

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
FACULDADE DE MEDICINA VETERINÁRIA
GRADUAÇÃO EM MEDICINA VETERINÁRIA**

YASMIN MACHADO DE ARAÚJO

**INTEGRANDO CLIMA E NICHOS DE HOSPEDEIRO INVASOR (*Pterois
volitans*) PARA PREVER O RISCO DE INTRODUÇÃO DE PARASITAS
MARINHOS AO LONGO DA COSTA BRASILEIRA**

UBERLÂNDIA JUNHO DE 2023

YASMIN MACHADO DE ARAÚJO

**INTEGRANDO CLIMA E NICHOS DE HOSPEDEIRO INVASOR (*Pterois volitans*)
PARA PREVER O RISCO DE INTRODUÇÃO DE PARASITAS MARINHOS AO
LONGO DA COSTA BRASILEIRA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Faculdade de Medicina Veterinária da Universidade
Federal de Uberlândia como requisito para obtenção
do título de Bacharel em Medicina Veterinária.

Orientador: Prof^ª Dra Ariádine Cristine de
Almeida

UBERLÂNDIA

JUNHO DE 2023

YASMIN MACHADO DE ARAÚJO

Integrando clima e nicho de hospedeiro invasor (*Pterois volitans*) para prever o risco de introdução de parasitos marinhos ao longo da costa brasileira

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Faculdade de Medicina Veterinária da Universidade Federal de Uberlândia como requisito para obtenção do título de Bacharel em Medicina Veterinária.

Banca de Avaliação:

Prof^a Dra Ariádine Cristine de Almeida
Orientadora

Dr. Douglas Fernandes Rodrigues Alves
Membro

Prof. Dr. Fernando Cristino Barbosa
Membro

Uberlândia (MG), 28 de junho de 2023

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família, que sem seu suporte concluir a graduação não seria possível. Dando um destaque maior para minha mãe e meu namorado, que são a luz da minha vida.

Agradeço imensamente aos meus orientadores, principalmente ao Douglas. Cada conhecimento que vocês passaram me impulsionou na direção de ser uma pesquisadora melhor, obrigada por tudo.

RESUMO

A invasão no oceano Atlântico pelo peixe-leão *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) pode trazer diversos malefícios às espécies nativas, dentre eles novos parasitas. Neste estudo nós avaliamos o risco de introdução de parasitas registrados mundialmente no peixe-leão ao longo da costa brasileira. Para tanto, foram gerados e comparados Modelos de Nicho Ecológico (MNE) para a espécies parasitas *Anisakis simplex* (Rudolphi, 1809) e *Cryptocaryon irritans* (Brown, 1951) parasitas do peixe-leão, para os quais não há registros de ocorrência ao longo da costa brasileira, utilizando duas abordagens: [P] apenas com dados ambientais como preditores da adequabilidade dos parasitas; [P-H] com ambos, dados ambientais e a adequabilidade ambiental do peixe-leão como preditores da adequabilidade dos parasitas. Tais modelos foram projetados para a costa brasileira para verificar as áreas de susceptibilidade às espécies parasitas. Nós observamos que considerando a adequabilidade de habitat do peixe-leão os modelos gerados predizem maiores áreas susceptíveis às espécies parasitas. Portanto, nós concluímos que a introdução do peixe-leão ao longo da costa brasileira pode facilitar a introdução de parasitas potencialmente danosos à biodiversidade nativa desta região.

Palavras-chave: Peixe-leão, parasitismo, modelo de nicho ecológico, invasão, ecologia, relação ecológica.

ABSTRACT

The invasion of the Atlantic Ocean by the lionfish *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) can bring several harms to native species, including new parasites. In this study, we assessed the risk of introducing globally recorded parasites of the lionfish along the Brazilian coast. To do so, Ecological Niche Models (ENMs) were generated and compared for the parasite species *Anisakis simplex* (Rudolphi, 1809) and *Cryptocaryon irritans* (Brown, 1951), parasites of the lionfish, for which there are no occurrence records along the Brazilian coast. Two approaches were used: [P] using only environmental data as predictors of parasite suitability, and [P-H] using both environmental data and the environmental suitability of the lionfish as predictors of parasite suitability. These models were projected onto the Brazilian coast to identify areas susceptible to parasite species. We observed that considering the suitability of the lionfish, the generated models predict larger areas susceptible to parasite species. Therefore, we conclude that the introduction of the lionfish along the Brazilian coast may facilitate the introduction of potentially harmful parasites to the native biodiversity of this region.

Keywords: Lionfish, parasitism, ecological niche model, invasion, ecology, ecological relationship.

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

AUC rea Sob a Curva

GBIF Rede Global de Informacoes sobre Biodiversidade

MNE Modelo de Nicho Ecológico

OBIS Sistema de Informaco sobre Biodiversidade Oceânica

TSS True Skill Statistics

P Modelo de Nicho Ecológico baseado somente em variáveis ambientais

P-H Modelo de Nicho Ecológico baseado em variáveis ambientais e presença do hospedeiro

SUMÁRIO

| | |
|-----------------------------------------------------|----|
| 1. INTRODUÇÃO..... | 6 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS..... | 10 |
| 2.1 Registros de Ocorrência das Espécies Alvos..... | 10 |
| 2.2 Variáveis Ambientais..... | 11 |
| 2.3 Modelo de Nicho Ecológico (MNE)..... | 13 |
| 3. RESULTADOS..... | 14 |
| 3.1 MNE <i>Pterois volitans</i> | 14 |
| 3.2 MNE Espécies Parasitas..... | 16 |
| 4. DISCUSSÃO..... | 19 |
| REFERÊNCIAS | |

1. INTRODUÇÃO

Espécies invasoras são caracterizadas por estabelecerem populações em território fora de sua área de distribuição natural. A invasão biológica é um processo dinâmico e ocorre em três etapas, sendo elas: introdução, naturalização e invasão (ZILLER; ZALBA, 2007), em que o transporte por humanos para comércio ou de forma acidental, é provavelmente o mais importante para o início da introdução (COLAUTTI; MACISAAC, 2004). Uma vez superada a barreira geográfica, existem três obstáculos que uma espécie precisa superar para de fato se tornar uma espécie invasora, sendo eles: (I) pressão de propagação, (II) requisitos físico-químicos e (III) interações entre comunidades, tendo os mesmos impactos positivos ou negativos no processo de invasão.

A pressão de propagação se apresenta em relações ecológicas estabelecidas entre a espécie não nativa e nativas, como por exemplo competição, parasitismo ou predação (COLAUTTI; MacISAAC, 2004). A introdução do mexilhão-zebra em regiões dos Grandes Lagos da América do Norte se deve às semelhanças físico- químicas que a região invadida apresentou em relação ao seu território nativo nos mares Negro, Cáspio e Azove (KARATAYEV et al., 2015). Finalmente, para que a espécie invasora consiga se estabelecer em regiões não nativas, a mesma precisa ter sucesso em suas interações entre comunidades, que se tornará mais fácil caso haja a introdução de mais indivíduos (COLAUTTI; MacISAAC, 2004).

As consequências de uma invasão bem sucedida podem atingir toda a cadeia ecológica de uma região invadida, podendo ou não atingir a própria espécie invasora. Mudanças comportamentais, deslocamento de nicho, exclusões por competição, evoluções de novas relações ecológicas e até mesmo extinções (MOONEY; CLELAND, 2001) são exemplos de resultados da introdução de uma espécie não nativa. A associação destas pode levar a uma homogeneização biótica e conseqüentemente à redução de biodiversidade em níveis tanto organizacional quanto funcionais (PETSCH, 2016).

Em ambientes marinhos a principal forma de introdução de espécies invasoras é através da água de lastro, sendo comum também a bioincrustação, que além do potencial de transportar espécies invasoras, trazem prejuízos econômicos ao reduzirem a capacidade das

embarcações em realizar manobras (COUTINHO, 2009). Aquários públicos e comércios de peixes ornamentais, sem o devido tratamento, ao liberarem seus dejetos em ambientes naturais por sistemas de filtragem ou acidental, também são fontes para invasões biológicas. A *Caulerpa taxifolia*, conhecida como “alga assassina”, se tornou invasora por seu amplo uso em aquários (PADILLA; WILLIAMS, 2004), sendo hoje reconhecida pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) como uma das 100 piores espécies invasoras do mundo.

