrata</i>	-85.75	28.75	gbif	1935331384
<i>Penaeopsis serrata</i>	-88	27	gbif	1935331474
<i>Penaeopsis serrata</i>	-96	27.5	gbif	1935331519

<i>Penaeopsis serrata</i>	-87.76	28.56	gbif	1935331541
<i>Penaeopsis serrata</i>	-95.74	27.25	gbif	1935331712
<i>Penaeopsis serrata</i>	-89.17	27.83	gbif	1935331832
<i>Penaeopsis serrata</i>	-89.24	26.38	gbif	1935332001
<i>Penaeopsis serrata</i>	-86.75	27.84	gbif	1935332014
<i>Penaeopsis serrata</i>	-86.58	28.01	gbif	1935332125
<i>Penaeopsis serrata</i>	-91.4	27.2	gbif	1935332251
<i>Penaeopsis serrata</i>	-91.82	26.56	gbif	1935332489
<i>Penaeopsis serrata</i>	-91.74	26.16	gbif	1935332529
<i>Penaeopsis serrata</i>	-91.21	26.25	gbif	1935332643
<i>Penaeopsis serrata</i>	-89.67	28.45	gbif	1935332927
<i>Penaeopsis serrata</i>	-93.32	27.17	gbif	1935332951
<i>Penaeopsis serrata</i>	-86.08	28.5	gbif	1935333034
<i>Penaeopsis serrata</i>	-90.25	28.06	gbif	1935333106
<i>Penaeopsis serrata</i>	-87.67	28.92	gbif	1935333174
<i>Penaeopsis serrata</i>	-92	27.13	gbif	1935333243
<i>Penaeopsis serrata</i>	-92.39	26.25	gbif	1935333339
<i>Penaeopsis serrata</i>	-87.33	28.27	gbif	1935333470
<i>Penaeopsis serrata</i>	-92.05	24.83	gbif	1935333574
<i>Penaeopsis serrata</i>	-38.59	-15.81	gbif	2573664192
<i>Penaeopsis serrata</i>	-40.05	-21.73	gbif	2573664228
<i>Penaeopsis serrata</i>	-38.66	-15.89	gbif	2573664238
<i>Penaeopsis serrata</i>	-38.9	-14.48	gbif	2573664248
<i>Penaeopsis serrata</i>	-38.68	-15.36	gbif	2573664253
<i>Penaeopsis serrata</i>	-40.19	-21.4	gbif	2573664263
<i>Penaeopsis serrata</i>	-38.41	-13.14	gbif	2573664284
<i>Penaeopsis serrata</i>	-40.24	-21.26	gbif	2573677662
<i>Penaeopsis serrata</i>	-40.24	-21.72	gbif	2573678232
<i>Penaeopsis serrata</i>	-91.76	27.69	obis	00d91241-4e04-4dc7-abe8-1ba89e3e4b14
<i>Penaeopsis serrata</i>	-97.31	22.45	obis	0a892b65-9931-4126-92fe-b062cc66560a
<i>Penaeopsis serrata</i>	-87.92	17.22	obis	12e78f48-bef6-4c54-8396-5e6b30ffedb2
<i>Penaeopsis serrata</i>	-62.78	11.61	obis	141ebfbf-28d1-4b1f-a3ee-9c663125d493

<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.28	23.63	obis	151cd2c9-4dd5-4cbb-a252-b4495f32655d
<i>Penaeopsis serrata</i>	-80.18	29.6	obis	17c55045-9ee4-46f5-ac91-6ef3f63776c8
<i>Penaeopsis serrata</i>	-38.25	-17.65	obis	2afe92d1-4637-4dcd-bc96-9cc6529dcb08
<i>Penaeopsis serrata</i>	-75.18	35.03	obis	35dea101-223b-451d-b64e-b80fee9a37d0
<i>Penaeopsis serrata</i>	-75.78	10.35	obis	387490ab-0f3f-4bf4-bfef-7cf30234491a
<i>Penaeopsis serrata</i>	-89.18	23.64	obis	3a7796a2-a1e7-4922-9a27-94100e1a14e8
<i>Penaeopsis serrata</i>	-84.72	26.8	obis	4b3e8865-9405-4e20-be47-e883bf14bef1
<i>Penaeopsis serrata</i>	-92.87	24.72	obis	565d5d48-bdd3-4ea8-bf49-4015f630547a
<i>Penaeopsis serrata</i>	-64.84	18.67	obis	5d42745c-574b-48bb-9361-11c97cb23a0d
<i>Penaeopsis serrata</i>	-93.51	19.24	obis	60c4f0d3-2d3e-4613-bd3f-37b8a7da0e2f
<i>Penaeopsis serrata</i>	-65.4	18.59	obis	649cd9c2-364a-44e3-ab87-fd2c998aa89a
<i>Penaeopsis serrata</i>	-77.02	23.88	obis	6759c95d-e977-4323-8097-207279db8322
<i>Penaeopsis serrata</i>	-82.93	23.04	obis	6a92ad89-2d5c-4a4a-b5e6-8cb61c216207
<i>Penaeopsis serrata</i>	-87.17	29.47	obis	6b8c3601-94a1-48c8-a466-835966c1cadd
<i>Penaeopsis serrata</i>	-66.32	18.53	obis	70772bd0-e380-42f9-b9ed-1a8780451d15
<i>Penaeopsis serrata</i>	-67.31	18.3	obis	7516c71e-93bc-4fbe-a18c-bd48795b845e
<i>Penaeopsis serrata</i>	-67.24	18.41	obis	77fc5f1c-4a08-429c-ad07-bb147a072a33
<i>Penaeopsis serrata</i>	-77.98	17.93	obis	8075e19b-1b42-4368-8750-ff73916cf95e
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.73	23.52	obis	86d8ca39-9c4e-41f0-b9c1-76556e173bfb
<i>Penaeopsis serrata</i>	-2.79	36.01	obis	926d0313-c573-4e1f-b8f6-459259f56811
<i>Penaeopsis serrata</i>	-60.97	15.18	obis	a26e2c76-97f1-406b-b9e1-389b539e36b2
<i>Penaeopsis serrata</i>	-76.43	9.51	obis	a38b97d7-382e-44b7-bd9d-62a1451dc398
<i>Penaeopsis serrata</i>	-64.55	18.85	obis	a726ba32-9c12-4326-ad4d-e82ac3383f09
<i>Penaeopsis serrata</i>	-96.08	26.96	obis	ad0f3c28-9874-4910-bc38-60fe2fedd192
<i>Penaeopsis serrata</i>	3.49	40.09	obis	ad475e5a-57fb-40cf-b757-42d7bdd1b9c3
<i>Penaeopsis serrata</i>	-61.2	15.5	obis	b499873b-58f7-4dd0-b93e-26edeedbb103
<i>Penaeopsis serrata</i>	-84.1	24.82	obis	bc85419c-3a4e-458a-95b3-81222471aee8
<i>Penaeopsis serrata</i>	3.38	40.07	obis	bdfddeb6-c5a1-4ccc-aad0-fc22ad5b125d
<i>Penaeopsis serrata</i>	-79.38	26.38	obis	bfaaa3ac-edbf-4df0-bcf4-6890a1cd294e
<i>Penaeopsis serrata</i>	-83.52	24.18	obis	c85d7c81-b11c-4575-b1da-999d708fa697
<i>Penaeopsis serrata</i>	-12.27	29.06	obis	ed050d91-79d4-4312-8713-8f9793ce9a0a
<i>Penaeopsis serrata</i>	-60.85	14.08	obis	fe3c0812-a511-4dbf-9b8c-9a2500402789

Tabela 4- Pontos de ocorrência utilizados para a modelagem de nicho ecológico, da espécie *Penaeus brasiliensis*.

Espécie	longitude	latitude	prov	chave
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-90.5	20.87	gbif	2642799869
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-97.75	23.76	gbif	3306391964
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-61.58	16.4	gbif	1324559089
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-61.5	15.92	gbif	1425020159
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-51.47	5.18	gbif	1212548348
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-51.7	5.23	gbif	1212548388
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-52.15	5.15	gbif	1212548279
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-52.15	5.61	gbif	1212548431
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-80.17	25.74	gbif	2305217334
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-90.38	20.86	gbif	2642797370
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-91.02	25.1	gbif	2307262130
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-89.09	21.39	gbif	1418950400
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-80	27.17	gbif	2520642326
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-55.35	6.93	gbif	3325063188
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-80.23	27.38	gbif	2520608334
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-80.09	28.59	gbif	2520601935
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-80.23	30.25	gbif	2573657106
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-92.12	20.28	gbif	1321192205
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-71.75	12.43	gbif	1318286985
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-71.88	12.4	gbif	1320232877
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-72.03	12.28	gbif	1321739613
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-72.12	12.27	gbif	1321821456
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-60.45	9.62	gbif	1321867329
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-59.42	8.82	gbif	1318394393
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-57.13	6.72	gbif	1318809997
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-55.78	6.85	gbif	1319310569

<i>Penaeus brasiliensis</i>	-56.53	6.97	gbif	1320351806
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-54.02	6.92	gbif	1322491807
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-54.28	7.18	gbif	1319194753
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-60.98	14.44	gbif	1320953708
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-61.15	14.62	gbif	1318142853
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-60.77	9.94	gbif	1321429517
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-86.16	15.97	gbif	1317288955
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-72.24	12.29	gbif	1320156330
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-80	26.05	gbif	1321131982
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-83.59	16.02	gbif	1321439272
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-82.34	12.6	gbif	1318643430
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-80.04	28.42	gbif	1321612376
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-60.9	11.15	gbif	1321069383
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-67.38	18.11	gbif	1321083671
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-77.2	8.68	gbif	1318584028
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-71.68	12.52	gbif	1318631506
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-72.48	11.97	gbif	1318834158
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-77.35	8.77	gbif	1319862012
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-72.37	12.13	gbif	1319954313
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-72.43	12.2	gbif	1320309439
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.1	12.45	gbif	1320871234
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-78.83	24.53	gbif	1322247355
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-74.42	11.08	gbif	1317715335
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-75.91	9.63	gbif	1322053805
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-82	12.5	gbif	1322752134
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-72.3	12.07	gbif	1319287180
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-62.7	11.12	gbif	1321009983
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.4	-2.33	gbif	1319785999
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.52	-2.38	gbif	1318697733
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.85	-2.52	gbif	1320662094
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.75	12.62	gbif	1321783346
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-71.07	12.53	gbif	1319700815

<i>Penaeus brasiliensis</i>	-63.72	10.8	gbif	1321814153
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-66.15	10.73	gbif	1317798768
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-64.22	11.23	gbif	1318601656
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-80.13	25.32	gbif	1317328363
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-46.52	-24.59	gbif	1319122729
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-87.48	19.78	gbif	1320344883
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-80.33	24.98	gbif	1322896378
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-79.27	24.57	gbif	1319173796
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-79.22	24.42	gbif	1317927322
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-77.32	17.65	gbif	1320973301
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-65.42	18.45	gbif	1318573761
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-64.82	18.25	gbif	1318879262
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-64.6	18.58	gbif	1322514090
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-59.72	9.37	gbif	1322930349
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-58.62	8.52	gbif	1317278858
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-58.47	8.25	gbif	1319285074
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-60.43	9.23	gbif	1320662032
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-54.95	6.38	gbif	1319672141
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-54.9	6.92	gbif	1319726494
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-54.89	6.83	gbif	1322121889
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-55.37	6.8	gbif	1317843508
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-55.5	6.68	gbif	1318279329
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-57.5	7.92	gbif	1322235942
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-54.13	7.3	gbif	1317319027
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-52.03	5.77	gbif	1317837688
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-59	9.05	gbif	1321271929
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-80.1	28.12	gbif	2573656901
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-90.68	21.15	gbif	1322089963
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-76.78	34.4	gbif	1699882889
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-43.13	-22.91	gbif	2573656935
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-81.13	22.12	gbif	2573657057
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-65.08	18.62	gbif	350617195

<i>Penaeus brasiliensis</i>	-84.25	22.5	gbif	1320036462
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-87.05	20.32	gbif	2573656946
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-75.76	34.59	gbif	1317810584
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-64	18	gbif	1320995989
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-76.76	17.87	gbif	1322842774
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-79.77	15.85	gbif	1321062195
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-75.41	35.36	gbif	1317741143
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-84.08	29.41	gbif	1318679136
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-43.43	-23.07	gbif	1039241096
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-80.63	24.92	gbif	699126474
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-72.42	39.6	gbif	251634643
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-74.62	39.3	gbif	477908820
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-80.23	25.58	gbif	477950211
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-93.38	20.54	gbif	699111455
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-43.17	-22.8	gbif	1039258596
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-68.11	10.7	gbif	1320297298
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-35.6	-5	gbif	1835174564
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-41.99	-22.97	gbif	2573657026
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-44.35	-23.07	gbif	2573658263
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.1	-22.69	gbif	2573658571
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-43.05	-22.97	gbif	2573658662
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.26	-22.99	gbif	2573675071
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-42.03	-2.25	gbif	2573676996
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-53.97	6.53	obis	015a23a4-f800-424b-a22a-1a03814fbd22
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-38.9	-15.45	obis	05d91644-db06-463e-8a49-f4fd9ad608f2
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-38.77	-18.6	obis	0697c94f-1975-492f-b775-f11030808a8a
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-56.85	7.18	obis	08cf5008-c517-49c3-a4a8-81333d818b24
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-55.43	7.12	obis	09fbd27b-74ee-4b4c-9ea0-d0152e351381
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-55	7.18	obis	0ae6fa79-1fd3-4e6d-8fe9-7f6340e80108
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-89.18	23.64	obis	0c15bc63-dd31-4e38-a545-617391e07a9b
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-55.55	6.58	obis	0c75117c-43db-4c87-9c34-714c9c094778
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-45.41	-23.96	obis	0da9551b-be20-4b41-b68c-ad3d2129c5fe

