

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
FACULDADE OU INSTITUTO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO
DA NATUREZA

Ana Luiza Silva Ribeiro do Vale

Vivendo entre desafios: sobreposição espaço-temporal de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis* com atividade pesqueira no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.

Juiz de Fora

2026

Ana Luiza Silva Ribeiro do Vale

Vivendo entre desafios: sobreposição espaço-temporal de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis* com atividade pesqueira no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação da Natureza. Área de concentração: Comportamento e Biomonitoramento

Orientador: Dr. Artur Andriolo

Coorientadora: Dra. Larissa Dalpaz de Azevedo

Juiz de Fora

2026

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Silva Ribeiro do Vale, Ana Luiza .

Vivendo entre desafios: sobreposição espaço-temporal de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis* com atividade pesqueira no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil / Ana Luiza Silva Ribeiro do Vale.

-- 2026.

75 f. : il.

Orientador: Artur Andriolo

Coorientadora: Larissa Dalpaz de Azevedo

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, 2026.

1. Análise de risco espacial. 2. Captura incidental. 3. Espécies Ameaçadas. I. Andriolo, Artur , orient. II. Dalpaz de Azevedo, Larissa, coorient. III. Título.

Ana Luiza Silva Ribeiro do Vale

Vivendo entre desafios: sobreposição espaço-temporal de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis* com atividade pesqueira no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.

Dissertação ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestra em Biodiversidade e Conservação da Natureza. Área de concentração: Comportamento, Ecologia e Sistemática

Aprovada em 10 de agosto de 2026.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Artur Andriolo - Orientador
Universidade Federal de Juiz de Fora

Profa. Dra. Larissa Dalpaz de Azevedo
Universidade Federal de Santa Catarina

Dra. Anne Elise Ferreira Landine
Universidade Federal de Juiz de Fora

Profa. Dra. Carolina Pacheco Bertozzi
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Juiz de Fora, 02/07/2026.



Documento assinado eletronicamente por **Artur Andriolo, Professor(a)**, em 10/08/2026, às 11:48, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Anne Elise Landine Ferreira, Usuário Externo**, em 11/08/2026, às 10:07, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Carolina Pacheco Bertozzi, Usuário Externo**, em 19/08/2026, às 16:27, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Larissa Dalpaz, Usuário Externo**, em 09/09/2026, às 15:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no Portal do SEI-Uff (www2.uff.br/SEI) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **3062332** e o código CRC **A7C1A080**.

Dedico este trabalho a todas as mulheres que vieram antes de mim, abrindo caminhos para que hoje eu possa estar ocupando este espaço. Esta conquista é nossa!

AGRADECIMENTOS

Antes de agradecer à todas as pessoas que compartilharam essa trajetória comigo e ajudaram a tornar isso possível, quero iniciar agradecendo aquelas que vieram antes de mim e mesmo sem eu conhecer o nome, lutaram e resistiram para que outras mulheres tivessem a liberdade de chegar até aqui, sonhar e produzir ciência.

De acordo com o último Censo de Educação Superior, as mulheres negras representam menos de 3% do corpo docente com doutorado na pós-graduação (Brasil, 2016). Esse dado evidencia o quanto a ciência ainda segue atravessada por desigualdades raciais e de gênero construídas historicamente. Com muita luta dos movimentos negros e a implantação de políticas de ações afirmativas (cotas), o acesso à universidade foi ampliado, mas ainda é necessário políticas de permanência e incentivo para que cada vez mais pessoas também possam ascender academicamente. Falar sobre representatividade na ciência não tem a ver com competência intelectual, mas sim sobre barreiras históricas e sociais resultantes de séculos de escravidão, assim como o racismo estrutural, o qual segue tentando definir quem pode produzir conhecimento e ocupar os espaços acadêmicos. Por esses motivos que essa conquista não é só minha, ela é uma conquista coletiva. A potência de ocupar um espaço que, historicamente, não foi pensado para acolher pessoas negras, é mostrar que outras pessoas também podem. “Estudar pro povo negro é revolução coletiva”, como bem disse a pesquisadora Dra. Bárbara Carine (2024).