O peixe-leão *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) é uma espécie nativa dos recifes de corais do Oceano Índico e de toda a região Indo-Oeste do Pacífico, que pela sua popularidade no comércio de peixes ornamentais também se tornou invasor em diversas regiões do mundo. A invasão do peixe-leão representa uma das mais rápidas invasões de um peixe marinho já registrada, sendo esta facilitada pela alta flexibilidade de habitat da espécie e alta fecundidade e liberação de ovos pelas fêmeas (GARDNER et al. 2002). A combinação destes fatores resultou em uma ampliação de distribuição da espécie de aproximadamente 7,3 milhões km² em menos de 30 anos (FERREIRA et al., 2015).

A determinação de como a espécie foi introduzida é difícil (MORRIS et al., 2008), entretanto a água de lastro e liberação acidental ou intencional de aquários são os vetores mais prováveis (WHITFIELD et al., 2002). Atualmente o peixe-leão se encontra estabelecido em Bahamas, Bermudas, Costa Rica, Cuba, costa atlântica dos EUA, Grandes Antilhas, Honduras, Ilhas Caimão, Ilhas Turcas e Caicos, Jamaica, costa caribenha do México, Porto Rico e República Dominicana (SCHOFIELD, 2010). Há registros da espécie no Brasil, Belize, Colômbia e Panamá, e apesar de ainda não estabelecido, Modelos de Nicho Ecológico (MNE's) já apontam a iminência da invasão do peixe-leão no oceano Atlântico Sul (EVANGELISTA et al., 2016).

Em 2014 o primeiro espécime de peixe-leão foi relatado na costa brasileira, sendo o mesmo reconhecido por mergulhadores e posteriormente confirmado morfológicamente como *Pterois volitans*, sendo o DNA do peixe-leão capturado em Arraial do Cabo correspondente às sequências de indivíduos invasores estabelecidos no Caribe (FERREIRA et al., 2015). A introdução do indivíduo coletado na costa brasileira acredita-se ser por dispersão natural de larvas do Caribe. Os perigos de uma possível invasão do peixe-leão à fauna marinha brasileira não são completamente conhecidos, entretanto a menor riqueza de

espécies de peixes de recife sugere que a invasão terá consequências mais preocupantes que em outras regiões já invadidas (FERREIRA et al., 2015).

A falta de um predador natural favorece as consequências negativas da invasão do peixe-leão nos locais em que sua invasão foi registrada, sendo as espécies nativas mais sujeitas à predação devido às diferentes estratégias de alimentação utilizadas pelo peixe-leão, incluindo predação de emboscada a encurralamentos com suas nadadeiras peitorais (MORIS; AKINS, 2009). Além da predação, a competição por recursos e manutenção de patógenos locais ou introdução de novos parasitas (HATCHER et al., 2012) podem ser algumas das consequências desta introdução.

Apesar do pouco conhecimento a respeito da fauna parasitária do peixe-leão em sua região nativa, no decorrer da sua invasão foram relatadas infecções por diferentes parasitas de diferentes reinos e não nativos no Brasil (AGUILAR-PERERA et al., 2017; FOGG et al., 2016; MORRIS et al. 2011; OSORIO et al., 2014; PAPERNA, 1972; RAMOS-ASCHERL et al., 2015; RUIZ-CARUS et al., 2006; PAPERNA, 1972; TUTTLE et al., 2016). Tais parasitas podem ser responsáveis por alternarem dinâmicas em comunidades invadidas ao produzirem efeitos diretos em seus hospedeiros, ou indiretos em espécies com as quais os hospedeiros interagem (DUNN et al., 2012). Embora o papel de parasitas em invasões biológicas em ambientes marinhos seja relativamente pouco estudado, os mesmos apresentam alto potencial de regulação de espécies invasoras hospedeiras (TORCHIN et al., 2002).

Algumas das espécies registradas como responsáveis por infecções no peixe-leão foram o *Anisakis simplex* (Rudolphi, 1809) e *Cryptocaryon irritans* (Brown, 1951). A Tabela 1 apresenta maiores detalhes a respeito da taxonomia dessas espécies.

Tabela 1. Classificação taxonômica e países de registros de espécies parasitas utilizadas neste estudo.

| Taxonomia das espécies parasitas | Países de ocorrência |
|--------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------|
| Filo Nematoda Ordem Rhabditida Família Anisakidae Espécie <i>Anisakis simplex</i> | Porto Rico |

| | |
|--------------------------------------|------|
| Filo Ciliophora | Cuba |
| Ordem Prorodontida | |
| Família Holophryidae | |
| Espécie <i>Cryptocaryon irritans</i> | |

O *Anisakis simplex* é uma espécie parasitária com ciclo de vida complexo e vários hospedeiros, sendo as espécies mais afetadas peixes e mamíferos marinhos. Sua forma adulta reside no estômago de mamíferos marinhos, onde causa danos no trato digestivo. Ovos não embrionados produzidos por fêmeas adultas são excretados nas fezes destes animais e é na própria água do mar que os ovos formam larvas de primeiro estágio (L1). As larvas então mudam para o estágio 2 (L2), passam a nadar livremente e são ingeridas por crustáceos, evoluindo, então, para o estágio 3 (L3). Peixes marinhos e cefalópodes são contaminados ao se alimentarem de crustáceos infectados com larvas L3 de *Anisakis simplex*. O ciclo do parasita se completa quando o mesmo passa de L3 para fase adulta em mamíferos marinhos que se alimentam de peixes e cefalópodes contaminados (PRAVETTONI et al., 2012).

O ser humano pode se apresentar como hospedeiro acidental e ser acometido pela parasitose por *Anisakis simplex*. A contaminação, conhecida como anisaquíase, está relacionada à ingestão de peixes marinhos e cefalópodes crus e se manifesta clinicamente como uma infecção gastrointestinal aguda. Registros do parasitismo em peixes-leões foram obtidos em Porto Rico, nas localidades de Praia El Escabrón - em San Juan, Juana Díaz, Praia Buyé - em Cabo Rojo, Bahia de Mayaguez - em Mayaguez, Reserva Marina Tres Palmas - em Rincon, Praia Pico de Piedra - em Aguada, Praia Punta Borinquen - em Aguadilla e La Parguera, em Lajas (RAMOS-ASCHERL et al., 2015).

A espécie *Cryptocaryon irritans* é um protozoário que parasita peixes e possui o ciclo de vida em quatro fases, sendo sua forma de trofonte o estágio parasitário que infecta o hospedeiro se fixando ao tegumento e abrindo caminho por baixo da pele. Ao passarem para sua forma madura, deixam o hospedeiro, encistam e passam para a forma reprodutiva de tomonete, sofrendo sucessivas divisões. Quando o cisto se rompe há a liberação de sua forma infecciosa de tomitos, que nadam livremente à procura de seu hospedeiro (COLORNI, 1987). Registros do parasitismo em peixes-leões foram obtidos em Cuba, nos ilhéus de Cayo Coco e Cayo Guillermo - em Jardins do Rei (OSORIO et al., 2013).

O conhecimento dos efeitos da introdução de espécies não nativas, sobretudo, da invasão bem-sucedida do peixe-leão (*Pterois volitans*) nas regiões já citadas e de sua invasão no Atlântico Sul, indica a importância de que haja maiores pesquisas relacionadas às consequências desta introdução para a ictiofauna marinha brasileira, principalmente sobre sua capacidade de atuar como vetor dispersor de novas doenças e parasitas na fauna marinha nativa brasileira. A exploração da relação hospedeiro-parasita do peixe-leão pode ser realizada através da construção de Modelos de Nicho Ecológicos, sendo os mesmos ferramentas que utilizam a associação entre dados de ocorrência com características ambientais para prever regiões em que uma espécie apresenta potencial para se distribuir.