<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.48	41.35	obis	0e37135c-5ead-4474-9eaf-27c524073bd3
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-44.79	-23.54	obis	0e3fe312-3e3d-4964-9149-d5ea8ee0751c
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-55	7.03	obis	13e390a1-2e20-4bf7-b004-8d5bdd3239bd
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-52.43	5.93	obis	201e2aea-264d-4744-947b-ff418dddc848
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-37.48	-11.78	obis	2087d18d-a4a6-48c1-9b78-347529bbc792
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.05	-14.65	obis	208bb0cb-25d5-49b2-9c12-649667003d82
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-45.02	-23.73	obis	2285f7fc-7688-4c5f-aa47-2476c7d75c89
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-44.2	-23.7	obis	27cf6b65-0d48-4077-878e-581eec4cca51
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.64	11.78	obis	28d82442-a4b0-421f-b948-585102417514
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.65	-21.83	obis	2a29aea4-0fc0-4265-af0e-3add8140671d
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.28	-20.42	obis	2aebc1e7-c075-4dd7-946c-4be08d46f3e9
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-53.43	6.87	obis	2dad997-fcac-4eed-913b-7270b2ab7233
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-38.82	-16.02	obis	2f4795ee-1163-4597-8a0f-5264f74a26b4
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.2	-21.72	obis	31189bf7-0d45-4d20-bad5-7749be38e8ba
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-38.97	-15.1	obis	34b63b73-8e70-4441-bec3-6a09490f9fdc
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.39	11.8	obis	37258e14-c675-4547-bafb-83059167c879
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.77	-21.6	obis	378f79f4-9de1-4f8e-8bed-5f0dcfc0c11c
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-73.93	11.5	obis	39d0d2c0-2d4e-4f9b-92ef-7c8a1b70e563
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-38.97	-14.6	obis	3a147cb6-1e71-41d7-b6bd-d5e16e5831bc
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.98	-20.45	obis	3a5acd3f-4447-48a6-81e1-42cc66445b7b
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.63	-19.17	obis	3a94a2bc-231b-42e6-9ff8-bfa547a16e54
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-56.63	6.43	obis	3c2c9ac6-661f-434c-b3c6-b0023ba092a4
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-57.2	7.58	obis	3d3ca41a-71ce-4d53-968c-dca1663d4ea2
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.43	-19.27	obis	3dd2953c-2b02-4ae7-a69d-2bd731b21818
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.83	-21.45	obis	44467ec9-45c3-4722-9721-f21c5550b1ac
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-38.97	-14.23	obis	45129693-0ccb-4262-8a99-b08b8afa276c
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-75.17	10.96	obis	46a63c11-fd3c-4056-abd5-9466989bf821
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.75	-20.92	obis	480086b6-5fe1-4464-a752-7dbab354cc30
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-56.77	7.37	obis	48771b3b-22c6-43c6-9710-1e6b4c453b23
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-45.01	-23.63	obis	4d7fc0a0-626d-4f0b-8334-b1cc80ab05f4
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-38.97	-18.17	obis	4ff3b631-4508-45d4-be08-1a5175bdf928
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-55.43	7.02	obis	50ade5f6-0c19-49c6-b999-7236731a6231

<i>Penaeus brasiliensis</i>	-52.87	6.1	obis	50e0c660-0d63-4ea5-bffd-cf58d256bfc0
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-52.37	5.83	obis	5481c5b9-8095-40f0-a1ce-aedfe2d17871
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.73	-22	obis	54c3fc5a-30ae-4b6c-be00-1532b6960295
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.52	-18.35	obis	5585b537-fc1e-49a5-ab5c-f70e4fba60a6
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.27	12.29	obis	5ec4c571-60a2-40ec-8c9e-67292dcda4d8
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.88	11.31	obis	5effbccc-765e-45b7-94c6-2da6c5c32146
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-45.1	-23.63	obis	5f21c454-bf5a-41be-a5d7-c12b1f8fa469
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-38.82	-18.18	obis	60459415-7074-466a-a96d-700816646cce
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-55.9	6.92	obis	61cb5ac0-0d17-40b6-9527-afb04d9dd9eb
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.33	12.04	obis	626b25bf-86d0-4d28-a836-ea2f3a2b44be
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-56.93	7.03	obis	62942b2c-ee8b-4709-90bc-bca68a28b2d1
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-52.85	6	obis	65b5d58e-777b-4612-9b9c-95b32a0dc9b5
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-38.32	-18.17	obis	65cd2c83-8f50-4d29-9a32-bd6e62758dfb
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-72.81	11.78	obis	66245c80-10e0-47bf-ae96-0eb7c415099b
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.25	-21.9	obis	7077fad6-0a80-4746-9e7a-1012a33dcef5
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.58	-19.28	obis	7104d0f8-3c41-4f2f-96b4-cacfac024bf2
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.4	12.21	obis	71e36371-1082-4c26-9faf-d974e8a2698b
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-57.23	7.43	obis	73dbceea-0e38-4e7e-a1ab-fb8dcac293b9
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-56.58	6.5	obis	79d8414b-ea9d-47d3-af19-6084b9a7d673
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.1	-17.25	obis	7ab84669-b7bf-47e0-94aa-d25d8e9a54cb
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-80.07	27.95	obis	7d133dbd-ecb5-426b-a413-c7d71af316ff
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-45.55	-23.98	obis	7ea42d32-62d4-4900-b152-635380e0031d
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.3	-21.75	obis	804a4d97-6129-4d77-aaf9-03b384d6e86c
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-60.18	9.66	obis	8084c4c8-9a54-4a7b-8d50-314b029a6c3a
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-50.93	4.55	obis	819fd9fc-98d0-4380-b95d-d179720efa0a
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-45.32	-23.72	obis	849bd938-983e-42d6-8354-c6b6ac340ecf
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-53.38	5.97	obis	8b4882e5-426a-49c2-ac88-3c35265e3889
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-63.88	10.8	obis	8cb03a30-3215-432d-8928-be6e3def54a6
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-51.5	5.02	obis	8d99239e-fa0e-454c-8987-ca4b5d532706
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.61	11.97	obis	8e804f74-cd05-4ec8-b841-67ffed75c1f6
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-94.02	18.4	obis	8ec79682-e37d-4c8d-be6c-528c07be32f7
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-88.94	23.25	obis	8fd0c6c2-5fae-41a7-892e-d096f7bc6fdf

<i>Penaeus brasiliensis</i>	-59.96	9.54	obis	904be9bd-d104-41fe-bf08-0557bcfba004
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.65	41.35	obis	97eb175e-b82b-4d70-9e46-7b3e02bf864a
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-56.37	6.95	obis	9957d462-2131-4993-9647-435bce5519b5
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-73.35	11.5	obis	99664d85-33f5-439f-9d92-ac9e02a016b0
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.1	-20	obis	9a87d5c3-6c2d-4e8a-9479-bbfe3532980c
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-81.1	31.86	obis	9e890465-46f8-4e8c-bdb5-80ce9d21dbd7
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-72.66	11.75	obis	9f185c2e-00ba-4d04-ae60-23aaf083cd9a
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-54.43	6.85	obis	a0177b88-1f36-4f13-9f38-6dd1bf07f1ed
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.41	11.55	obis	a1bbfeb2-955d-411b-af2c-850db0465237
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.84	11.42	obis	a371cb96-f48b-4d35-8f7a-2aa8083ff695
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-36.33	-10.5	obis	a3760e3a-3433-4d08-a90f-ca603ef3ff6d
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-55.97	6.62	obis	a5d43386-5517-47f4-a7e8-279e4200f471
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-75.92	9.98	obis	a6f03013-b3d0-4084-ba30-f26f35a2d21f
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.2	-20.37	obis	a740b35c-e771-4b1a-9397-c7175c40f2bd
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-53.35	6.47	obis	a7603087-e44c-402e-ba92-e9f51c9f474f
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-45.29	-23.61	obis	a807fe07-5a7d-4aa4-b58c-32101c16b132
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-57.48	7.05	obis	a9d77528-bbd5-4b62-b6a1-cd70eb3cfbaf
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-45	-23.44	obis	aa908d1c-7598-4bde-a5e2-fe9446480dd6
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-72.56	12	obis	ab165201-009b-4c2f-9bd9-6f57e49b703c
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.97	-19.75	obis	acd13e16-2297-4f91-b68d-1acb7a1b81a3
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-88.34	22.3	obis	ad81d54d-a1e0-4c5e-bd4f-e7250badd11e
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-38.88	-16.27	obis	b02e2f5e-9bcb-4dd8-ae1a-c413564ee0e5
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-37.38	-11.57	obis	b36e4ee7-0ea5-4c37-8431-38bee8f44eab
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.6	-21.6	obis	b3bd9aaa-9602-4d83-9b2d-d5c6ae5da1d9
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.65	-19.57	obis	b60b883c-5f9c-491a-8cda-4786a5a14a55
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-93.51	19.24	obis	b7ab9d89-cd09-45bc-bb2e-d6264be06c42
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-55.47	6.82	obis	b8f2f0af-7e79-44c0-99b3-56d02e001d3d
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-54.95	6.6	obis	b983fa21-de04-41d6-9dc8-e4307f1b3c78
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-38.83	-18.43	obis	bb5dc32a-a9ea-4a7c-8d2d-1d50141a4478
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.57	-21.72	obis	bb83bba5-6f05-4816-a682-ab2ac40d6054
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.47	-18.5	obis	bb98be95-20a5-49ae-b0fb-db1deb4a7b93
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.8	-19.8	obis	bc89dfa1-70fb-4f7b-95b5-4c74c090fd05

<i>Penaeus brasiliensis</i>	-57.63	7.63	obis	bcbf2678-13a6-4607-a496-1757edda1eb3
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.6	-18.6	obis	bd49eb22-db99-468a-b198-d4f7755eca71
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-93.84	18.69	obis	bd7a7e51-291d-4bb6-b737-7c1fc90de194
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.38	-18	obis	c02be066-b3ed-4f7d-85ae-1de5b9daafec
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-53.95	6.35	obis	c25fd4d6-7727-4a1e-bff5-286495fec3d5
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-52.47	5.45	obis	c49de6fc-b0ef-4d63-b3cd-264cd64c56da
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.52	11.56	obis	c7d0e7c7-1f44-4944-b922-1caa71cb3c85
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-57.02	6.83	obis	c8fcbee0-12ff-4293-b4fe-9904ed95f430
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-45.2	-23.69	obis	c97f75a4-d602-4694-a176-37dd92ca4f45
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-82.93	23.04	obis	cac3d2d2-45cb-4528-ac8c-68dbbb787d26
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-38.97	-14.93	obis	cb85258b-f0db-4341-82b0-d3e876598062
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.02	-14.75	obis	cca2faee-7956-4d81-b8c9-4f9fe0809930
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-54.56	6.83	obis	ccce2bfb-c8d3-4deb-88f8-e14bc0cd5cbb
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-45.15	-23.51	obis	d05bf754-2312-404f-9941-8d6b72afd169
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-54.6	6.98	obis	d0883b57-00fc-4d59-8d3b-299f32d93d37
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-38.97	-15.23	obis	d0f4919f-86d2-4c38-8884-1219503dceb5
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-56.37	7.07	obis	d31f3a26-cd79-40e0-adfd-2b452f4796b9
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-45.17	-23.77	obis	d3834baa-a156-43ba-9de9-4e125e15e415
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.37	11.96	obis	d4ae2664-e3b7-409d-840a-249883b07539
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-44.88	-23.43	obis	d6a27474-8e24-45c7-9f53-2655edae6020
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-57.72	7.77	obis	d725f6f5-1532-4e63-b235-cdea8c68a835
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.37	-18.23	obis	d9fe90ed-8794-4964-bd5f-5bf43ce866a4
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.32	-18.12	obis	dc20b79c-c681-491e-9513-d74b4b6fe15f
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.5	-19.48	obis	de7166f4-3095-4cf9-bca0-9842a49c1405
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.95	-20.28	obis	df5d00eb-ebc1-4adf-84ea-c9d8e80860f5
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.52	-18.18	obis	e2549373-3fbd-456f-8ef4-9b643b4d8866
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-45.5	-23.86	obis	e5dc1407-d884-4816-9b13-3e157cdc0e6f
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-37.95	-12.57	obis	e7350740-bf7d-4156-a4ea-05e0d7c944cf
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-38.85	-13.6	obis	e7929e72-1f99-4cb3-9723-f3999728a6ba
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-36.42	-10.63	obis	e8712e1d-8403-460e-8c24-1f220be1a8ab
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-70.46	11.67	obis	eab5d2d8-1ae5-4002-a93a-a7feef98c76e
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-60.62	10.76	obis	ed7d51ca-0533-49b8-83f0-6629cbd1ec42

<i>Penaeus brasiliensis</i>	-40.97	-21.47	obis	edf942e5-2ed1-495a-b438-0a5b7f1afea6
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-38.9	-13.33	obis	eff5e18b-fec8-44ba-9bdb-b457298eac8c
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-82.34	24.78	obis	f03ea5d4-a1fe-4de0-88a5-6ac79417d899
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-45.04	-23.53	obis	f0fc9729-5965-47b7-b117-8c13a4f73115
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-39.6	-19.75	obis	f4dd5d85-f7b7-4c3c-9cee-5cc0e5f7701c
<i>Penaeus brasiliensis</i>	-57.37	7.27	obis	f897a88e-a026-4fc7-a390-32aca431ffda

Tabela 5- Pontos de ocorrência utilizados para a modelagem de nicho ecológico, da espécie *Penaeus paulensis*.