À minha permanência no metrado foi colocada à prova em inúmeras situações desde seu primeiro dia, como o enfrentamento de um luto e graves questões físicas e psicológicas. Não escrevo para romantizar o sofrimento, mas para honrar a minha história, os caminhos que eu percorri e lembrar que a vida é feita de conquistas e batalhas. Aprendi que nem sempre a resistência é grandiosa, muitas vezes ela acontece na força de conseguir levantar um dia de cada vez e acreditar que é possível, mesmo quando tudo parece difícil demais. Por isso, partes desses agradecimentos também são para mim. À menina Ana que sonhou antes mesmo de acreditar que esse espaço era dela, à mulher que superou as adversidades e à pesquisadora que hoje está se formando Mestre, deixo meu sincero abraço e reconhecimento. Ter permanecido foi um ato de coragem, resistência e transformação. Desejo que a minha história possa incentivar outras pessoas negras a acreditarem que também são pertencentes à universidade e a ciência!

Acredito que nenhuma conquista é construída sozinha, mas fruto da ancestralidade que nos antecede, da coletividade e do afeto das pessoas que nos sustentam e caminham ao nosso lado. Para vocês eu dedico os agradecimentos a seguir:

À minha mãe, Joana, por acreditar em todos os meus sonhos e sempre torcer por mim. Se hoje eu me tornei essa mulher, grande parte disso eu devo a sua história de resiliência e força que serviram de inspiração.

Ao Rafael Vilas Boas (*in memoriam*) por me ensinar a nunca desistir dos seus sonhos, independente do que aconteça, e que mesmo que a vida tome caminhos desafiadores, ainda assim ter um coração sensível, capaz de acreditar que as coisas podem melhorar. Você viveu intensamente e me ensinou a viver assim também. Sempre vou me lembrar de você!

Ao Artur e Lari, meus orientadores, por acreditarem em mim e me incentivarem a seguir essa pesquisa. Por cada conversa, contribuição e direcionamento ao longo desses anos. Aprendi muito com vocês.

Ao VIVA Instituto Verde Azul por ter sido casa desde o primeiro estágio e em todas as vezes que eu estive presente em Ilhabela. Mia, Marina, Hew e Van, ter conhecido pesquisadoras tão incríveis e ao mesmo tempo tão sensíveis, me mostraram a potência da ciência como lugar de afetos. Agradeço por terem confiado em mim, reconhecido meu trabalho e me presenteado com a Bolsa *VIVA Toninha* e Bolsa *Stop ByCatch* durante todo o desenvolvimento dessa pesquisa. Pelo convite para viver uma das experiências mais lindas da minha vida que foi ir para o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, aquela vivência me restaurou de muitas formas. Agradecer por todos os momentos no ponto-fixado, as conversas, os encontros especiais com os cetáceos (Van querida que me mostrou a primeira toninha viva, nunca esquecerei). Agradeço por terem me apresentado a Cris, pesquisadora que eu já admirava profissionalmente e depois de conhecer um pouco mais, passei a admirar também na vida pessoal. Cris, agradeço por cada orientação pra conduzir esse trabalho, você nunca mediu esforços para ser presente, mesmo estando no outro Hemisfério! Agradeço vocês por ouvirem meus desabafos e sempre me acolherem. Saiba que vocês fizeram diferença na minha vida!

Ao Otávio, um lindo encontro que as encruzilhadas da vida trouxeram para perto e desde então tem tornado meu dia a dia mais leve, mais bonito. Agradeço por conhecer às águas profundas do meu interior e escolher permanecer trazendo calma e mansidão. Quando dizem que o amor cura, você trouxe a prova viva disso.

À família que foi sendo construída em Juiz de Fora e tornou essa cidade menos fria, cheia de afetos e momentos marcantes: Oséias, Fer, Ana e Arthur. Agradeço a parceria, pelas trocas, risadas e por terem sido colo. À Juelma pela parceria no laboratório, nos congressos, viagens e pela amizade tão bonita que construímos. À Anne, minha irmã de alma, sou grata por ter aprendido tanto com você em todas as esferas possíveis – nossa conexão transcende as palavras.