Neste estudo procuramos relacionar os fatores abióticos de parasitas mundialmente registrados na espécie *Pterois volitans*, representados pelas características físico-químicas de águas costeiras, com bióticos, representados aqui pela construção de um Modelo de Nicho Ecológico para o peixe-leão, definindo a relação hospedeiro-parasita entre as espécies. A comparação entre os dois MNE's criados para as espécies parasitas sendo um com, e outro sem a presença do hospedeiro, será usada para identificar áreas com maior susceptibilidade à introdução de parasitas invasores na costa brasileira e permitirá a avaliação do risco da presença do peixe-leão como espécie hospedeira, para o sucesso do estabelecimento de espécies parasitas ao longo da costa marinha brasileira.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Registro de Ocorrência das Espécies-alvos

Foi feito um levantamento bibliográfico de registros de espécies parasitas no peixe-leão (*Pterois volitans*), através da literatura disponível em revistas e bancos de dados online. Foram utilizadas ocorrências de artigos, a exemplo registros isolados de monogenéticos na região nativa do peixe-leão no Mar Vermelho (PAPERNA, 1972), como também registros de múltiplas espécies em regiões estabelecidas (RAMOS-ASCHERL et al., 2015). Em seguida os registros de ocorrência do peixe-leão (*Pterois volitans*) e das espécies parasitas registradas na literatura do mesmo foram obtidas pelas plataformas Rede Global de Informações sobre Biodiversidade (GBIF) e Sistema de Informação sobre Biodiversidade Oceânica (OBIS). Os mesmos passaram por métodos de limpeza com objetivo de refinar os resultados, em que

ocorrências duplicadas, registradas em ambiente terrestre ou provenientes de observação direta foram retiradas do estudo.

2.2. Variáveis Ambientais

Foram utilizadas 24 variáveis ambientais obtidas através da plataforma Bio-ORACLE, descritas na Tabela 2. As variáveis foram recortadas com base na faixa de distribuição natural e invadida do peixe-leão, dos pontos de ocorrência de cada espécie parasita registrada na literatura e das Ecorregiões Marinhas Costeiras (SPALDING et al, 2007). As variáveis que apresentarem correlação superiores a 0,6 e inferiores a -0,6, foram incluídas. Após a exclusão das variáveis com correlação entre si, as mesmas foram projetadas e moldadas de acordo com os pontos de ocorrência de latitude e longitude máxima e mínima de cada espécie. As coordenadas foram estendidas a fim de incluir a costa brasileira no corte, e em seguida as variáveis foram também projetadas nas ecorregiões em que os pontos de ocorrência foram registrados. As ecorregiões são definidas de acordo com características semelhantes de ecossistemas e espécies nelas presentes e agrupadas em províncias, que por sua vez formam os reinos. No total existem 12 reinos, 62 províncias e 232 ecorregiões costeiras no mundo (SPALDING et al., 2007).

Tabela 2. Variáveis ambientais e suas unidades de medida

| Sigla | Variável Ambiental | Unidade de medida |
|--------------|-------------------------------------------|--------------------------|
| B01 | Média de concentração de clorofila | $mg. m^{-3}$ |
| B02 | Amplitude de concentração de clorofila | $mg. m^{-3}$ |
| B03 | Média de velocidade de corrente | m^{-1} |
| B04 | Amplitude de velocidade de corrente | m^{-1} |
| B05 | Média de concentração oxigênio dissolvido | $mol. m^{-3}$ |

| | | |
|-----|-----------------------------------------------------|----------------------------|
| B06 | Amplitude de concentração de oxigênio dissolvido | $mol. m^{-3}$ |
| B07 | Média de concentração de ferro | $umol. m^{-3}$ |
| B08 | Amplitude de concentração de ferro | $umol. m^{-3}$ |
| B09 | Média de luz no no substrato | - |
| B10 | Amplitude de luz no substrato | - |
| B11 | Média de concentração de nitrato | $mol. m^{-3}$ |
| B12 | Amplitude de concentração de nitrato | $mol. m^{-3}$ |
| B13 | Média de concentração fosfato | $mol. m^{-3}$ |
| B14 | Amplitude de concentração de fosfato | $mol. m^{-3}$ |
| B15 | Média de concentração de fitoplâncton | $umol. m^{-3}$ |
| B16 | Amplitude de concentração de fitoplâncton | $umol. m^{-3}$ |
| B17 | Média de concentração de produtividade primária | $g. m^{-3} \cdot day^{-1}$ |
| B18 | Amplitude de concentração de produtividade primária | $g. m^{-3} \cdot day^{-1}$ |
| B19 | Média de salinidade | PSS |
| B20 | Amplitude de salinidade | PSS |

| | | |
|-----|-----------------------------------------------|---------------|
| B21 | Média de concentração silicato | $mol. m^{-3}$ |
| B22 | Amplitude de concentração de silicato | $mol. m^{-3}$ |
| B23 | Média de temperatura de superfície do mar | °C |
| B24 | Amplitude de temperatura de superfície do mar | °C |

2.3. Modelo de Nicho Ecológico (MNE)

Foram gerados modelos referentes à espécie hospedeira (*Pterois volitans*) e duas espécies parasitas registradas em literatura selecionadas para o estudo. Para a construção de tais, foram considerados fatores abióticos representados pelas variáveis ambientais obtidas através da plataforma de banco de dados Bio-ORACLE. Além disso, para as espécies parasitas foram gerados dois modelos, um somente com as variáveis ambientais (modelo P) e outro com a presença da espécie hospedeira (modelo P-H), representada pelo próprio MNE elaborado para o peixe-leão, como representação da interação hospedeiro-parasita.

A modelagem foi realizada usando o método de entropia máxima implementado no Maxent versão 3.3.3 k (PHILLIPS et al., 2006). Os ajustes dos parâmetros MaxEnt para a criação do MNE de cada espécie serão avaliados com o pacote R “ENMeval”, seguindo recomendações de boas práticas de utilização do MaxEnt (MORALES et al., 2017). Testamos os melhores parâmetros relacionados à complexidade e poder preditivo dos modelos: multiplicador de regularização ($rm = 0,5 - 4,0$) e parâmetros de características (fc , L = linear, P= produto, Q = quadrático e H = dobradiça). Esses parâmetros foram testados em diferentes combinações e após feitas 10 réplicas de cada modelo, os modelos foram selecionados de acordo com o AICc, selecionando o modelo com o menor valor de AICc.

Finalmente duas métricas foram usadas para avaliar a precisão de cada ENM; a Área Sob a Curva (AUC) (FIELDING; BELL, 1997) e a True Skill Statistics (TSS) (ALLOUCHE et al., 2006). Interpretaremos os valores de AUC com base em Swets (1988), em que valores $>0,90$ = excelente, $>0,80-0,90$ = bom, $>0,70-0,80$ = razoável, $>0,60-0,70$ = ruim e $>0,50-0,60$ = reprovado. Os valores de TSS variam de -1 a 1, em que 1 indica concordância perfeita e valores

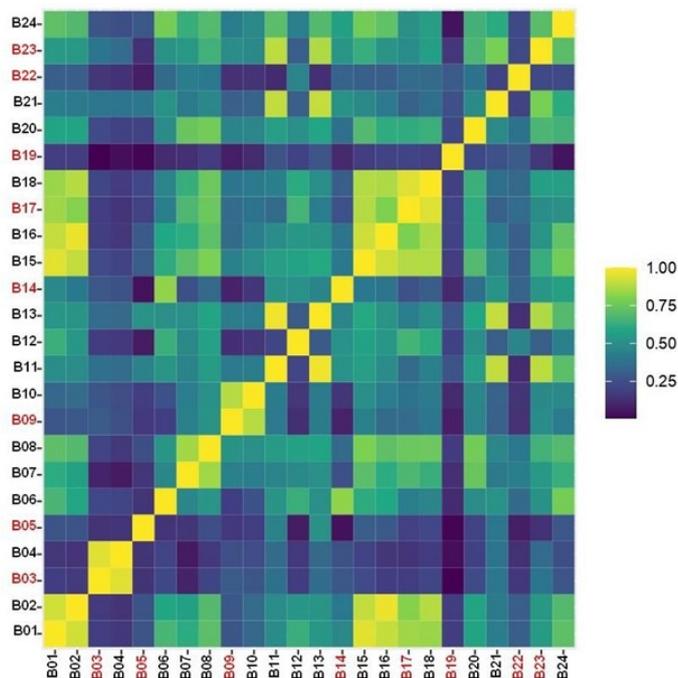
de zero ou menos indicam desempenho não melhor do que aleatório (ALLOUCHE et al., 2006). Utilizamos o MNE treinado com MaxEnt para gerar uma projeção da distribuição das espécies parasitas, com o intuito de prever a adequabilidade ambiental dessas espécies ao longo da costa brasileira e, portanto, o risco de introdução destas espécies com e sem o peixe-leão como vetor de transporte das mesmas.