Espécie	longitude	latitude	provedor	Chave
<i>Penaeus paulensis</i>	-52.1	-31.99	gbif	2850086524
<i>Penaeus paulensis</i>	-40.41	-22.93	gbif	2573679019
<i>Penaeus paulensis</i>	-52.14	-31.91	gbif	2850086349
<i>Penaeus paulensis</i>	-41.82	-22.42	gbif	2573658222
<i>Penaeus paulensis</i>	-44.95	-23.73	gbif	2573657093
<i>Penaeus paulensis</i>	-46.52	-24.59	gbif	1320310877
<i>Penaeus paulensis</i>	-45.48	-24.11	gbif	1321193527
<i>Penaeus paulensis</i>	-45.37	-24.3	gbif	1320361338
<i>Penaeus paulensis</i>	-41.7	-22.5	gbif	1322981381
<i>Penaeus paulensis</i>	-43.17	-22.82	gbif	2573657004
<i>Penaeus paulensis</i>	-41.98	-22.85	gbif	699118770
<i>Penaeus paulensis</i>	-40.07	-22.99	gbif	1039262242
<i>Penaeus paulensis</i>	-51.43	-31.75	gbif	2573658450
<i>Penaeus paulensis</i>	-39.5	-19.48	gbif	2573658536
<i>Penaeus paulensis</i>	-45.22	-23.93	gbif	2573677437
<i>Penaeus paulensis</i>	-40.73	-21.9	obis	02ac0eaf-413a-43f1-8103-4931533aaad9
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.25	-28.18	obis	031e3edf-b6bc-4369-8f92-10bb43c14a8f
<i>Penaeus paulensis</i>	-49.62	-29.87	obis	03afc0b6-6a10-40ae-8a5e-d93b17d9ffc0
<i>Penaeus paulensis</i>	-49.25	-29.55	obis	0a791f43-3bd5-4204-89c5-ba25a6cc54f9
<i>Penaeus paulensis</i>	-50.27	-30.88	obis	0e90782d-72cc-456d-861f-99988d32cb38

<i>Penaeus paulensis</i>	-48.43	-27.98	obis	12e5eed0-0598-4b39-b459-ed16dbdc89ef
<i>Penaeus paulensis</i>	-45.41	-23.96	obis	190a1f4f-66cd-4c1b-b2cf-299501a270ef
<i>Penaeus paulensis</i>	-51.08	-31.9	obis	2039b876-b7b6-4661-8c5f-39e8f0211381
<i>Penaeus paulensis</i>	-53.37	-33.74	obis	206bdf6c-46d9-49b2-97ef-a7c8456a8c28
<i>Penaeus paulensis</i>	-49.32	-30.02	obis	29d75dc9-01ec-41c4-af6e-548b0e330184
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.68	-29.65	obis	3249949d-ee4b-47a7-868f-6e1656bdc8b0
<i>Penaeus paulensis</i>	-49.58	-29.22	obis	3273e7f9-f4e0-4b90-b1f7-e8ce0f17db62
<i>Penaeus paulensis</i>	-44.79	-23.54	obis	33810d20-fb1e-4f80-802e-4d53b7f215a0
<i>Penaeus paulensis</i>	-45.33	-23.61	obis	374c99dc-15bf-4455-b719-ffe60230e85a
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.17	-28.07	obis	3b21bc8a-b1dc-4134-bb1d-1a4ae684dfe5
<i>Penaeus paulensis</i>	-49.42	-30.62	obis	3d68246f-8a05-408f-a854-184e27848884
<i>Penaeus paulensis</i>	-49.03	-29.07	obis	4189ffd6-daf2-4612-b271-36585ed0f541
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.25	-28.33	obis	418aeb37-0836-4a3e-bf3b-f1234499c317
<i>Penaeus paulensis</i>	-50.58	-31.48	obis	43b0bb79-9ab1-4043-b8db-fe20519c2720
<i>Penaeus paulensis</i>	-40.03	-19.98	obis	45995c7e-7ca8-4c85-a2a3-9fedf3867ece
<i>Penaeus paulensis</i>	-44.2	-23.7	obis	46b5adc7-4ca8-4d7e-b297-e3f3034db7b3
<i>Penaeus paulensis</i>	-49.78	-30.43	obis	4a07f21d-89cf-456a-8c5d-f693a3ea51f6
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.08	-28.13	obis	4c5ffc8d-8a0c-4fe9-b7f4-fdfdc0af12ca
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.95	-29.03	obis	4cb133f7-4b7f-4420-ac32-113f6cdb0450
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.6	-28.43	obis	56bef2f2-840f-4a58-b42d-ae9f6ecc494d
<i>Penaeus paulensis</i>	-49.23	-29.45	obis	6163583b-16b7-4c66-9f4a-8894a49b9c45
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.88	-29.15	obis	6334db97-e5b9-410d-83d3-16e7dc04ab70
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.07	-27.67	obis	6d1240f4-f31f-47c1-98c3-b437a48e315e
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.25	-27.97	obis	70537e0a-7f00-4364-9946-65523d9d3e43
<i>Penaeus paulensis</i>	-50.45	-31.25	obis	72196997-3ccc-4590-9271-cf2bce2208c6
<i>Penaeus paulensis</i>	-45.09	-23.5	obis	73aaebd9-8d0d-4857-aa2a-2de70279b908
<i>Penaeus paulensis</i>	-50.37	-31.32	obis	75ff9b97-de73-44de-9a08-472a6cc0d30d
<i>Penaeus paulensis</i>	-45	-23.44	obis	762fd7d0-c043-4e53-86aa-1a8044ed3f3e
<i>Penaeus paulensis</i>	-40.68	-22.05	obis	7e78f93a-9796-4098-96a9-a413b798ae53
<i>Penaeus paulensis</i>	-51	-31.5	obis	83dc6b97-b1d6-4d58-805e-6a6857a445fe
<i>Penaeus paulensis</i>	-50.18	-30.92	obis	883331c5-c4bc-490d-a64e-d4c0d6583023
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.75	-29.08	obis	94256cf3-d183-4318-a418-966dd702d4ab

<i>Penaeus paulensis</i>	-51.93	-32.12	obis	9798e612-2bdc-4651-a30a-63515699b5d8
<i>Penaeus paulensis</i>	-49.25	-29.35	obis	97c548c1-fccc-40dd-8d42-13327fa02204
<i>Penaeus paulensis</i>	-39.43	-19.27	obis	97f65964-4ada-4600-ba65-5eb2d4e2f9b5
<i>Penaeus paulensis</i>	-52.27	-33.62	obis	9973972b-2147-4736-8b90-beb999f53873
<i>Penaeus paulensis</i>	-51.08	-31.45	obis	9980a3c9-6acb-49ab-8bfd-6bf7a591c2e9
<i>Penaeus paulensis</i>	-49.13	-29.45	obis	a7f19e1f-528e-4b96-bd99-b7b42eefadc3
<i>Penaeus paulensis</i>	-50.58	-32.17	obis	a80268b5-80f5-49df-ac42-d10e10e7b18f
<i>Penaeus paulensis</i>	-51	-31.97	obis	a8856036-c394-4817-ab13-2362ff391de3
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.53	-28.33	obis	af91493c-055f-433a-84b7-518c565dc343
<i>Penaeus paulensis</i>	-45.12	-23.72	obis	b0319ef3-4d82-497d-9dfd-2fb4312beaef
<i>Penaeus paulensis</i>	-51.37	-32.88	obis	b4521562-7810-4dc9-ba38-4b1abc90518f
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.43	-28.07	obis	b92c1c4b-78e7-4a77-897e-686e6cf2951a
<i>Penaeus paulensis</i>	-51.85	-32.67	obis	b9c7beff-585d-42d7-8915-1157ea55cc14
<i>Penaeus paulensis</i>	-51.37	-32.33	obis	bdbb539e-439b-489a-961b-c91d4c16615e
<i>Penaeus paulensis</i>	-40.17	-20.33	obis	c233f4b8-34cd-46b4-8885-6e4392963b98
<i>Penaeus paulensis</i>	-40.65	-21.83	obis	c90ea34e-084c-4b83-b290-c873310c609d
<i>Penaeus paulensis</i>	-39.6	-18.6	obis	cd119af1-cff7-4507-9c5a-c1f9d4753ba1
<i>Penaeus paulensis</i>	-50.77	-32.65	obis	d1154284-7e19-4d2c-b858-4ac812c18945
<i>Penaeus paulensis</i>	-49.88	-29.72	obis	d19148c3-1b9e-4807-a89d-f4b9bec6c63a
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.23	-27.67	obis	d4eea51e-fc3a-4d0c-92ea-b46699d80f2d
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.35	-28.17	obis	d56f0e06-20f2-41e7-a1e7-f7ea6460e64d
<i>Penaeus paulensis</i>	-40.25	-21.9	obis	d671fd56-7397-4b2a-8d84-304c006e45e1
<i>Penaeus paulensis</i>	-45.18	-23.82	obis	d8afdaee-cb98-4847-a1bc-0f6465c3783a
<i>Penaeus paulensis</i>	-50.58	-31.2	obis	da6814c7-d267-4c78-8d1c-96a367fb935a
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.95	-29.5	obis	da88de02-0f8b-4f1a-b939-03bf29844826
<i>Penaeus paulensis</i>	-45.05	-23.6	obis	de1066b4-c538-41c5-8902-8c01557b7457
<i>Penaeus paulensis</i>	-39.65	-19.57	obis	e06db195-0a1c-4114-a07c-f9a9c85ec629
<i>Penaeus paulensis</i>	-39.58	-19.28	obis	e4baf3b9-614c-437d-8d3d-ae8871eefded
<i>Penaeus paulensis</i>	-45.32	-23.72	obis	e7a26b5c-60d9-43dd-b0c8-04743c522004
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.33	-27.67	obis	e801a88d-4d15-4f08-9e83-f0178a1bce2a
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.15	-27.82	obis	e9f4f571-3748-4ac1-9170-ca5920761c97
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.95	-29.2	obis	eab5beb9-52db-4377-875e-67cfb5d10e14

<i>Penaeus paulensis</i>	-50.61	-31.6	obis	eac5c058-b659-48e8-98ff-6683562725e2
<i>Penaeus paulensis</i>	-51.5	-33.47	obis	eb29157e-e54b-4164-aaaa-ff0d2e481d10
<i>Penaeus paulensis</i>	-50.83	-33.17	obis	ebbb1164-69f2-41e3-9c6b-8b0cef890d69
<i>Penaeus paulensis</i>	-45.52	-23.85	obis	ed9d64fb-cfee-47d4-b45b-fb8f3b504e30
<i>Penaeus paulensis</i>	-50.15	-30.27	obis	ef99f3ae-80db-4174-a245-9cb5385db564
<i>Penaeus paulensis</i>	-45.55	-23.98	obis	f0451568-8692-428b-98ad-4555fac03445
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.35	-28.28	obis	f2dfe22f-2a3f-494c-ad02-1183cbce10a3
<i>Penaeus paulensis</i>	-45.16	-23.56	obis	f3c05ca5-17d5-4d32-8943-230df44f5555
<i>Penaeus paulensis</i>	-44.88	-23.39	obis	f4c865ea-ae9e-47d6-8a14-0b28094ff963
<i>Penaeus paulensis</i>	-48.33	-27.83	obis	f761d643-e3b7-4844-a9b0-1307dadd10a6

Tabela 6- Pontos de ocorrência utilizados para a modelagem de nicho ecológico, da espécie *Penaeus schmitti*.