Às amigadas que suportaram a barreira da distância física, algumas que eu tive o prazer de reencontrar pessoalmente e outras que mesmo longe, deram um jeito de estar perto seja por uma mensagem, ligação ou respondendo meus dramas nos stories. Agradeço por incentivarem meus sonhos e por me dar forças pra seguir nessa caminhada: Pam, Madu, Michele, Miriam, Carol, Mari, Camila, Gabi, Thaís, Sther, Monara e Bianca. Á minha outra irmã de alma, Lara, por ter me recebido tantas vezes na sua casa durante minhas travessias e sempre de maneira acolhedora, carinhosa e cuidadosa – por ter um abraço que é lar e por ter me apresentado a Vic nessas andanças, amizade que vou levar pra vida. Vocês são mulheres incríveis, me inspiram e me ensinam sobre amor!

Ao GT Mulheres Negras da Liga das Mulheres pelos Oceanos, por ser um coletivo tão potente, por compartilhar experiências, me reconhecer em outras pesquisadoras negras, fortalecer redes de contato com pessoas que compartilham sonhos, desafios e propósitos semelhantes. Agradeço a oportunidade de ter sido selecionada pra participar do Encontro Regional da Black Woman in Ecology, Evolution and Marine Science (BWEEMS) no Quilombo da Fazenda em Ubatuba. Viver essa experiência no final do mestrado foi um banho de forças que eu precisava pra seguir. Estar em contato com uma comunidade quilombola que vive a sustentabilidade na prática ampliou meu olhar sobre conservação e justiça socioambiental.

À Bia, minha analista, por todos esses anos de apoio, pelo vínculo construído, por me ajudar a lembrar da minha grandeza todas as vezes que eu insistia em esquecer, por me ensinar a importância de não soltar a minha mão.

Aos colegas do LABEC/UFJF por todas as trocas no laboratório e pelos momentos de descontração. À tia Lu, funcionária tão querida, por todo carinho, pelas conversas, pelos chás quentinhos, pelas mudas de plantas e por cuidar delas quando eu viajava. À Universidade Federal de Juiz de Fora pelo apoio logístico e pelos professores que me ensinaram tanto. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida.

Por último, mas não menos importante, agradeço ao mar por ser meu refúgio, lugar onde eu recarrego minhas energias e me sinto inteira. Agradeço por ter proporcionado encontros tão especiais, seja com pessoas que também o amam, com os cetáceos que tanto me encantam e comigo mesma. Com o mar eu aprendi que a imensidão também pode acolher, e carrego comigo a certeza de que sempre poderei encontrar nele um lugar pra recomeçar. Que eu possa seguir retribuindo tudo o que ele me proporcionou por meio da ciência e da educação.

me levanto
sobre o sacrifício
de um milhão de mulheres que vieram
antes
e penso
o que é que eu faço
para tornar essa montanha mais alta
para que as mulheres que vierem depois de
mim
possam ver além
- legado
Rupi Kaur



RESUMO

A captura incidental na pesca é considerada uma das principais ameaças a conservação dos cetáceos em escala global. O objetivo desse estudo foi avaliar o risco da sobreposição espacial e temporal *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis* com as atividades pesqueiras no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil. Dados utilizados foram obtidos por meio de monitoramento sistemático realizado pelo VIVA Instituto Verde Azul, a partir de um ponto-fixa de observação em terra, entre os anos de 2020 e 2024. O modelo Bycatch Risk Assessment (ByRA) foi utilizado para mapear áreas críticas de interação entre os cetáceos e atividades pesqueiras e estimar índices de exposição, consequência e risco em estações frias e quentes de acordo com a temperatura da superfície do mar. Os padrões de risco variam conforme o tipo de arte de pesca e a estação do ano, observando-se uma alta concentração em regiões costeiras para ambas as espécies. O arrasto de fundo apresentou maiores valores médios de exposição, consequência e risco, enquanto as redes de emalhe mapearam maiores proporções de células de alto risco, representando as principais áreas de alto risco espacial. Os elevados índices associados ao arrasto mostram uma importante lacuna de conhecimento sobre os potenciais impactos que essa arte de pesca pode representar para os cetáceos. As áreas críticas caracterizadas espacialmente nesta pesquisa constituem importantes locais de ocorrência de cetáceos e evidenciam a necessidade de monitoramento contínuo e elaboração de estratégias de conservação socioambiental eficazes

Palavras-chave: captura incidental; análises de risco espacial; espécies ameaçadas.