3. RESULTADOS

3.1. MNE *Pterois volitans*

Foram obtidos 1.221 pontos de ocorrências, provenientes de 14 províncias e 8 reinos. Para o modelo do peixe-leão (*Pterois volitans*) foram consideradas 8 das 24 variáveis ambientais obtidas, a Figura 1 representa a correlação entre todas as variáveis. Os valores obtidos das métricas responsáveis por avaliar a precisão do modelo foram de 0.902 ± 0.002 para a Área Sob a Curva (AUC) e 0.767 ± 0.004 para a True Skill Statistics (TSS), refletindo o ajuste satisfatório do modelo.

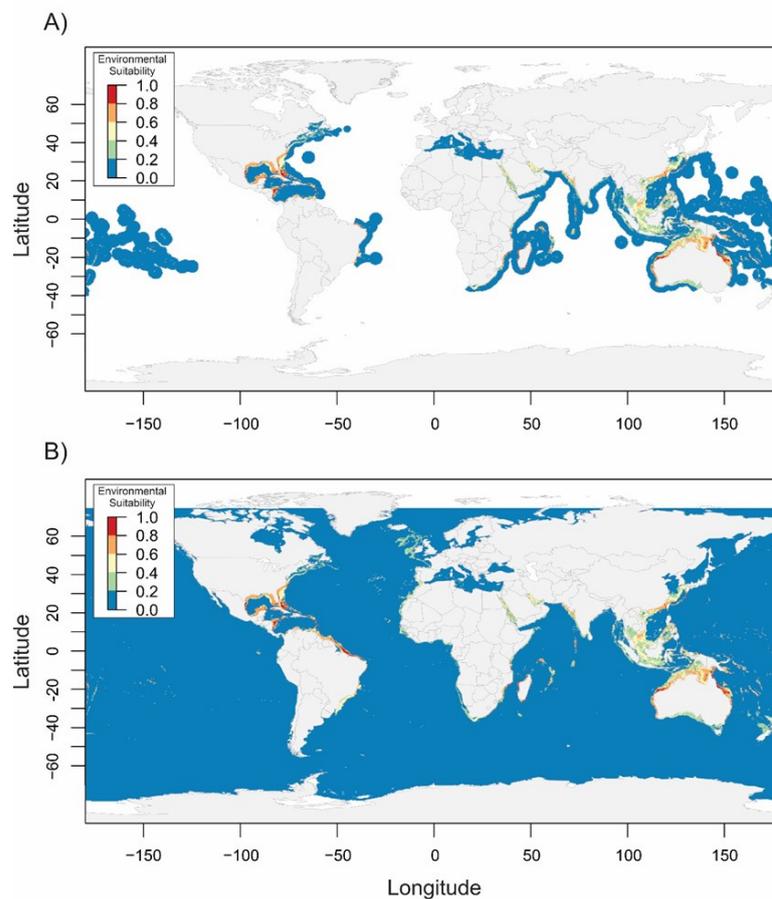
Figura 1. Relação de correção entre variáveis ambientais para a construção do MNE para a espécie *Pterois volitans*. As variáveis destacadas em vermelho foram selecionadas para a pesquisa.



Dentre as variáveis utilizadas, as que apresentaram maior percentual de contribuição para a construção do modelo foram concentração média de luz no substrato (45,9%) e temperatura média (42,6%). Em seguida vieram as variáveis velocidade média de corrente (3,8%), amplitude de 15 concentração de silicato (2,4%), amplitude de concentração de fosfato (1,8%), concentração média de oxigênio dissolvido (1,5%), salinidade média (1,5%) e concentração de produtividade primária (0,5%).

As áreas que apresentaram condições ambientais mais propícias para o estabelecimento do peixe-leão na costa brasileira estão concentradas em faixas de adequabilidade excelentes (0.8–1.0) principalmente na região Norte, com faixas de adequabilidade ótimas também no Nordeste (0.6–1.0) e boas (0.4–0.8) no Sudeste. A província mais propícia para a espécie é a Plataforma do Norte do Brasil, com suas duas ecorregiões Guiana e Amazônia. Na província Atlântico Sudoeste Tropical duas ecorregiões apresentaram bons indicativos (0.6–1.0) sendo elas Nordeste do Brasil e Leste do Brasil (Figura 2).

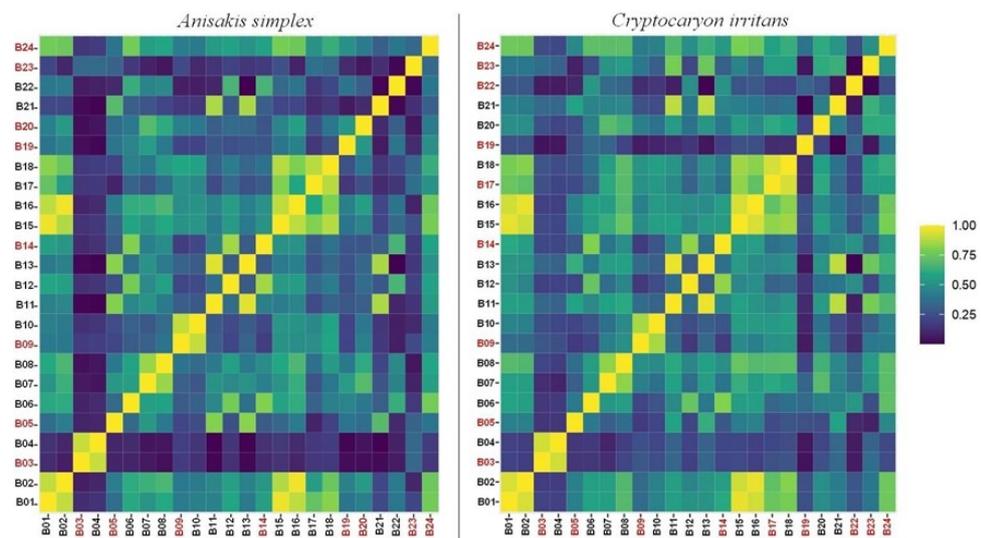
Figura 2. A. Modelo de nicho ecológico criado para o peixe-leão em áreas com registros da espécie. B. MNE da espécie projetado para o restante do mundo.



3.2. MNE Espécies Parasitas

Foram obtidos 84 pontos de ocorrências, provenientes de 16 províncias e 9 reinos para a espécie *Anisakis simplex*; já para *Cryptocaryon irritans*, 76 pontos de ocorrência de 26 províncias e 9 reinos. Em ambos os modelos foram consideradas 9 das 24 variáveis ambientais, a Figura 3 representa a correlação entre todas as variáveis para as duas espécies. Para a espécie *Anisakis simplex* os valores de Área Sob a Curva (AUC) foram de 0.918 ± 0.005 para o modelo P e 0.918 ± 0.003 para P-H; a True Skill Statistics (TSS) foram de $0.593 \pm 0,032$ para P e $0,577 \pm 0.030$ para P-H. Os valores das métricas para *Cryptocaryon irritans* foram de 0.739 ± 0.014 para AUC do modelo P e 0.798 ± 0.009 do modelo P-H, a TSS obtida foi 0.034 ± 0.066 para o modelo P e 0.283 ± 0.041 para P-H. Para ambas as espécies os ajustes dos modelos foram considerados satisfatórios.