Espécie	longitude	latitude	provedor	Chave
<i>Penaeus schmitti</i>	-47.07	-0.83	gbif	2350536509
<i>Penaeus schmitti</i>	-77.21	8.49	gbif	3081091901
<i>Penaeus schmitti</i>	-76.8	8.3	gbif	3081091869
<i>Penaeus schmitti</i>	-76.91	8.73	gbif	3081089084
<i>Penaeus schmitti</i>	-46.64	-0.86	gbif	1438480715
<i>Penaeus schmitti</i>	-46.73	-0.85	gbif	1438480439
<i>Penaeus schmitti</i>	-71.98	12.19	gbif	3081093298
<i>Penaeus schmitti</i>	-55.35	6.38	gbif	3325063797
<i>Penaeus schmitti</i>	-74.42	10.79	gbif	3081092152
<i>Penaeus schmitti</i>	-74.26	11.03	gbif	3081092162
<i>Penaeus schmitti</i>	-54.9	6.3	gbif	3325063306
<i>Penaeus schmitti</i>	-57.43	6.58	gbif	1318381031
<i>Penaeus schmitti</i>	-58.45	7.88	gbif	1319070928
<i>Penaeus schmitti</i>	-35.49	-9.42	gbif	2573656917
<i>Penaeus schmitti</i>	-35.77	-9.68	gbif	2573658476
<i>Penaeus schmitti</i>	-34.81	-7.48	gbif	2573658556
<i>Penaeus schmitti</i>	-75.55	10.38	gbif	3081089537

<i>Penaeus schmitti</i>	-48.53	-25.83	gbif	2573657141
<i>Penaeus schmitti</i>	-76.45	8.98	gbif	1321797428
<i>Penaeus schmitti</i>	-71.8	11.33	gbif	1318421655
<i>Penaeus schmitti</i>	-57.78	6.9	gbif	1322462038
<i>Penaeus schmitti</i>	-64.8	10.18	gbif	1318311271
<i>Penaeus schmitti</i>	-60.43	9.23	gbif	1318406674
<i>Penaeus schmitti</i>	-60.82	9.65	gbif	1320230703
<i>Penaeus schmitti</i>	-54.82	6.36	gbif	1320473332
<i>Penaeus schmitti</i>	-55.01	6.38	gbif	1320160045
<i>Penaeus schmitti</i>	-46.17	-24.32	gbif	2573658500
<i>Penaeus schmitti</i>	-76.76	17.87	gbif	2573657104
<i>Penaeus schmitti</i>	-43.85	-23.03	gbif	1320542277
<i>Penaeus schmitti</i>	-43.63	-23.01	gbif	1319287463
<i>Penaeus schmitti</i>	-43.05	-22.97	gbif	2573657120
<i>Penaeus schmitti</i>	-45.41	-23.96	obis	0252d76e-5854-4b9f-afaa-9d84c4bf13bb
<i>Penaeus schmitti</i>	-37.45	-11.67	obis	080856f8-7515-431d-a728-123d7ae52493
<i>Penaeus schmitti</i>	-55.12	6.43	obis	0fdb59c7-b393-4a6e-a02a-6abc32e808aa
<i>Penaeus schmitti</i>	-34.88	-7.71	obis	109cd1de-24ca-4766-b701-c0a8fe143d81
<i>Penaeus schmitti</i>	-38.98	-14.37	obis	237e510b-0384-4ae7-ab46-cdcffb8374ef
<i>Penaeus schmitti</i>	-36.57	-10.62	obis	2b012763-06e7-4aad-b847-2b2e6592fe06
<i>Penaeus schmitti</i>	-45	-1.25	obis	32b8d0f0-480c-4a48-b615-922d55db1ac6
<i>Penaeus schmitti</i>	-39.47	-18.5	obis	34632934-1517-4558-bb01-eb607fd2d679
<i>Penaeus schmitti</i>	-38.97	-14.25	obis	43c0ad25-b427-4710-a389-50b49ad3cb2b
<i>Penaeus schmitti</i>	-82.34	24.78	obis	44d82b2c-a2b7-4095-8155-b9200c609adc
<i>Penaeus schmitti</i>	-45.85	-0.82	obis	4ac20816-0924-409c-8058-b63afacb0563
<i>Penaeus schmitti</i>	-55.6	6.27	obis	4aff84d0-8d09-408c-b421-401394285185
<i>Penaeus schmitti</i>	-45.25	-23.85	obis	4fa65015-3b83-4185-bb00-0651574bafa7
<i>Penaeus schmitti</i>	-47.86	-0.67	obis	51ee1c88-36f3-4c76-8f81-f69d9a102ef5
<i>Penaeus schmitti</i>	-45.2	-23.62	obis	568d1dfc-86ab-4c67-ae9b-4bfc94e70cf7
<i>Penaeus schmitti</i>	-39.17	-17.33	obis	57a7ce18-f84e-4680-9584-d8257a17348d
<i>Penaeus schmitti</i>	-45.55	-23.98	obis	5e0bdf5-6f61-43fa-820a-3b0ddd27321
<i>Penaeus schmitti</i>	-36.93	-10.93	obis	69538fe5-95ab-4720-92b3-0fc428cee2eb

<i>Penaeus schmitti</i>	-71	11.87	obis	6a261d71-e6cb-4b07-a7ce-e2864ba1d2a1
<i>Penaeus schmitti</i>	-38.85	-15.73	obis	6e497159-cc81-4c90-a45c-158d9e2b84d6
<i>Penaeus schmitti</i>	-45.12	-23.53	obis	6eb3c15b-f3c5-4693-8081-0286e8730d9a
<i>Penaeus schmitti</i>	-36.33	-10.5	obis	83f7caee-eb4f-49ee-941c-d2839f0c2f0a
<i>Penaeus schmitti</i>	-38.98	-15.05	obis	92448076-b47f-4371-9e37-796425a6a1b3
<i>Penaeus schmitti</i>	-39.37	-18	obis	94ea9c9b-1e21-4b63-a115-0cb22f897209
<i>Penaeus schmitti</i>	-72.79	11.75	obis	a7a64857-06a2-46b5-ab73-83bcee3b9e33
<i>Penaeus schmitti</i>	-72.66	11.75	obis	ab54dac2-07fe-407d-982b-8402ac79aeb3
<i>Penaeus schmitti</i>	-38.9	-15.38	obis	b1b34f7b-9c9e-4c4d-92ae-58ceaaf8a7f4
<i>Penaeus schmitti</i>	-45.01	-23.63	obis	b306cc99-c912-46e5-86b2-57637a30edbe
<i>Penaeus schmitti</i>	-38.97	-14.68	obis	b7702fdd-ddb5-49f9-814c-e03f9c2bc3ca
<i>Penaeus schmitti</i>	-39.03	-14.62	obis	b7ac53f3-2fff-4d0d-b7e5-982938a775a5
<i>Penaeus schmitti</i>	-45.22	-23.93	obis	b8179391-c753-4f28-bae8-ee3feebf6006
<i>Penaeus schmitti</i>	-36.68	-10.83	obis	bf19ed69-0257-4903-955d-eb0b3875cbc5
<i>Penaeus schmitti</i>	-45.36	-23.64	obis	c2f39947-b5ab-49ff-a4c2-6e48ed1ba401
<i>Penaeus schmitti</i>	-44.2	-23.7	obis	c388f848-bf11-4505-b6e8-6c068ab60ae8
<i>Penaeus schmitti</i>	-45.29	-23.7	obis	c66b5d6f-cc66-489f-91cb-35c8f41c939b
<i>Penaeus schmitti</i>	-38.85	-13.6	obis	c8e3b8dc-3f3d-43d2-9a83-dbf95774873e
<i>Penaeus schmitti</i>	-37.37	-11.52	obis	cad200e6-3ee7-4129-9ac9-f94f27f3de24
<i>Penaeus schmitti</i>	-38.9	-13.33	obis	ccd048a2-72a4-4559-bf8d-c735ad2cf087
<i>Penaeus schmitti</i>	-39.45	-18.2	obis	cd0a39d4-b169-454f-af0c-545df90005e3
<i>Penaeus schmitti</i>	-37.22	-11.27	obis	d332644c-074a-455a-b223-238a340510be
<i>Penaeus schmitti</i>	-45.5	-1.25	obis	d37ab39a-f6c0-4bde-9005-6a4f6bcc85a1
<i>Penaeus schmitti</i>	-37.42	-11.78	obis	da2b4b50-5cca-4daa-abfe-f913fe1913ca
<i>Penaeus schmitti</i>	-39.03	-14.75	obis	db9e7548-5ed8-4959-9a57-c691bab7bb28
<i>Penaeus schmitti</i>	-39.58	-18.5	obis	ddf6f0a9-2406-4208-a868-00f16eb4082f
<i>Penaeus schmitti</i>	-36.47	-10.65	obis	de78611a-506d-4699-8344-ff1187a7f713
<i>Penaeus schmitti</i>	-38.9	-15.55	obis	e1578c89-c5b2-4977-a495-83ba70c78a2d
<i>Penaeus schmitti</i>	-37.23	-11.4	obis	e25c5d23-08d4-42af-92e5-d14d79c725d6
<i>Penaeus schmitti</i>	-38.92	-14	obis	e76128c5-0392-4a13-a322-642faf7aeded
<i>Penaeus schmitti</i>	-45.52	-23.86	obis	e9faab73-31ba-4f3a-bc5c-0b0789f385b2
<i>Penaeus schmitti</i>	-46.54	-0.84	obis	ed613e6d-6b58-4fb0-b58b-c33fcdfb30a3

<i>Penaeus schmitti</i>	-36.35	-10.6	obis	ee968776-0eff-4fbe-8787-69492bf9b3e1
<i>Penaeus schmitti</i>	-38.97	-15.28	obis	f09fee38-5a13-47f3-8d9e-d702f8df20f5
<i>Penaeus schmitti</i>	-46.59	-0.94	obis	f362e8c3-1df7-438b-902c-b9a92fb612df
<i>Penaeus schmitti</i>	-36.85	-10.78	obis	f372f025-b228-4ccb-93a3-afca5ae2813f
<i>Penaeus schmitti</i>	-36.3	-10.42	obis	f6cc6bcb-baa3-41d8-91ea-2efecfb1721e
<i>Penaeus schmitti</i>	-44.88	-23.37	obis	f9b38a6a-a330-4e5c-8be7-1bc863bc29a2
<i>Penaeus schmitti</i>	-42.75	-2.5	obis	fb5242dc-b050-4545-9c7e-00a32d6b53b5
<i>Penaeus schmitti</i>	-36.13	-10.42	obis	fc2f9f74-82d7-4e64-beb6-5a97f74f0b7e
<i>Penaeus schmitti</i>	-45.2	-23.71	obis	fc69481e-85fb-4084-b322-2a2fe95d0298
<i>Penaeus schmitti</i>	-36.22	-10.52	obis	fdaff310-5656-4b26-8380-b7dfa81c2b34

Tabela 7- Pontos de ocorrência utilizados para a modelagem de nicho ecológico, da espécie *Penaeus subtilis*.

Espécie	longitude	latitude	provedor	Chave
<i>Penaeus subtilis</i>	-51.72	4.96	gbif	1212548349
<i>Penaeus subtilis</i>	-51.7	5.23	gbif	1212548392
<i>Penaeus subtilis</i>	-51.98	5.14	gbif	1212549181
<i>Penaeus subtilis</i>	-52.15	5.06	gbif	1212548375
<i>Penaeus subtilis</i>	-52.15	5.15	gbif	1212548382
<i>Penaeus subtilis</i>	-52.55	5.33	gbif	1212548408
<i>Penaeus subtilis</i>	-71.55	12.45	gbif	3081087823
<i>Penaeus subtilis</i>	-71.2	12.42	gbif	3081087845
<i>Penaeus subtilis</i>	-73.59	11.3	gbif	3081087849
<i>Penaeus subtilis</i>	-71.2	12.27	gbif	3081087852
<i>Penaeus subtilis</i>	-71.98	12.34	gbif	3081087855
<i>Penaeus subtilis</i>	-71.98	12.19	gbif	3081093259
<i>Penaeus subtilis</i>	-74.42	10.79	gbif	3081092188
<i>Penaeus subtilis</i>	-55.7	6.5	gbif	3325063805
<i>Penaeus subtilis</i>	-55.35	6.38	gbif	3325063806
<i>Penaeus subtilis</i>	-82.21	9.46	gbif	1315933504
<i>Penaeus subtilis</i>	-82.83	9.8	gbif	1318679357

<i>Penaeus subtilis</i>	-83.68	11.15	gbif	1319905564
<i>Penaeus subtilis</i>	-76.8	8.83	gbif	1321083075
<i>Penaeus subtilis</i>	-53	6.9	gbif	1317935806
<i>Penaeus subtilis</i>	-54.08	6.92	gbif	1320353885
<i>Penaeus subtilis</i>	-60.77	9.94	gbif	1321267263
<i>Penaeus subtilis</i>	-60.18	9.07	gbif	1318358252
<i>Penaeus subtilis</i>	-61.95	10.57	gbif	1319137965
<i>Penaeus subtilis</i>	-54.68	6.48	gbif	1317783031
<i>Penaeus subtilis</i>	-83.59	16.02	gbif	1319441238
<i>Penaeus subtilis</i>	-71.9	12.48	gbif	1320037216
<i>Penaeus subtilis</i>	-70.47	11.78	gbif	1317897104
<i>Penaeus subtilis</i>	-70.12	12.43	gbif	1318808917
<i>Penaeus subtilis</i>	-70.37	11.73	gbif	1319725810
<i>Penaeus subtilis</i>	-71.68	12.52	gbif	1320381016
<i>Penaeus subtilis</i>	-71.8	12.5	gbif	1322227584
<i>Penaeus subtilis</i>	-75.17	10.95	gbif	1322748093
<i>Penaeus subtilis</i>	-72.78	12.15	gbif	1322875369
<i>Penaeus subtilis</i>	-40.52	-2.38	gbif	1317994373
<i>Penaeus subtilis</i>	-40.73	-2.48	gbif	1318479432
<i>Penaeus subtilis</i>	-40.85	-2.52	gbif	1318768155
<i>Penaeus subtilis</i>	-47.15	-0.45	gbif	1321254422
<i>Penaeus subtilis</i>	-42.45	-2.22	gbif	1322205182
<i>Penaeus subtilis</i>	-39.45	-2.53	gbif	1322472909
<i>Penaeus subtilis</i>	-71.08	12.53	gbif	1322923960
<i>Penaeus subtilis</i>	-62	10.48	gbif	1320444728
<i>Penaeus subtilis</i>	-76.78	7.94	gbif	1321910832
<i>Penaeus subtilis</i>	-61.18	9.97	gbif	1322157846
<i>Penaeus subtilis</i>	-58.35	8	gbif	1317945164
<i>Penaeus subtilis</i>	-60.82	9.65	gbif	1319150609
<i>Penaeus subtilis</i>	-58.5	8.33	gbif	1321246161
<i>Penaeus subtilis</i>	-55.58	6.33	gbif	1322010928
<i>Penaeus subtilis</i>	-53.48	6.83	gbif	1318429371