Figura 3. Relação de correlação entre variáveis ambientais para a construção dos MNE's para as espécies parasitas *Anisakis simplex* e *Cryptocaryon irritans*. As variáveis destacadas em vermelho foram selecionadas para a pesquisa.



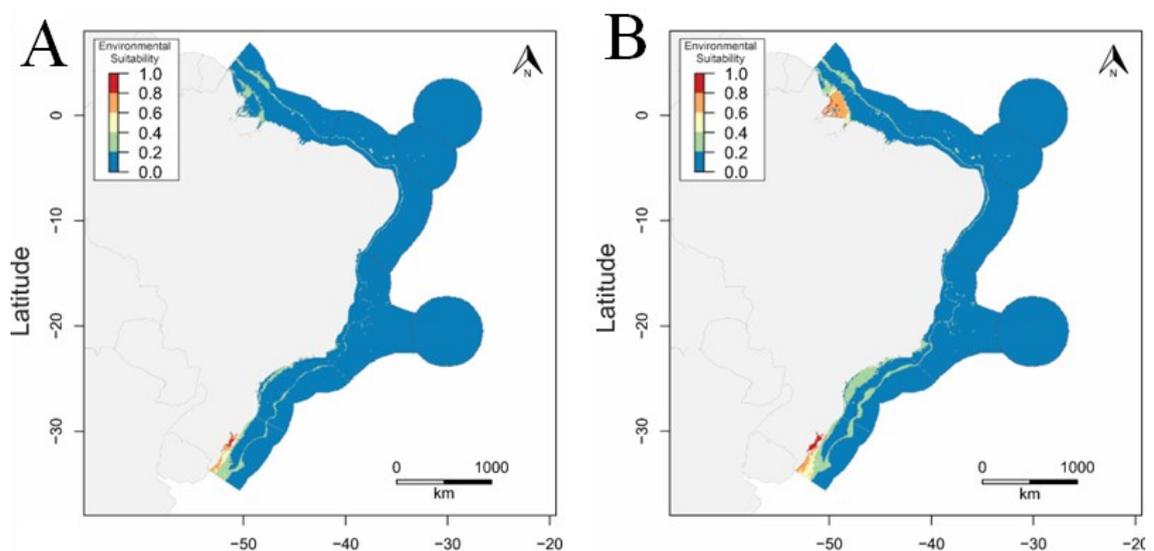
As variáveis ambientais que apresentaram maior percentual de contribuição para a construção do modelo P da espécie *Anisakis simplex* foram concentração média de produtividade primária (43,2%) e amplitude de salinidade (20,8%), seguidas de amplitude da concentração de fosfato (14,9%), temperatura média da superfície do mar (10,1%), concentração média de luz no substrato (4,8%), e amplitude de temperatura da superfície do mar (3,7%). Para *Cryptocaryon irritans* as de maior contribuição foram concentração média de luz no substrato (29,4%) e amplitude de temperatura da superfície (28,6%), seguidas de 18

temperatura média (27,6%), média de velocidade de corrente (10,6%), média de salinidade (2%) e média de oxigênio dissolvido (0,8%).

Já para o modelo P-H, que considera a relação hospedeiro-parasita, os maiores percentuais de contribuição para a espécie *Anisakis simplex* também foram de concentração média de produtividade primária (34,7%) e amplitude de salinidade (29,7%), seguidos por amplitude da concentração de fosfato (18%), presença do hospedeiro (6,1%), concentração média de luz no substrato (5,7%), e média de temperatura da superfície do mar (4,3%). Para *Cryptocaryon irritans* as de maior contribuição foram média de luz no substrato (31,6%) e amplitude de fosfato (22,1%), seguidas por presença do hospedeiro (15,4%), amplitude de temperatura (15%), amplitude de silicato (6,1%) e média de produtividade primária (3,7%).

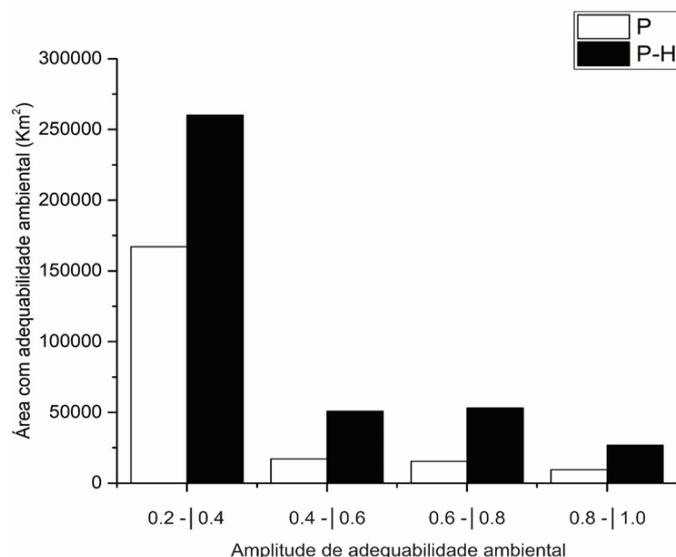
A espécie *Anisakis simplex* possui uma faixa de adequabilidade regular sem o peixe-leão em toda a costa brasileira (0.2–|0.4), porém a região Sul do país é onde se encontra uma faixa ótima para a introdução da espécie (0.6–|1.0). A província mais apropriada para a espécie é a Atlântico Sudoeste temperada quente, com sua ecorregião Rio Grande (Figura 4.A). Quando analisado juntamente com a presença do hospedeiro, assim como a região Sul, a Norte também apresentou uma ótima faixa de adequabilidade (0.6–|1.0). Sendo a ecorregião da Amazônia, proveniente da província Plataforma do Norte do Brasil, a mais adequada (Figura 4.B).

Figura 4. A. Áreas de adequabilidade na costa brasileira para a espécie *Anisakis simplex*. B. Áreas de adequabilidade considerando a presença da espécie hospedeira (*Pterois volitans*).



Em todas as faixas de adequabilidade, ao comparar os modelos P (sem presença do hospedeiro) e P-H (com a presença do hospedeiro), notam-se que há um aumento de adequabilidade para a espécie *Anisakis simplex* quando associada à presença do peixe-leão (*Pterois volitans*), um de seus hospedeiros, no ambiente (Figura 5). O maior aumento foi observado na faixa de adequabilidade ótima (0.6–|0.8), com o acréscimo de aproximadamente 20.000 Km² (350% de P-H em relação a P) em áreas adequadas ao estabelecimento da espécie à costa brasileira. Faixas consideradas excelentes (0.8–|1.0) e boas (0.4–|0.6) também apresentaram aumentos significativos de P-H, maiores que 100%, seguidas pelas regulares (0.2–|0.4) com aumento de 50%.

Figura 5. Amplitude de adequabilidade por Km² comparadas entre os modelos criados para a espécie parasita *Anisakis simplex*. P: modelo sem hospedeiro. P-H: modelo com hospedeiro.



A costa brasileira apresenta um potencial de adequabilidade em toda a sua extensão para a espécie *Cryptocaryon irritans*, com áreas ótimas (0.6–|0.8) nas regiões Sudeste e Sul, nas ecorregiões Brasil Leste, Brasil Sudeste e Rio Grande; e faixas de adequabilidade excelentes (0.8–|1.0) se estendendo por toda a região Norte e Nordeste, principalmente nas ecorregiões Amazônia e Brasil Nordeste (Figura 6.A). Com a introdução da espécie hospedeira (*Pterois volitans*) para a construção do modelo P-H (Figura 6.B), foi notável o aumento principalmente de áreas boas (0.4–|0.6) e excelentes para o estabelecimento da espécie. Além disso, também há a redução de faixas de adequabilidade regulares (0.2–|0.4) e ótimas (Figura 7).

Figura 6. A. Áreas de adequabilidade na costa brasileira para a espécie *Cryptocaryon irritans*. B. Áreas de adequabilidade considerando a presença da espécie hospedeira (*Pterois volitans*).