<i>Penaeus subtilis</i>	-54.9	6.92	gbif	477908860
<i>Penaeus subtilis</i>	-54.93	6.35	gbif	1322004760
<i>Penaeus subtilis</i>	-55.7	6.34	gbif	1322420372
<i>Penaeus subtilis</i>	-54.27	6.69	gbif	1317302120
<i>Penaeus subtilis</i>	-55.08	6.45	gbif	1317992487
<i>Penaeus subtilis</i>	-55.65	6.68	gbif	1320443533
<i>Penaeus subtilis</i>	-55.5	6.68	gbif	1320451378
<i>Penaeus subtilis</i>	-52.03	5.77	gbif	1320802068
<i>Penaeus subtilis</i>	-54.13	7.3	gbif	1319655623
<i>Penaeus subtilis</i>	-69	12	gbif	1322633116
<i>Penaeus subtilis</i>	-61.73	10.62	gbif	1318799390
<i>Penaeus subtilis</i>	-76.76	17.87	gbif	1321512153
<i>Penaeus subtilis</i>	-79.77	15.85	gbif	1318092976
<i>Penaeus subtilis</i>	-81.42	13.03	gbif	1320443454
<i>Penaeus subtilis</i>	-35.77	-9.68	gbif	2573657345
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.4	1.52	obis	011332bf-a3d7-49d2-ac40-48466629f6d7
<i>Penaeus subtilis</i>	-75.64	10.32	obis	01caf5cc-4774-4fd2-bb5b-f1bdee42245c
<i>Penaeus subtilis</i>	-34.88	-7.71	obis	02d15d82-fcad-424e-9107-9c0007f442c8
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.57	2.1	obis	035ede5c-4d4f-411c-a4a9-930503a6aa08
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.97	2.48	obis	09291f51-65d7-405f-a9ab-a346539cd48f
<i>Penaeus subtilis</i>	-38.85	-13.6	obis	101e1ae3-e5b8-41a7-88cc-0a9b12bac8c8
<i>Penaeus subtilis</i>	-52.87	5.63	obis	116b08d2-6cbe-4985-88dc-16f61b5aa76f
<i>Penaeus subtilis</i>	-47.82	-0.15	obis	146609f5-e552-4506-a82c-43cdbcc7377f
<i>Penaeus subtilis</i>	-51.48	4.83	obis	15daaa8c-2ae6-4ad2-b304-3a3c41a20a80
<i>Penaeus subtilis</i>	-47.75	0.63	obis	1dc903db-cb75-4a5e-9a5d-0f39211889c1
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.65	2.37	obis	244219bc-9a3f-4ecb-a2a3-bcb4243369c2
<i>Penaeus subtilis</i>	-47.68	0.42	obis	25bebbd5-2440-4f4d-a6d1-09ae139260f7
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.82	2.65	obis	25c06e77-90c4-413f-a8e7-2388ae3c84bd
<i>Penaeus subtilis</i>	-38.87	-15.28	obis	275ad7c8-d596-4629-ae3-ce4c287d5b36
<i>Penaeus subtilis</i>	-52.03	5.43	obis	32776c2b-77c5-44d8-9312-4d54cdc8d80c
<i>Penaeus subtilis</i>	-47.86	-0.67	obis	32bf71a4-d413-4df7-bfba-573bd6ba4aef
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.97	0.92	obis	35aa6cca-1043-4878-92fa-7ee951d4d9ff

<i>Penaeus subtilis</i>	-55.3	6.28	obis	385165ec-2545-420d-a9fc-7b84c88f0740
<i>Penaeus subtilis</i>	-46.23	0.48	obis	3aac3064-d0cf-42ab-89fd-4a1c1c801104
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.27	1.58	obis	3e939001-f0c1-46bf-bd11-200e1a72bbcf
<i>Penaeus subtilis</i>	-49.67	2.9	obis	3efb3397-ef8e-40ef-b602-2ee6c838a165
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.45	3.83	obis	40dad905-1c8f-4a8b-9e58-268ade2abefe
<i>Penaeus subtilis</i>	-54.45	6.77	obis	41432e05-c2d4-43db-9d60-20ec44b8b767
<i>Penaeus subtilis</i>	-38.98	-15.05	obis	431f5806-02a2-49b8-8bbc-d8e37d336108
<i>Penaeus subtilis</i>	-49.13	2.68	obis	471ddfa0-acdd-4bc1-98df-e704427862a0
<i>Penaeus subtilis</i>	-47.73	0.32	obis	4c80e01d-3147-41af-9440-e4141ef6c3b7
<i>Penaeus subtilis</i>	-51.97	4.98	obis	515caaeef-6fb2-4173-977b-02c9ed074a03
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.93	4.42	obis	51de02b1-c8f1-4c4f-b53b-396320f81078
<i>Penaeus subtilis</i>	-39.08	-17.05	obis	522e5232-2bfc-425e-9d49-8626f106758d
<i>Penaeus subtilis</i>	-49.62	3.32	obis	5342d603-1630-4984-93cf-2838806c30cd
<i>Penaeus subtilis</i>	-38.9	-15.45	obis	539ee6e8-95da-45a5-9bf3-166872d51b4d
<i>Penaeus subtilis</i>	-54.98	7.38	obis	55a6e0b2-9d7f-49ca-affd-d6a493a40a30
<i>Penaeus subtilis</i>	-39.37	-18	obis	55e60e23-f247-4d83-a56a-1f0c25665383
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.07	3.18	obis	57f62a16-68b4-4ab3-b139-74b4602e0c14
<i>Penaeus subtilis</i>	-54.33	6.42	obis	58a0e4be-846c-4d82-966d-f163ce5c9081
<i>Penaeus subtilis</i>	-54.99	6.41	obis	58f073ed-a6d1-43fc-84fe-c016ece07488
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.03	4.47	obis	59ca6ea2-ddd8-43c9-9405-e5d17d5cfd38
<i>Penaeus subtilis</i>	-72.56	12	obis	5ad63d57-daec-48d2-8c3b-45b4cd52f680
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.75	4.03	obis	5b56e388-57bf-4b3f-bf99-a58e921cf7ad
<i>Penaeus subtilis</i>	-74.46	11.12	obis	5caeac21-225d-40e3-b8b6-e008e8677363
<i>Penaeus subtilis</i>	-53.5	6.2	obis	5cf8fcdb-da9d-4eb4-b32f-551a88f63401
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.28	1.73	obis	5e4eed7c-24ab-4694-9021-554593d84c0d
<i>Penaeus subtilis</i>	-55.9	6.92	obis	5f25bcd9-c44b-45e4-909e-08aa144152e5
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.55	3.98	obis	619c26b7-e46d-4e0e-99c9-88aaff08b8ef
<i>Penaeus subtilis</i>	-46.54	-0.84	obis	619df977-7008-43d7-8dbd-400e985d6392
<i>Penaeus subtilis</i>	-60.68	9.97	obis	6394ee33-d0fc-4383-9598-c115f91223c4
<i>Penaeus subtilis</i>	-56.15	6.27	obis	643f3501-b1c0-4e95-86f9-44b1b599c62b
<i>Penaeus subtilis</i>	-38.92	-14	obis	6533d7e9-1bec-4132-8a4a-d09680adac33
<i>Penaeus subtilis</i>	-72.66	11.75	obis	67220e88-b63c-42bf-957d-7eb7ebe717bd

<i>Penaeus subtilis</i>	-52.37	5.33	obis	6a258ff9-a5e0-4cde-b9bc-6cb15abf95bc
<i>Penaeus subtilis</i>	-38.9	-15.6	obis	6f2b231f-72d1-4fdc-b116-e455ed29d080
<i>Penaeus subtilis</i>	-39.05	-14.67	obis	6fa939c7-6b39-48c6-815b-5af01d01cf3e
<i>Penaeus subtilis</i>	-38.97	-14.23	obis	756bd784-c0ec-48bb-8eee-f9cf11439367
<i>Penaeus subtilis</i>	-49.93	3.42	obis	75efde79-ff40-42aa-a40d-f2cee5497c32
<i>Penaeus subtilis</i>	-45.82	-0.85	obis	77a7ca4c-21d5-4ae8-834a-e30756c10625
<i>Penaeus subtilis</i>	-35	-8.51	obis	7d5c42dd-aa7e-4520-bb7e-5b439d26bb92
<i>Penaeus subtilis</i>	-49.58	3.42	obis	84183bb2-9e63-48f6-a7cc-5b95bb45c2a5
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.77	4.2	obis	856fe95f-ab27-4882-9a74-56b38da603f0
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.47	2.23	obis	86710fcc-19c7-4e39-9353-d5d9206e14db
<i>Penaeus subtilis</i>	-54.47	6.57	obis	8734b003-36d1-4641-934b-47b260b4af41
<i>Penaeus subtilis</i>	-50	3.33	obis	8907abc8-3708-4010-bbb2-9e3a445bfdf0
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.6	3.9	obis	8b7e5a9d-c726-40f2-a254-822f94834fe2
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.22	1.32	obis	8ca913c4-706e-4239-a1cd-7cc6687eda4d
<i>Penaeus subtilis</i>	-49.38	3.22	obis	8d8e7fbf-7714-4c89-b447-b6b414299bbf
<i>Penaeus subtilis</i>	-36.73	-10.83	obis	8dd23262-f825-497e-b4a4-2884f013b810
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.57	2.55	obis	90c17828-aa42-488a-8d78-88e13d3096da
<i>Penaeus subtilis</i>	-38.99	-14.94	obis	92365f52-3d76-433b-8fa0-6162495ad94f
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.22	1.42	obis	93330fba-40c0-4857-ad2c-8d6d28ccdcbd
<i>Penaeus subtilis</i>	-39.02	-14.75	obis	93c0592f-e8bb-4944-adc5-2c9d9935e78a
<i>Penaeus subtilis</i>	-38.97	-14.6	obis	95b2dcd4-c5c3-4d37-9b0a-a25d228e5a1f
<i>Penaeus subtilis</i>	-38.93	-13.32	obis	97719048-d9db-4f40-96f8-6ca998ff2fae
<i>Penaeus subtilis</i>	-46.4	-0.7	obis	97d70370-4e79-4346-80d9-133e543ab2db
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.83	2.2	obis	9d13da1b-4223-4bd0-a639-82797c3bd277
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.25	3.48	obis	9d5d954e-f3c1-4155-9b00-80df1da9c412
<i>Penaeus subtilis</i>	-45.97	-0.95	obis	9ede5558-64de-49bb-b78e-5ac35226105d
<i>Penaeus subtilis</i>	-51.9	5.07	obis	a110619c-e800-43a9-a2ba-17c500db9813
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.88	4.15	obis	a11a8d71-b62c-4f1d-b87b-de1d152bdecc
<i>Penaeus subtilis</i>	-38.85	-15.73	obis	a14f395a-e97d-4b14-84a4-5af973631208
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.98	1.18	obis	a2ffbf2f-6aeb-41b5-bff1-5e559221a97b
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.13	1.33	obis	a358b97a-9ea0-4c90-a48d-270ae6d84372
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.47	3.58	obis	a7dd9620-5f75-493f-be90-496212480140