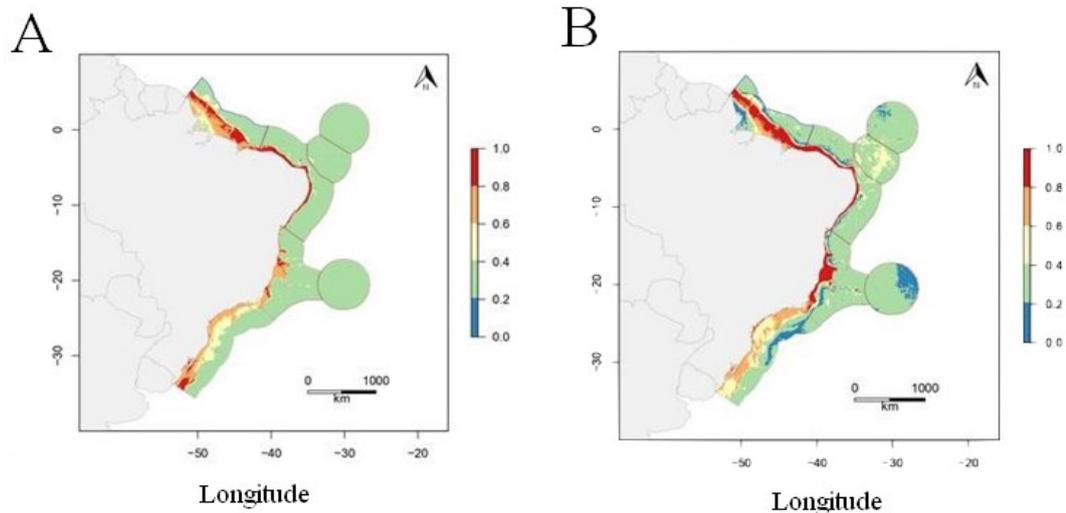
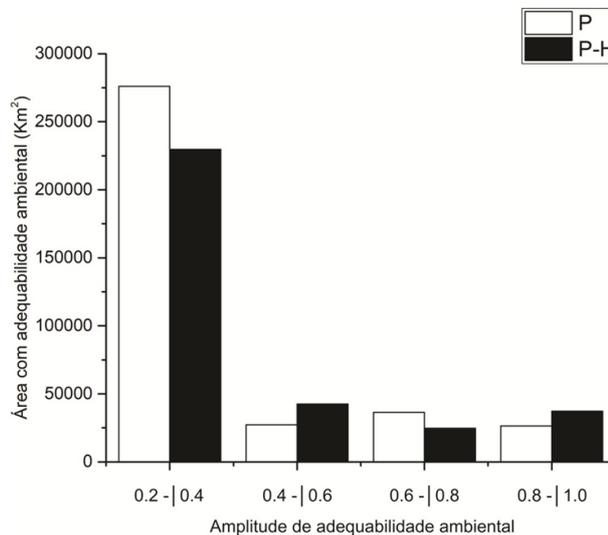


Figura 7. Amplitude de adequabilidade por Km² comparadas entre os modelos criados para a espécie parasita *Cryptocaryon irritans*. P: modelo sem hospedeiro. P-H: modelo com hospedeiro.



4. DISCUSSÃO

Neste estudo foram utilizadas duas diferentes abordagens para gerar previsões de risco de introdução de parasitas marinhos: A primeira apenas considerando o ambiente físico-químico (P); a segunda considerando a adequabilidade da espécie hospedeira como uma variável preditora na análise do nicho da espécie parasita, além do ambiente físico-químico (P-H). Observou-se diferenças significativas entre as duas abordagens, a abordagem P-H é baseada no pressuposto de que a reprodução é um requisito básico para manter a população em crescimento (SOL et al., 2012). Assim, o hospedeiro deve ser considerado um recurso fundamental, pois permite que o parasita possa atingir sua maturidade sexual, acasalar e liberar

ovos no ambiente (WEINSTEIN et al., 2016) e, portanto, deve ser considerado para os modelos de nicho ecológico para espécies parasitas (ALT et al., 2019).

Verificou-se que média de luz no substrato e temperatura média da superfície do mar são os parâmetros que mais contribuem para a adequabilidade ambiental do peixe-leão (hospedeiro). A espécie é nativa de ambientes recifais, geralmente ocorrendo em águas mais rasas, menos turvas e com temperaturas mais altas, sendo que na costa brasileira os recifes de corais ocorrem, principalmente, na região nordeste do país (FLOETER et al., 2001). Outras regiões espalhadas pela costa brasileira também são capazes de abrigar animais que exigem tais requisitos ambientais, a costa Norte do país possui temperaturas anuais altas, que variam entre 25 a 29 ° C (ROSA FILHO et al., 2018). As regiões Sudeste e Sul possuem costões rochosos e baías rasas que fornecem condições semelhantes para o estabelecimento de algumas espécies de recifes de corais (FLOETER et al., 2001).

Projeções realizadas anteriormente a fim de se verificar a adequabilidade do peixe-leão em águas costeiras da América do Norte e Sul, demonstraram que a costa brasileira possui regiões de boa adequabilidade para a espécie, principalmente na província Atlântico Sudoeste Tropical (EVANGELISTA et al., 2016), sendo as variáveis batimetria e salinidade com o maior percentual de contribuição para a construção do modelo. A diferença entre as duas análises feitas se constitui pela escolha da utilização das variáveis, em que se utilizou preditoras com valores de superfície, que representam com maior acurácia ambientes recifais nativos da espécie, além da introdução de registros de ocorrências mais recentes (FERREIRA et al., 2015).

Assim, por meio da análise da projeção do modelo de nicho ecológico do peixe-leão para a costa brasileira, constatou-se que as áreas especialmente preocupantes e que devem ser monitoradas se concentram principalmente nas ecorregiões Amazônia e Nordeste do Brasil (com áreas de alta adequabilidade ambiental 0.8–| 1.0). Ambas as regiões possuem como característica águas mais quentes, com pequena variação de temperatura no decorrer das estações (KNOPPERS et al., 1999), sendo assim propícias para a instalação da espécie. A amplitude de adequabilidade ambiental para o peixe-leão diminui em áreas de províncias mais ao sudeste e sul do país, devido à diminuição da temperatura das águas, principalmente durante o inverno (FLOETER et al., 2001), o que pode dificultar o estabelecimento do peixe-leão nestas regiões.

No presente estudo foram utilizados registros de ocorrências da área nativa e invadida do peixe-leão (*Pterois volitans*) para avaliar seu nicho ecológico, considerando as práticas recomendadas para espécies invasoras (FOURNIER et al, 2019). O peixe-leão vem expandindo sua distribuição geográfica ao longo do Atlântico ocidental desde sua invasão (LUIZ et al., 2013), sendo considerado um risco para a biodiversidade nativa (ROCHA et al., 2015). Nesse contexto, o conhecimento aqui apresentado sobre os parâmetros que contribuem para a adequabilidade ambiental deste perigoso invasor, além da predição de áreas susceptíveis à futuras invasões, podem contribuir para o estabelecimento de medidas preventivas para a rápida identificação e estabelecimento de medidas de controle do processo invasivo da espécie.

Para a espécie *Anisakis simplex* as variáveis que mais contribuíram para o modelo, em ambas as abordagens (P e P-H), foram concentração média de produtividade primária e amplitude de salinidade. Tal parasita apresenta maiores valores de adequabilidade em áreas com maiores valores médios de produtividade primária ($0 \text{ g. m}^{-3} \cdot \text{day}^{-1}$ a $0.10 \text{ g. m}^{-3} \cdot \text{day}^{-1}$) e amplitude de variação de salinidade (4.9 PSS a 40.71 PSS). Tais condições ambientais são compatíveis com características de regiões estuarinas e de ressurgência (HUME et al., 2007), que possuem altas variações de produtividade primária e salinidade, que associadas à distribuição da espécie e características biológicas geralmente relacionadas às regiões temperadas (HØJGAARD, 1998), refletiu em faixas de adequabilidade variando de ótimas para boas (0.6–|1.0) do primeiro modelo à costa Sul do país, principalmente localizadas na ecorregião Rio Grande.

Para o modelo P-H, a ecorregião Amazônia, mais ao Norte do país, também apresentou pequenas regiões com adequabilidade ótima (0.8–|1.0) e uma faixa de adequabilidade boa (0.6–|0.8). Essa região foi apontada no modelo para o peixe-leão como uma possível área de introdução da espécie, sendo de vital importância sua presença para que a espécie parasita complete seu ciclo de vida e conseqüentemente seja capaz de se reproduzir e sobreviver. Além disso, é nesta região em que o rio Amazonas deságua, criando um ambiente propício para a espécie com altas variações principalmente de salinidade e produtividade primária (GRODSKY et al., 2014).

Para a espécie *Cryptocaryon irritans* a adequabilidade atingiu pico máximo em valores entre 20 a 49,51 para média de luz de substrato; para amplitude de fosfato o pico variou de 1.0 mol. m^{-3} a 1.67 mol. m^{-3} . a costa das regiões norte e nordeste apresentam como características águas mais claras, que recebem mais luminosidade quando comparadas às outras

regiões brasileiras (MARTINS; COUTINHO, 1981), evidenciando as faixas de adequabilidade excelentes (0.8–1.0) nessas regiões. O fosfato é um substrato presente em regiões com altas quantidades de matéria orgânica, sendo regiões estuarinas reflexos desta característica (CLOERN et al., 2014). Podemos destacar os estuários da baía da Guanabara e da Lagoa dos Patos como influência para a presença de faixas ótimas nas regiões Sudeste e Sul do país.

Para o modelo P-H da espécie nota-se que áreas antes ótimas para a o desenvolvimento da espécie transformam-se excelentes quando adicionado o peixe-leão à análise, principalmente nas ecorregiões localizadas na província Atlântico Sudoeste Tropical, área que apresenta locais propícios para a introdução do peixe-leão na costa brasileira (EVANGELISTA et al., 2016). O surgimento de áreas de adequabilidade ruim (0.0–0.2) também se deve a presença do hospedeiro, já que sua distribuição se torna um desafio em regiões com águas mais frias, sendo a província Atlântico Sudoeste Temperado Quente marcante como um limite de temperatura ideal para a espécie (PUSACK et al., 2016). No deságue do rio Amazonas a alta variação de sedimentos gera regiões que recebem menos luminosidade, sendo outro fator limitante para o peixe-leão.

Os resultados aqui encontrados permitem constatar que para a construção de Modelos de Nicho Ecológico para espécies parasitas a introdução de uma espécie hospedeira como fator biótico na análise faz com que o MNE apresente maior refinamento. A precisão dos MNE's baseados nessa metodologia é resultado das características biológicas intrínsecas de uma espécie parasita: a necessidade de outras espécies para sua devida sobrevivência. Também é possível concluir que a invasão do peixe-leão (*Pterois volitans*) na costa brasileira pode contribuir com possíveis introduções de espécies parasitas que possuem boa adequabilidade ambiental em diversas regiões ao longo da costa brasileira, servindo como alerta para mais uma das consequências da invasão desse animal.

REFERÊNCIAS

AGUILAR-PERERA, A.; QUIJANO-PUERTO, L.; CARRILLO-FLOTA, E.; WILLIAMS, E. H.; BUNKLEY-WILLIAMS, L. (2017). First record of the snapper-choking isopod *Cymothoa excisa* (Isopoda: Cymothoidae) parasitizing invasive lionfish *Pterois volitans* (Scorpaeniformes: Scorpaenidae). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 1–3. doi:10.1017/s0025315417001576

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, 43(6), 1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>

ALT, K.G.; KOCHMANN, J.; KLIMPEL, S; CUNZE, S. (2019). Improving species distribution models of zoonotic marine parasites. Sci Rep 9, 9851 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46127-6>

CLOERN, J. E.; FOSTER, S. Q.; KLECKNER, A. E. (2014). Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. Biogeosciences, 11(9), 2477–2501. doi:10.5194/bg-11-2477-2014

COLAUTTI, R. I.; MacISAAC, H. J. (2004). A neutral terminology to define “invasive” species. Diversity and Distributions, 10(2), 135–141. doi:10.1111/j.1366-9516.2004.00061.x

COLORNI, A. (1987). Biology of *Cryptocaryon irritans* and strategies for its control. *Aquaculture*, 67(1–2), 236–237. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(87\)90041-x](https://doi.org/10.1016/0044-8486(87)90041-x)

DUNN, A. M.; TORCHIN, M. E.; HATCHER, M. J.; KOTANEN, P. M.; BLUMENTHAL, D. M.; BYERS, J. E.; COON, C. A. C.; FRANKEL, V. M.; HOLT, R. D.; HUFBAUER, R. A.; KANAREK, A. R.; SCHIERENBECK, K. A.; WOLFE, L. M.; PERKINS, S. E. (2012). Indirect effects of parasites in invasions. *Functional Ecology*, 26(6), 1262–1274 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2012.02041.x>

KNOPPERS, B.; EKAU, W; FIGUEIREDO, A. (1999) The coast and shelf of east and northeast Brazil and material transport. *Geo-Marine Letters* 19, 171–178 (1999). <https://doi.org/10.1007/s003670050106>

EVANGELISTA, P. H.; YOUNG, N. E.; SCHOFIELD, P. J.; JARNEVICH, C. S. (2016). Modeling suitable habitat of invasive Red Lionfish *Pterois Volitans* (Linnaeus, 1758) in North And South America'S Coastal waters. *Aquatic Invasions*, 11(3), 313–326. <https://doi.org/10.3391/ai.2016.11.3.09>

FERREIRA, C. E. L.; LUIZ, O. J., FLOETER, S. R.; LUCENA, M. B.; BARBOSA, M. C.; ROCHA, C. R.; ROCHA, L. A. (2015). First record of invasive lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian coast. *PLoS ONE*, 10(4), 1–5. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123002>

FIELDING, A. H.; BELL, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24(1), 38–49. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>

FLOETER, S. R.; GUIMARAES, R. Z. P.; ROCHA, L. A.; FERREIRA, C. E. L.; RANGEL, C. A.; GASPARINI, J. L. (2001). Geographic variation in reef-fish assemblages along the Brazilian coast. *Global Ecology and Biogeography*, 10(4), 423–431. doi:10.1046/j.1466-822x.2001.00245.x 10.1046/j.1466-822x.2001

FOGG, A. Q.; RUIZ C. F.; CURRAN, S. S.; BULLARD S. A. (2016). Parasites from the Red Lionfish, *Pterois volitans* from the Gulf of Mexico. *Gulf and Caribbean Research* 27 (1): SC1-SC5.

FOURNIER, A.; PENONE, C.; PENNINO, M. G.; COURCHAMP, F. (2019). Predicting future invaders and future invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 201803456. doi:10.1073/pnas.1803456116

GARDNER, P. G.; FRAZER, T. K.; JACOBY, C. A.; YANONG, R. P. E. (2015). Reproductive biology of invasive lionfish (*Pterois spp.*). *Frontiers in Marine Science*, 2(FEB), 1–10. <https://doi.org/10.3389/fmars.2015.00007>

GRODSKY, S. A.; REVERDIN, G.; CARTON, J. A.; COLES, V. J. (2014). Year-to-year salinity changes in the Amazon plume: Contrasting 2011 and 2012 Aquarius/SACD and

SMOS satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 140, 14–22.
doi:10.1016/j.rse.2013.08.033

HATCHER, M. J.; DICK, J. T. A.; DUNN, A. M. (2012). Disease emergence and invasions. *Functional Ecology*, 26(6), 1275–1287. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2012.02031.x>

HØJGAARD, D. P. (1998). Impact of temperature, salinity and light on hatching of eggs of *Anisakis simplex* (Nematoda, Anisakidae), isolated by a new method, and some remarks on survival of larvae, *Sarsia*, 83:1, 21-28, DOI: 10.1080/00364827.1998.10413666

HUME, T. M.; SNELDER, T.; WEATHERHEAD, M.; LIEFTING, R. (2007). A controlling factor approach to estuary classification. *Ocean & Coastal Management*, 50(11-12), 905–929.
doi:10.1016/j.ocecoaman.2007.05.0

KARATAYEV, A. Y.; BURLAKOVA, L. E.; PADILLA, D. K. (2015). Zebra versus quagga mussels: a review of their spread, population dynamics, and ecosystem impacts. *Hydrobiologia*, 746(1), 97–112. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1901-x>

LUIZ, O. J.; FLOETER, S. R.; ROCHA, L. A.; FERREIRA, C. E. L. (2013). Perspectives for the lionfish invasion in the South Atlantic: Are Brazilian reefs protected by the currents?. *Mar Ecol Prog Ser* 485:1-7. <https://doi.org/10.3354/meps10383>

MARTINS, L. R.; COUTINHO, P. N. (1981). The Brazilian continental margin. *Earth-Sci. Rev.*, 17: 87--107.