<i>Penaeus subtilis</i>	-55.5	6.43	obis	aa117f31-f7d8-4205-a1b6-7272f1ddb5ac
<i>Penaeus subtilis</i>	-49.8	3.2	obis	ad8da941-2382-49d8-8039-0b8f107e93f6
<i>Penaeus subtilis</i>	-58.33	8.33	obis	afee12e0-15a7-4cbe-997f-075082c4d333
<i>Penaeus subtilis</i>	-49.45	2.75	obis	b0a7c283-efd0-4d97-b89f-b429372a6cf6
<i>Penaeus subtilis</i>	-75.08	12.53	obis	b280b9a8-260b-41ec-be28-5dcc67e1cf89
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.67	4	obis	b3555784-dc1d-459c-ac17-4a81cde96b8f
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.4	1.9	obis	b3f5bbc0-5d79-43f8-b0b6-aeb8b16cc3db
<i>Penaeus subtilis</i>	-36.42	-10.63	obis	b61125d9-1213-44b7-b9ea-53266d198349
<i>Penaeus subtilis</i>	-47.83	0.58	obis	bb755a7b-07ee-497e-8adf-c138b1bc84fc
<i>Penaeus subtilis</i>	-53.97	6.3	obis	be632001-4b2d-41e5-9101-6294730964a3
<i>Penaeus subtilis</i>	-47.78	1.03	obis	bf480d5e-f55a-4782-8c7b-e7e3b050a08c
<i>Penaeus subtilis</i>	-51.9	5.23	obis	c0f98045-1f3b-496e-b079-f60c242c7a85
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.5	1.8	obis	c3510081-2a88-4709-8527-7e819b7b1751
<i>Penaeus subtilis</i>	-42.03	-2.25	obis	c425bc55-2105-4b28-8f0d-6cde280152e4
<i>Penaeus subtilis</i>	-52.85	5.77	obis	c715e5e1-e379-4bcd-9a79-eec0ce3ca026
<i>Penaeus subtilis</i>	-49.37	2.83	obis	cb2da028-9b4a-48a7-8200-b93e24216b43
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.13	1.43	obis	ccce8bf4-4fc0-4c10-9bde-bc7fc2bb9b1d
<i>Penaeus subtilis</i>	-37.38	-11.57	obis	ccde24a0-bec5-4979-abf8-fcf19ae315c3
<i>Penaeus subtilis</i>	-49.68	3.22	obis	cd9ab713-59bd-48af-bee8-0effff0bde5d
<i>Penaeus subtilis</i>	-46.12	0.77	obis	ce6e880c-09b7-4e12-aaee-3c3aa2462ea6
<i>Penaeus subtilis</i>	-38.4	-13.02	obis	cef93990-f776-4cf8-9512-5fc5fae462c9
<i>Penaeus subtilis</i>	-39.45	-18.2	obis	cf6bbfb3-e14b-4b92-9dae-c571d579b2f6
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.35	1.65	obis	cf6f0d74-1123-4d74-abc0-d1b40cb8669e
<i>Penaeus subtilis</i>	-49.18	3.03	obis	d096e391-a3a4-4ea9-a873-90d3ee83a686
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.3	3.63	obis	d09c0ed0-4d59-4d66-b385-a83a69c52c9c
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.17	1.7	obis	d0c91126-c983-4f6c-80c7-fc3fbed17fa3
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.28	2.03	obis	d1c70600-d3a4-47ca-b6b9-a7ba92a3d3d5
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.02	3.42	obis	d31391e5-ab19-4a5c-83f9-e2167a0a7234
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.4	3.68	obis	d57cab61-5503-4b47-8bd3-ba4c83f92994
<i>Penaeus subtilis</i>	-37.13	-11.23	obis	d5eb7bb8-a910-460f-a9d1-57ff5fff6b02
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.42	1.72	obis	d6309e43-8b44-4d30-bf28-47cdedf13e66
<i>Penaeus subtilis</i>	-49.98	2.85	obis	d7717c03-9623-4847-a840-3b2c9ccfa90d

<i>Penaeus subtilis</i>	-46.13	-0.72	obis	d77c9c70-f730-4120-b498-2c2f0d0ca4c5
<i>Penaeus subtilis</i>	-54.47	6.35	obis	d89d7e0b-8c55-4d8d-8031-d6ab9b2690c3
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.08	3.62	obis	d8edf92c-c202-477c-b20b-84048950a6d6
<i>Penaeus subtilis</i>	-51.9	5.4	obis	dd3c2866-506c-44d6-a188-32f5efcc1725
<i>Penaeus subtilis</i>	-46.28	0.78	obis	dd58f294-29b9-48c2-b39c-27d02ba45f57
<i>Penaeus subtilis</i>	-38.97	-15.28	obis	dd959e95-c6ef-4438-b1d6-c560deeb5c22
<i>Penaeus subtilis</i>	-38.93	-14.33	obis	de0e6be5-0b92-418d-8317-6db3753dd317
<i>Penaeus subtilis</i>	-46.59	-0.94	obis	e318da7f-a0cd-4c29-9758-24187ba8da1c
<i>Penaeus subtilis</i>	-76.14	9.62	obis	e4ac5ca4-5d03-456d-a240-3da4ababd059
<i>Penaeus subtilis</i>	-37.47	-11.77	obis	e59a3765-70be-4f64-9acf-c894af3db2ae
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.55	3.73	obis	e6b40965-5d96-448a-b16c-a1f03c5a4074
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.55	3.83	obis	e769e0b9-bbd5-435a-934e-8adef93790ba
<i>Penaeus subtilis</i>	-37.92	-12.63	obis	e88c5036-4c80-441e-8200-7737f7ad72d6
<i>Penaeus subtilis</i>	-49.58	3.03	obis	e92a9859-2b3d-474d-a204-9bdf2542eb1a
<i>Penaeus subtilis</i>	-53.97	6.82	obis	e9ee5828-e1b7-4bdc-9bfa-7ad00920c279
<i>Penaeus subtilis</i>	-36.83	-10.82	obis	eb79aec1-2fac-494e-a5a2-3d618a1ab325
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.15	1.53	obis	ebb19a18-d715-4370-843a-dda0a33ff635
<i>Penaeus subtilis</i>	-53.5	6.08	obis	ec299080-7083-49b1-9564-513f64110962
<i>Penaeus subtilis</i>	-51.5	5.22	obis	ec3f5726-3d30-41be-b874-e51f90c4fbbd
<i>Penaeus subtilis</i>	-70.37	11.9	obis	ec47f1e4-e94e-4d9e-bfda-156e06971b0c
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.05	1.13	obis	edb5ed05-a1fb-4273-9687-a950efd40af9
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.87	2.93	obis	eeed3e74-7c73-40f5-9b4b-26af25664b5a
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.27	3.85	obis	f0f02184-d74c-4920-a160-885707de766d
<i>Penaeus subtilis</i>	-49.48	3.2	obis	f5801495-e01b-4e7d-ac20-4cbb61c77227
<i>Penaeus subtilis</i>	-47.87	0.92	obis	f636e6a7-abd5-40d1-aadc-e825e5e2ecbd
<i>Penaeus subtilis</i>	-48.67	1.98	obis	f8a99de0-2a6e-4f73-ae7-828e13702784
<i>Penaeus subtilis</i>	-50.17	3.53	obis	fa9129bc-7a61-4ead-99cb-5ec357c9dc1d
<i>Penaeus subtilis</i>	-47.93	0.48	obis	faadaef6-9f8b-46be-a568-2c32eaa921d8

Tabela 8- Pontos de ocorrência utilizados para a modelagem de nicho ecológico, da espécie *Xiphopenaeus dincao*.

Espécie	longitude	latitude	Provedor
<i>Xiphopenaeus dincao</i>	-35.22	-9.01	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus dincao</i>	-51.4	4.37	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus dincao</i>	-48.13	-0.86	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus dincao</i>	-55.16	5.94	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus dincao</i>	-52.25	4.91	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus dincao</i>	-35.16	-5.86	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus dincao</i>	-35	-6.35	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus dincao</i>	-39.25	-17.73	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus dincao</i>	-45.06	-23.43	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus dincao</i>	-46.3	-23.96	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020

Tabela 8- Pontos de ocorrência utilizados para a modelagem de nicho ecológico, da espécie *Xiphopenaeus kroyeri*.

Espécie	longitude	latitude	Provedor
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-35	-6.35	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-35.22	-9.01	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-40.78	-20.93	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-45.16	-23.54	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-46.28	-24.08	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-66.94	10.69	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-61.49	10.4	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-57.9	6.98	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-44.31	-1.99	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-37.07	-10.94	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-37.53	-11.76	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-39.01	-14.76	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020

<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-40.18	-20.05	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-41.01	-21.62	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-41.74	-22.39	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-42.01	-22.96	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-46.31	-23.96	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-48.52	-25.87	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-48.66	-26.61	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-48.59	-26.98	Carvalho-Batista <i>et al.</i> 2020

MATRIZ DE CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

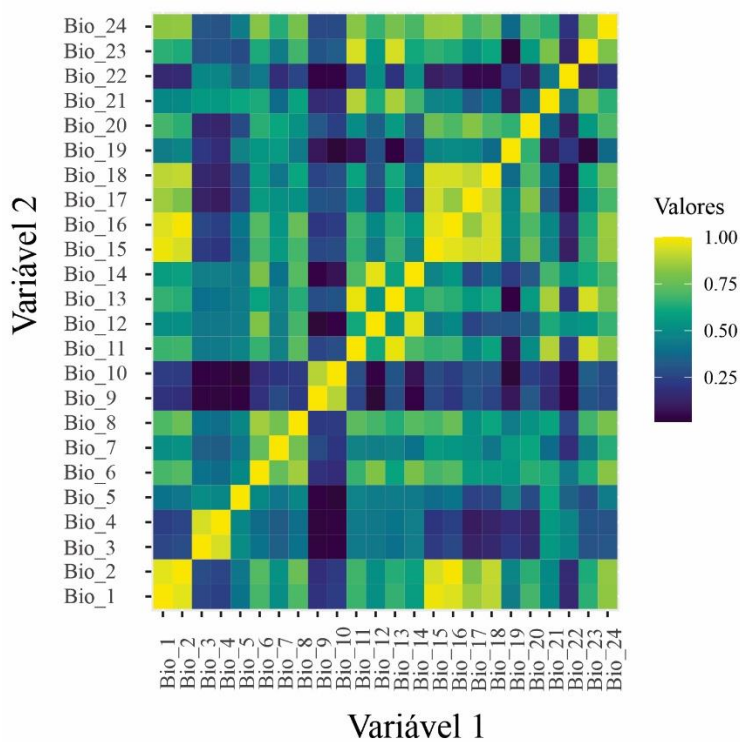


FIGURA 1- Matriz de correlação entre as variáveis ambientais para *Artemesia longinaris*.

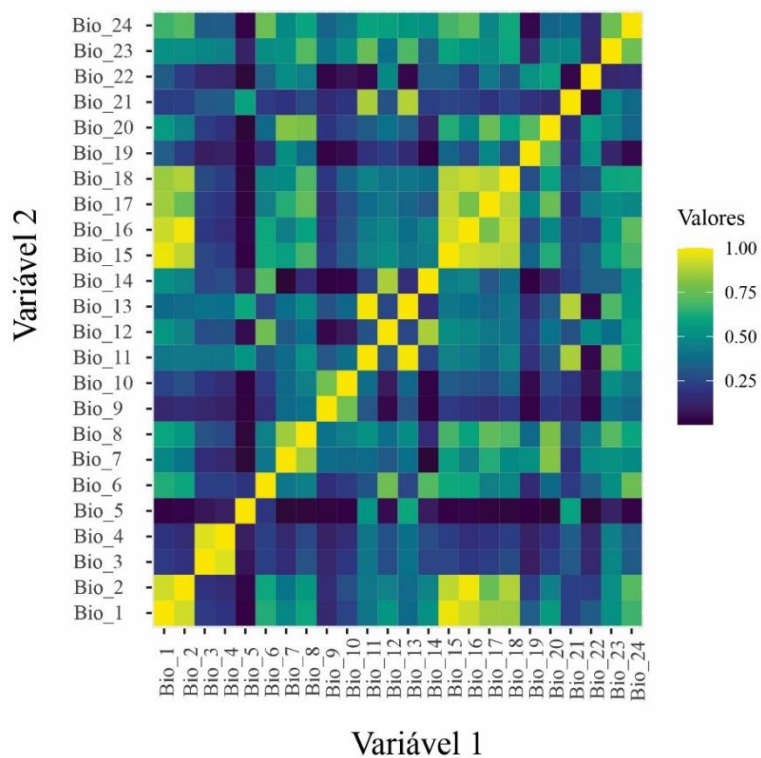


FIGURA 2- Matriz de correlação entre as variáveis ambientais para *Parapenaeus americanus*.

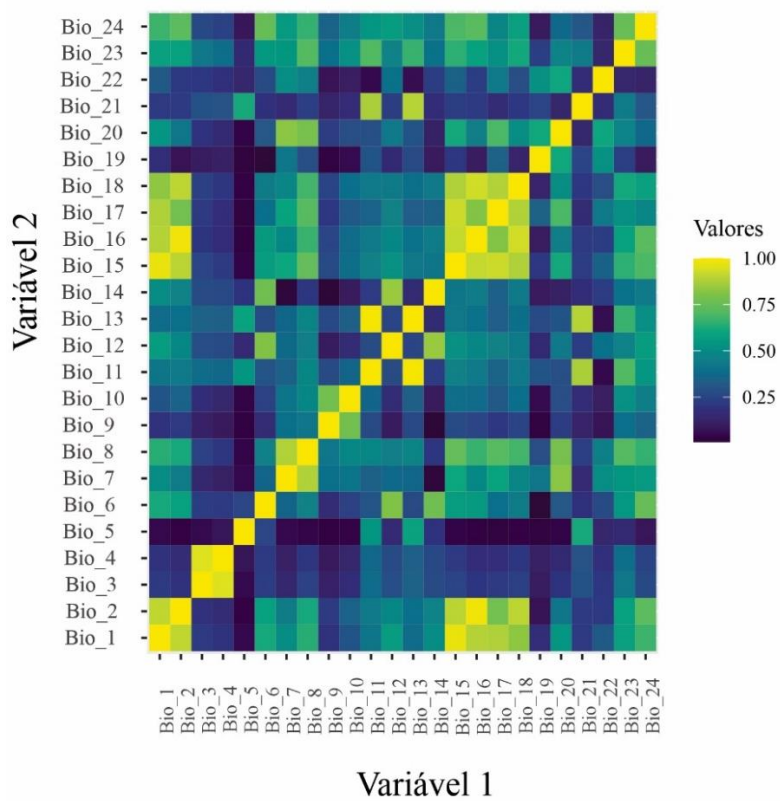


FIGURA 3- Matriz de correlação entre as variáveis ambientais para *Penaeopsis serrata*.

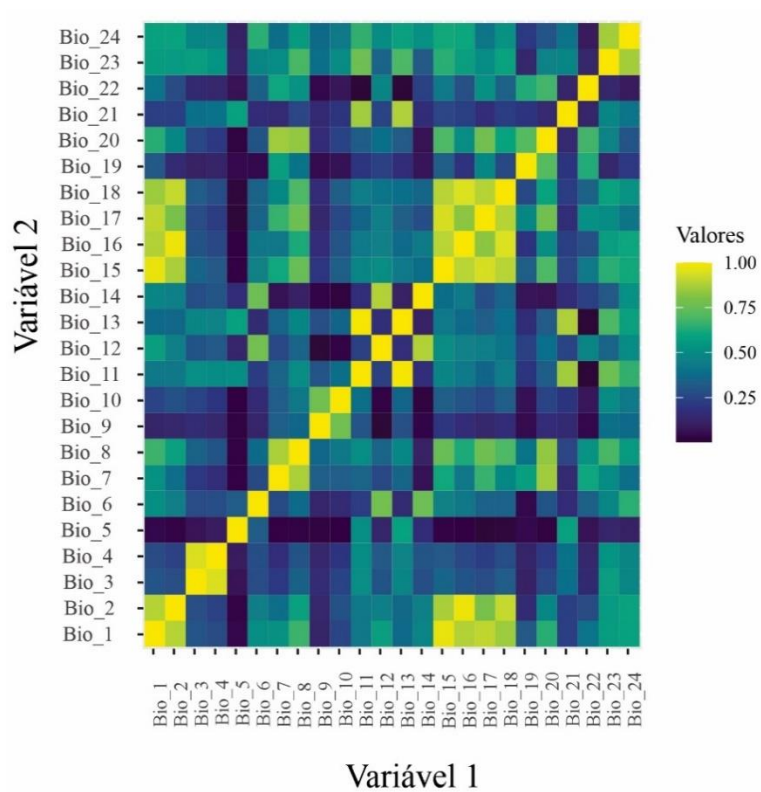


FIGURA 6- Matriz de correlação entre as variáveis ambientais para *Penaeus schmitti*.

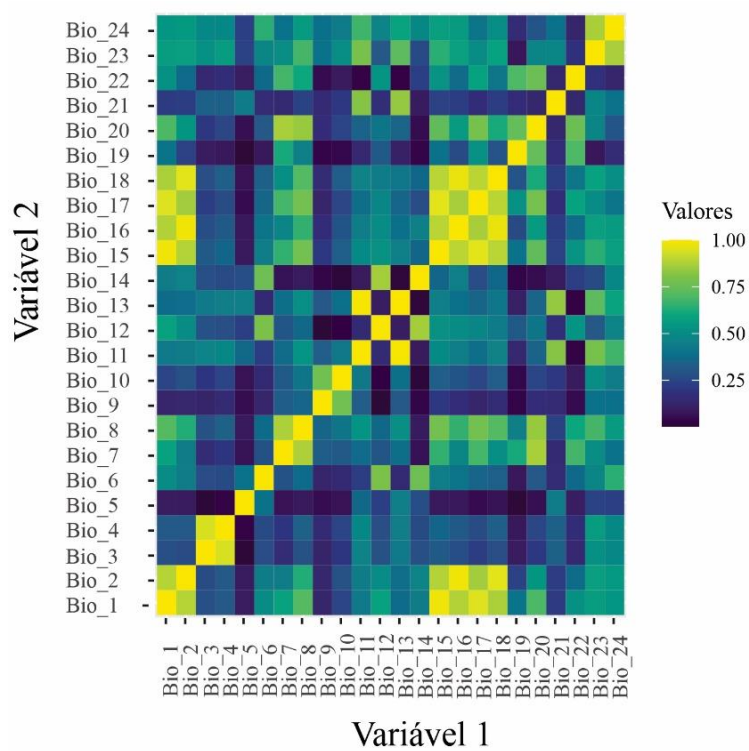


FIGURA 7- Matriz de correlação entre as variáveis ambientais para *Penaeus subtilis*.

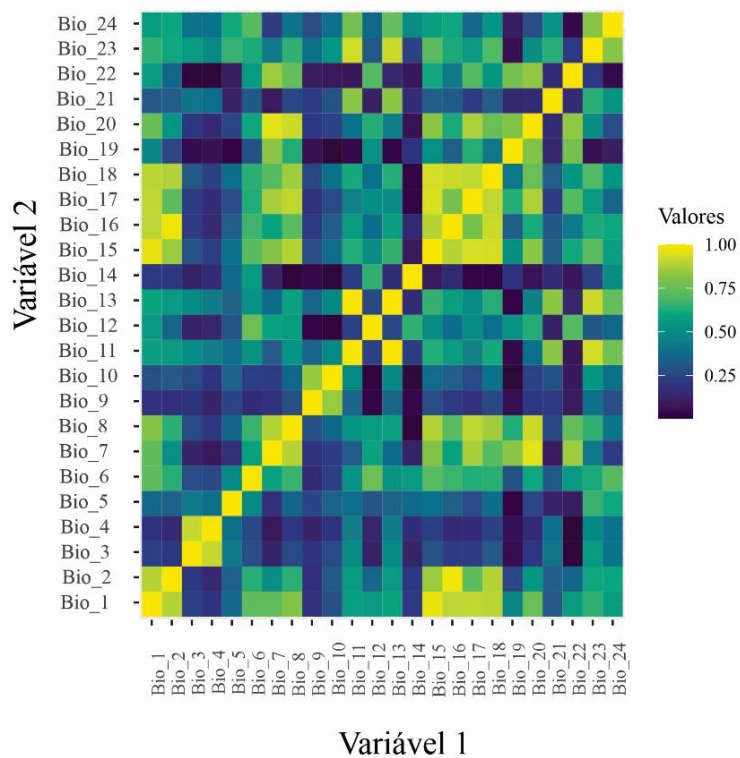


FIGURA 8- Matriz de correlação entre as variáveis ambientais para *Xiphopenaeus dincao*.

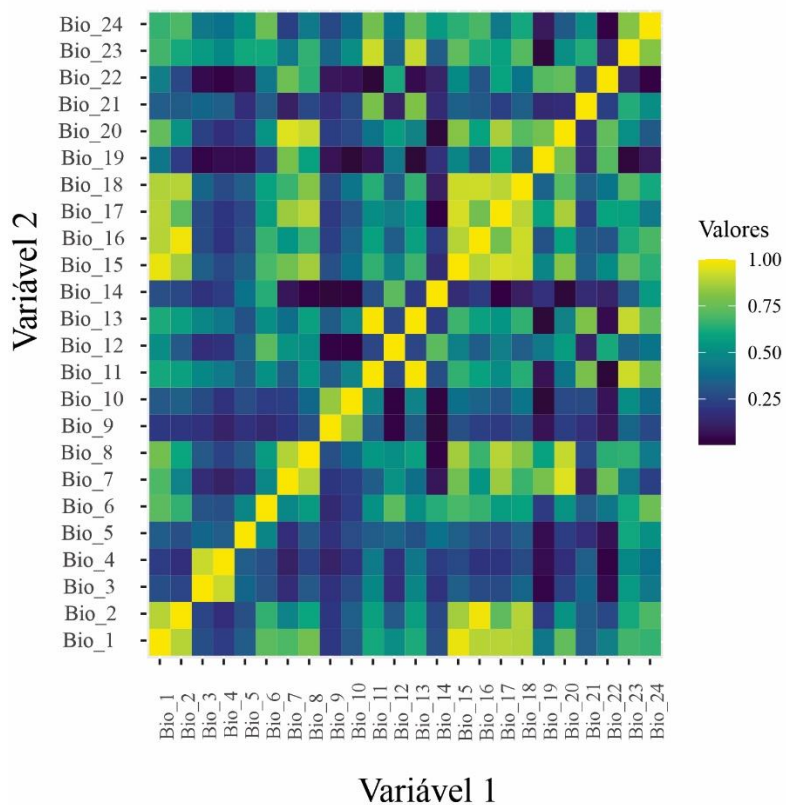
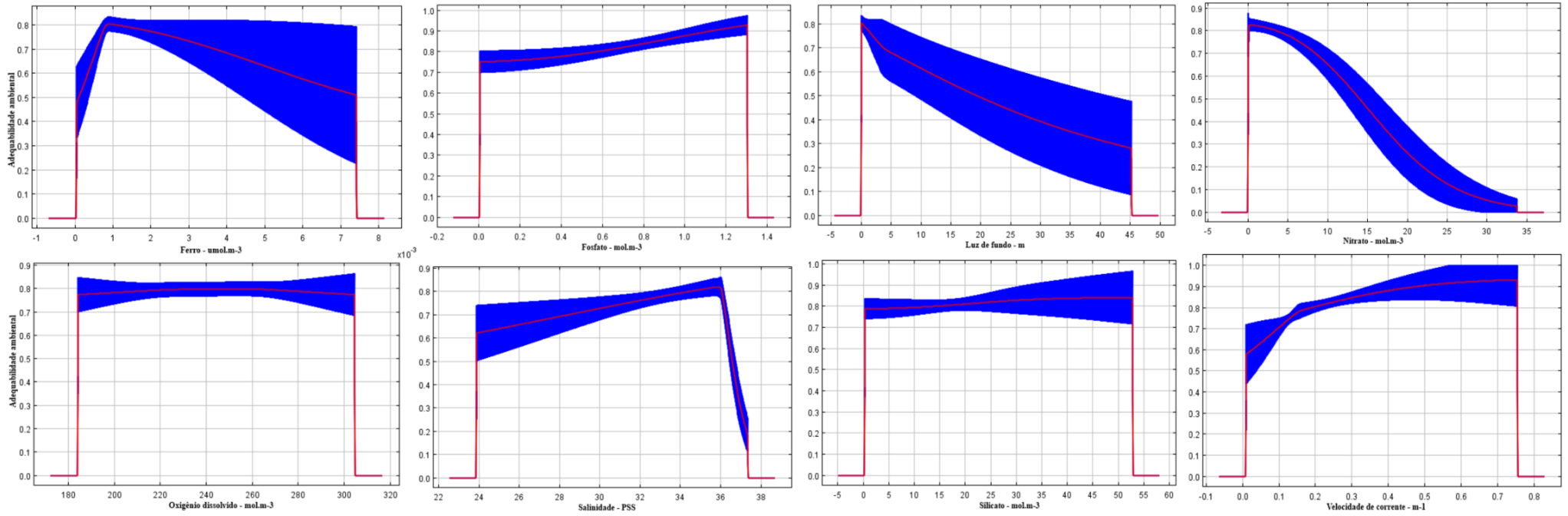
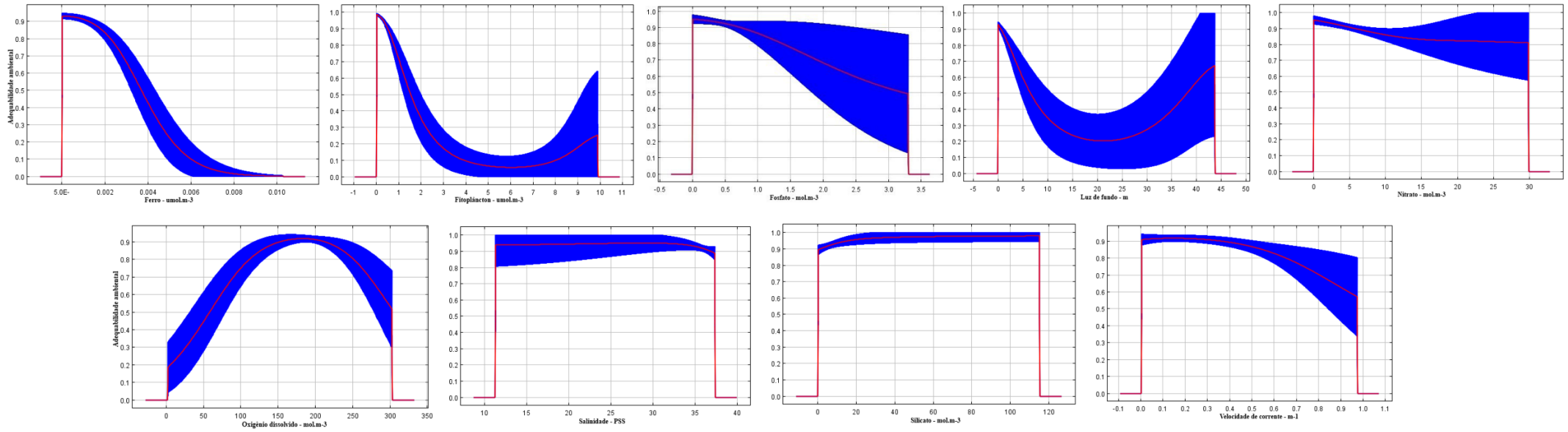


FIGURA 9- Matriz de correlação entre as variáveis ambientais para *Xiphopenaeus kroyeri*.