MINCHELLA, D. J.; SCOTT, M. E. (1991). Parasitism: A cryptic determinant of animal community structure. *Trends in Ecology & Evolution*, 6(8), 250–254. doi:10.1016/0169-5347(91)90071-5

MORALES, N. S.; FERNÁNDEZ, I. C.; BACA-GONZÁLEZ, V. (2017). MaxEnt's parameter configuration and small samples: Are we paying attention to recommendations? A systematic review. *PeerJ*, 2017(3), 1–16. <https://doi.org/10.7717/peerj.3093>

MORRIS, J. A.; AKINS, J. L. (2009). Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian archipelago. *Environ Biol Fish* 86, 389–398. <https://doi.org/10.1007/s10641-009-9538-8>

MORRIS, J. A.; AKINS, J. L.; BARSE, A.; CERINO, D.; FRESHWATER, D. W. (2008). Biología y Ecología del Pez Leon Invasor, *Pteoris miles* y *Pterois volitans* Biologie et Ecologie de Rascasses volantes Invasives, *Pteoris miles* et *Pterois volitans*. *Marine Ecology*, 29, 1–6. <http://www.e2ccb.org/webpages/gdole/files/LionFish.pdf>

MORRIS, J. A.; SHERTZER, K. W.; RICE, J. A. (2011). A stage-based matrix population model of invasive lionfish with implications for control. *Biol Invasions* 13, 7–12 (2011). <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9786-8>

OSORIO, R. A. F.; WONG, R. I. C.; CHEVALIER, P. P.; ARAGÓN, H. C.; SANSON, E. C. (2013). Primeros registros parasitológicos en pez león, *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758), para aguas cubanas. Proceedings of the 66th Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Tabla 1.

PADILLA, D. K.; WILLIAMS, S. L. (2004). Beyond ballast water: Aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(3), 131–138. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0131:BBWAAO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0131:BBWAAO]2.0.CO;2)

PAPERNA, I. (1972). Monogenea of Red Sea Fishes. III. Dactylogyridae from littoral and reef fishes. *Journal of Helminthology*, 46(1), 47–62. <https://doi.org/10.1017/S0022149X00022112>

PETSCH, D. K. (2016). Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology*, 101(3–4), 113–122. <https://doi.org/10.1002/iroh.201601850>

PHILLIPS, S. B.; ANEJA, V. P.; KANG, D.; ARYA, S. P. (2006). Modelling and analysis of the atmospheric nitrogen deposition in North Carolina. *International Journal of Global Environmental Issues*, 6(2–3), 231–252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>

PRAVETTONI, V.; PRIMAVESI, L.; PIANTANIDA, M. (2012). *Anisakis simplex*: Current knowledge. *European Annals of Allergy and Clinical Immunology*, 44(4), 150–156.

PUSACK, T. J.; BENKWITT, C. E.; CURE, K.; KINDINGER, T. L. (2016). Invasive Red Lionfish (*Pterois volitans*) grow faster in the Atlantic Ocean than in their native Pacific range. *Environ Biol Fish* 99, 571–579 (2016). <https://doi.org/10.1007/s10641-016-0499-4>

RAMOS-ASCHERL, Z.; WILLIAMS, E. H.; BUNKLEY-WILLIAMS, L.; TUTTLE, L. J.; SIKKEL, P. C.; HIXON, M. A. (2015). Parasitism in *Pterois volitans* (Scorpaenidae) from Coastal Waters of Puerto Rico, the Cayman Islands, and the Bahamas. *Journal of Parasitology*, 101(1), 50–56. <https://doi.org/10.1645/13-422.1>

ROCHA, L.A.; ROCHA, C.R.; BALDWIN, C.C.; WEIGT, L. A.; McFIELD, M. (2015). Invasive lionfish preying on critically endangered reef fish. *Coral Reefs* 34, 803–806 (2015). <https://doi.org/10.1007/s00338-015-1293-z>

ROSA FILHO, J.S; PEREIRA, L. C. C.; AVIZ, D.; BRAGA, C. F.; MONTEIRO, M. C.; DA COSTA, R. A. M.; ASP, N. E.; BEASLEY, C. R. (2018). Benthic Estuarine Assemblages of the Brazilian North Coast (Amazonia Ecoregion). In: Lana, P., Bernardino, A. (eds) *Brazilian Estuaries. Brazilian Marine Biodiversity*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5_2

RUIZ-CARUS, R.; MATHESON, R. E.; ROBERTS, D. E.; WHITFIELD, P. E. (2006). The western Pacific red lionfish, *Pterois volitans* (Scorpaenidae), in Florida: Evidence for reproduction and parasitism in the first exotic marine fish established in state waters. *Biological Conservation*, 128(3), 384–390. doi:10.1016/j.biocon.2005.10.012

SCHOFIELD, P. J. (2010). Update on geographic spread of invasive lionfishes (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) in the Western North Atlantic Ocean, Caribbean Sea and Gulf of Mexico. *Aquatic Invasions*, 5(SUPPL. 1), 117–122. <https://doi.org/10.3391/ai.2010.5.S1.024>

SOL, D.; MASPONS, J.; VALL-LLOSERA, M.; BARTOMEUS, I.; GARCÍA-PEÑA, G. E.; PIÑOL, J.; FRECKLETON R. P. (2012). Unraveling the life history of successful invaders. *Science*. 2012 Aug 3;337(6094):580-3. doi: 10.1126/science.1221523. PMID: 22859488.

SPALDING, M. D.; FOX, H. E.; ALLEN, G. R.; DAVIDSON, N.; FERDANA, Z. A.; FINLAYSON, M.; HALPERN, B. S.; JORGE, M. A.; LOMBANA, A.; LOURIE, S. A.; MARTIN, K. D.; McMANUS, E.; MOLNAR, J.; RECCHIA, C. A.; ROBERTON, J. (2007). Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas, *BioScience*, 57 (7), 573–583. <https://doi.org/10.1641/B570707>

STRAYER, D. L. (2010). Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology*, 55, 152–174. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02380.x

SWETS, J.A. (1988). Measuring the Accuracy of Diagnostic Systems. *Science*, 240, 1285-1293. <http://dx.doi.org/10.1126/science.3287615>

TORCHIN, M. E.; LAFFERTY, K. D.; KURIS, A. M. (2002). Parasites and marine invasions. *Parasitology*, 124(SUPPL.). <https://doi.org/10.1017/s0031182002001506>

TUTTLE, L. J.; SIKKEL, P. C.; CURE, K.; HIXON, M. A. (2016). Parasite-mediated enemy release and low biotic resistance may facilitate invasion of Atlantic coral reefs by Pacific red lionfish (*Pterois volitans*). *Biological Invasions*, 19(2), 563–575. doi:10.1007/s10530-016-1342-8

WEINSTEIN, S. B.; KURIS, A. M. (2016). Independent origins of parasitism in Animalia. *Biol. Lett.* 12: 20160324. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2016.0324>

WHITFIELD, P.E.; GARDNER, T.; VIVER, S.P.; GILLIGAN, M.R.; COURTENAY, W.R.; RAY, G.C.; HARE, J.A. (2002). Biological invasion of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* along the Atlantic coast of North America. *Marine Ecology Progress Series*, 235, 289-297.

ZILLER, S. R.; ZALBA, S. (2007). Ponto de vista Propostas de ação para prevenção e controle. *Natureza & Conservação*, 5(2), 8–15.