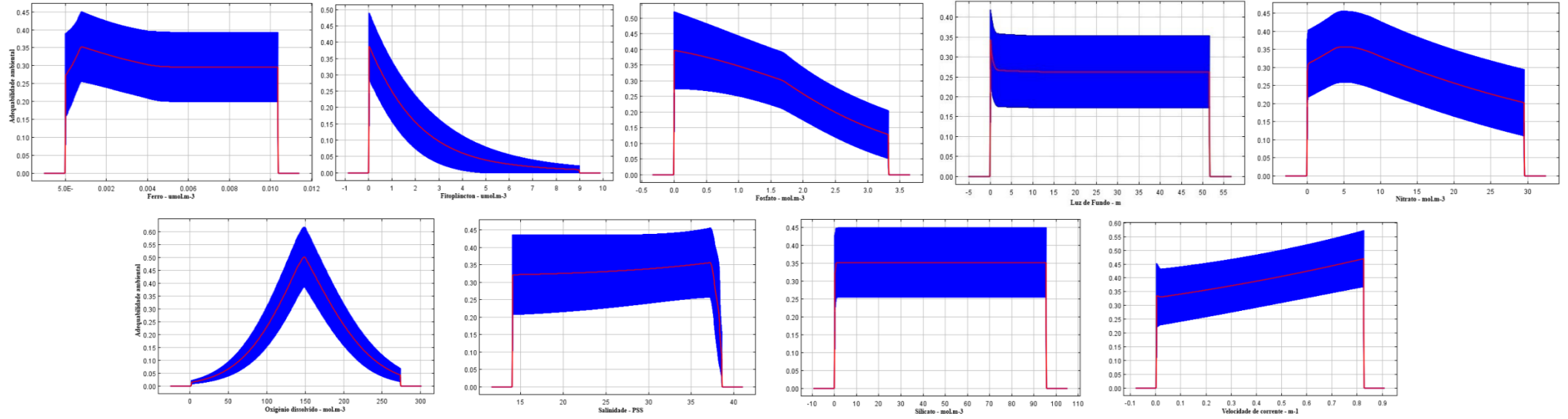
Curvas de resposta- *Artemesia longinaris*



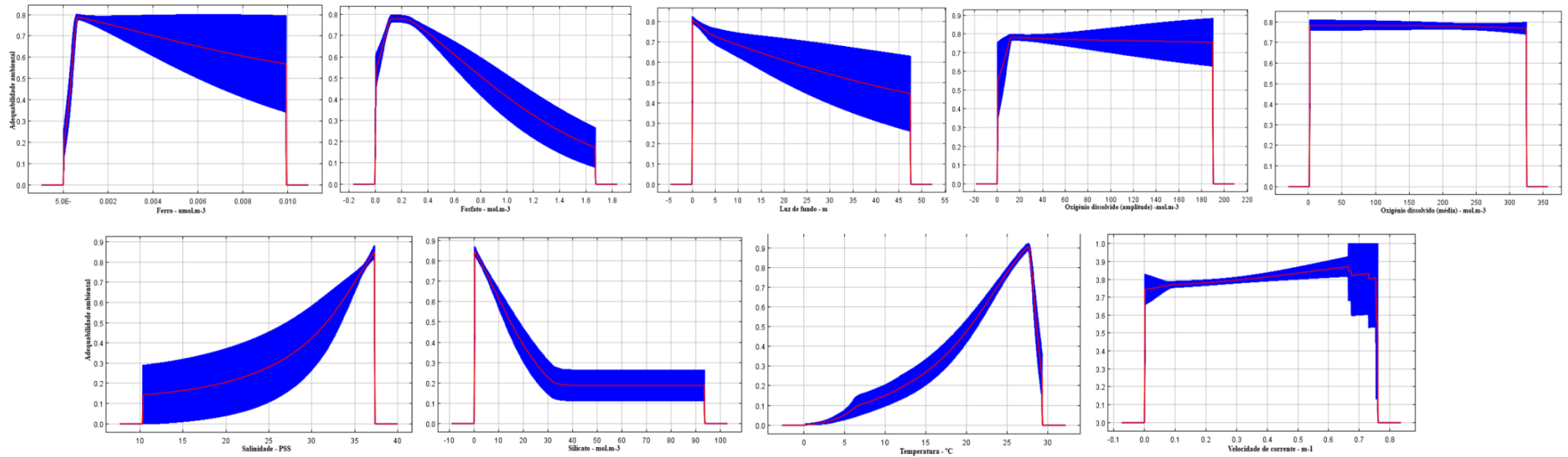
Curvas de resposta- *Parapenaeus americanus*



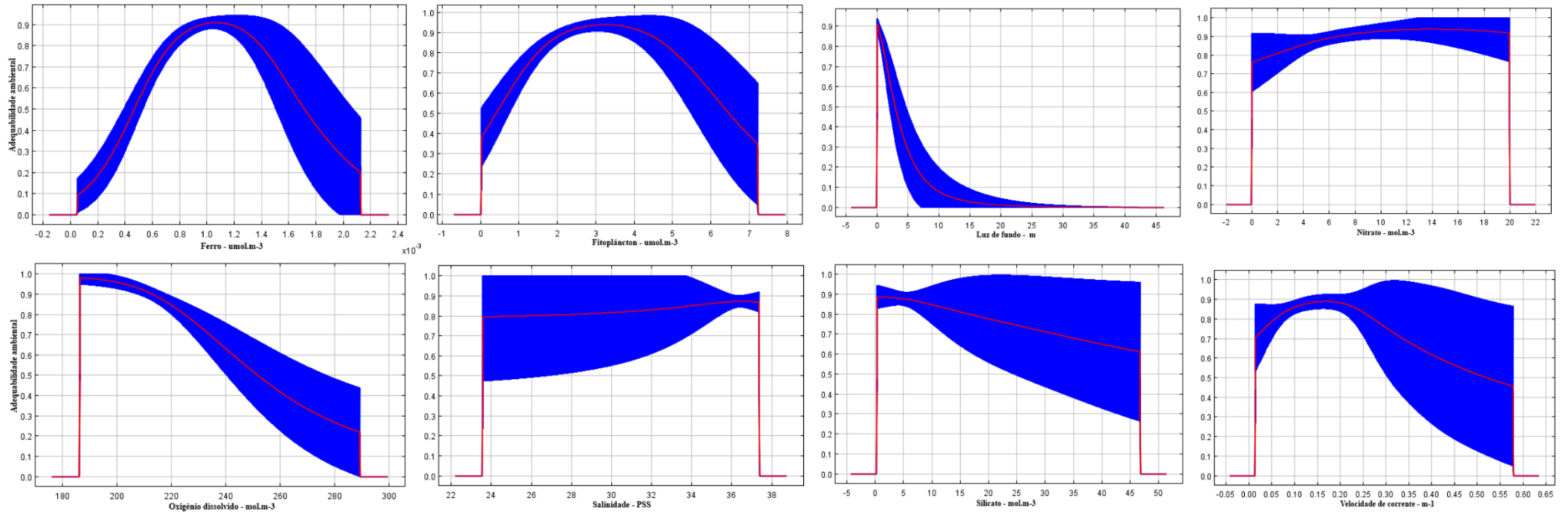
Curvas de resposta- *Penaeopsis serrata*

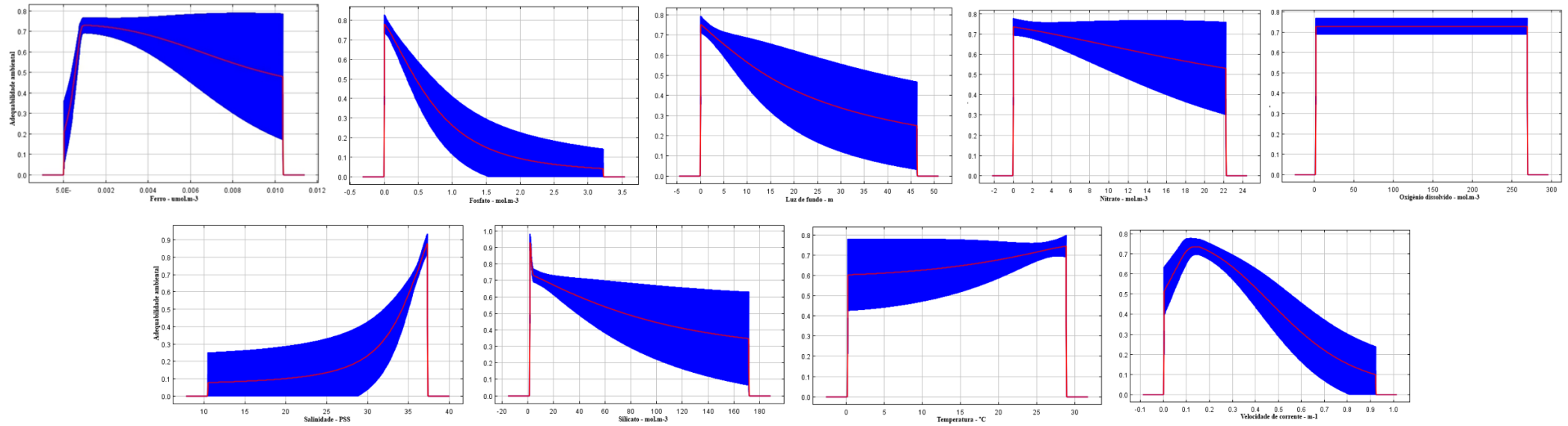


Curvas de resposta- *Penaeus brasiliensis*

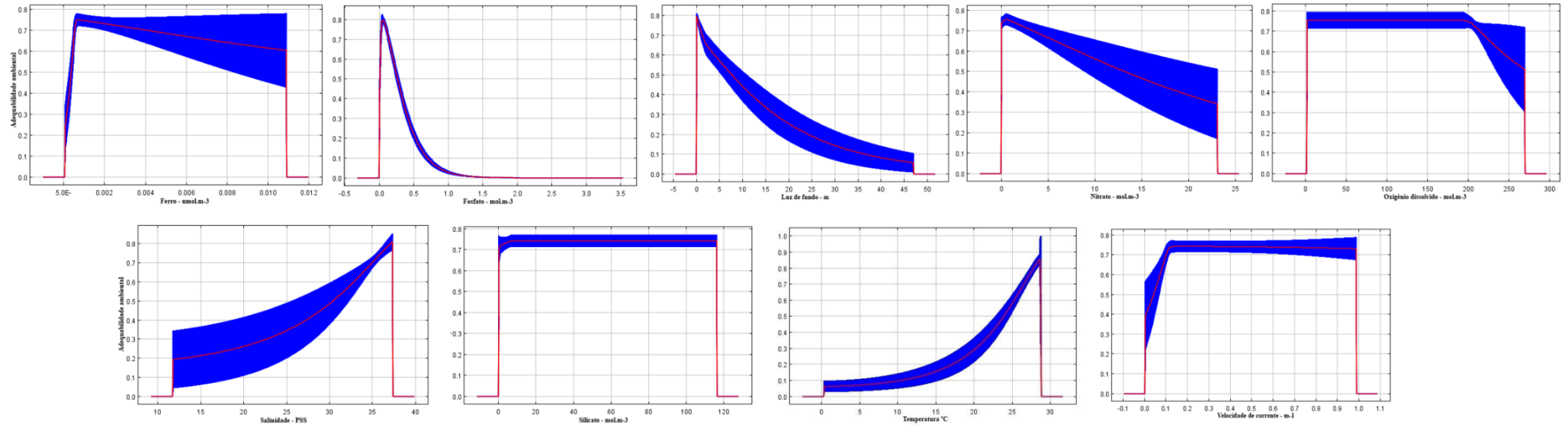


Curvas de resposta- *Penaeus paulensis*

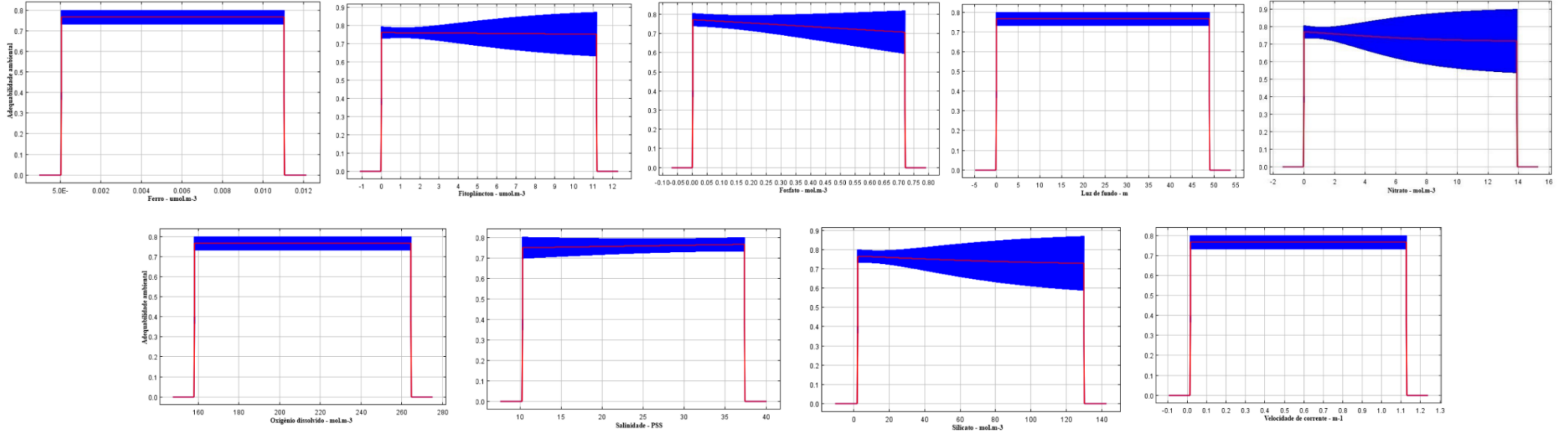


Curvas de resposta- *Penaeus schmitti*

Curvas de resposta- *Penaeus subtilis*



Curvas de resposta- *Xiphopenaeus dincao*



Curvas de resposta- *Xiphopenaeus kroyeri*