ABSTRACT

Bycatch in fisheries is considered one of the primary threats to cetacean conservation globally. This study aimed to assess the risk of spatial and temporal overlap between *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia guianensis* and fishing activities in southern Ilhabela, São Paulo, Brazil. The data used were obtained through systematic monitoring conducted by the VIVA Instituto Verde Azul from a fixed land-based observation point between 2020 and 2024. The Bycatch Risk Assessment (ByRA) model was used to map critical areas of interaction between cetaceans with fishing activities and to estimate indices of exposure, consequence, and risk during cold and warm seasons, based on sea surface temperature. Risk patterns varied according to fishing gear type and season, with high concentrations observed in coastal regions for both species. Bottom trawling showed higher mean values for exposure, consequence, and risk, whereas gillnets showed higher proportions of high-risk grid cells, representing spatial risk hotspots. The high rates associated with trawling highlight a significant knowledge gap regarding the potential impacts this fishing method may have on cetaceans. The critical areas (hotspots) spatially identified in this study are important sites for cetacean occurrence and highlight the need for continuous monitoring and the development of effective socio-environmental conservation strategies.

Keywords: bycatch; spatial risk analysis; threatened species.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	– Ilustração científica da toninha (<i>Pontoporia blainvillei</i>).....	17
Figura 2	– Distribuição de <i>Pontoporia blainvillei</i> subdivididas em 11 áreas de manejos (Franciscana Management Areas - FMAs) no Atlântico Sul.....	18
Figura 3	– Ilustração científica do boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>).....	19
Figura 4	– Distribuição de <i>S. guianensis</i> em 12 unidades de manejo.....	19
Figura 5	– Localização da área de estudo em Ilhabela, no litoral norte do estado de São Paulo, Sudeste do Brasil.....	32
Figura 6	– Diagrama conceitual da matriz de exposição-consequência, na qual critérios são combinados para estimar o risco. As faixas coloridas no gráfico são categorizadas numericamente e classificadas como de risco alto, médio e baixo.....	38
Figura 7	– Mapa de distribuição dos registros de <i>P. blainvillei</i> no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.....	40
Figura 8	– Mapa de distribuição dos registros de <i>S. guianensis</i> no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.....	41
Figura 9	– Mapa de distribuição dos registros de redes pesca no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.....	41
Figura 10	– Mapa de distribuição dos registros de traineiras de arrasto de fundo no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.....	42
Figura 11	– Função de distribuição acumulada empírica (ECDF) das distâncias a partir de registros de arrasto de fundo, redes de emalhar, <i>P. blainvillei</i> e <i>S. guianensis</i>	43
Figura 12	– Sobreposição espacial entre registros de cetáceos e atividade pesqueira no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.....	44
Figura 13	– Camadas de interação são utilizadas como entrada no modelo ByRA para a estação fria. A: <i>P. blainvillei</i> × rede de emalhar; B: <i>P. blainvillei</i> × rede de arrasto de fundo; C: <i>S. guianensis</i> × rede de emalhar; D: <i>S. guianensis</i> × redes	

	de arrasto de fundo.....	45
Figura 14	– Camadas de interação são utilizadas como entrada no modelo ByRA para a estação quente. A: <i>P. blainvillei</i> × rede de emalhar; B: <i>P. blainvillei</i> × arrasto de fundo; C: <i>S. guianensis</i> × rede de emalhar; D: <i>S. guianensis</i> × arrasto de fundo	46
Figura 15	– Gráficos de exposição-consequência para interações entre espécies e pescarias durante as estações fria e quente. P-G = <i>P. blainvillei</i> × redes de emalhar; P-T = <i>P. blainvillei</i> × arrasto de fundo; S-G = <i>S. guianensis</i> × redes de emalhar; S-T = <i>S. guianensis</i> × arrasto de fundo.....	48
Figura 16	– Mapas finais de risco de captura incidental de <i>P. blainvillei</i> em interação com redes de emalhar (A, C) e arrasto de fundo (B, D) durante as estações fria (A, B) e quente (C, D) no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.....	49
Figura 17	– Mapas finais de risco de captura incidental de <i>S. guianensi</i> em interação com redes de emalhar (A, C) e arrasto de fundo (B, D) durante as estações fria (A, B) e quente (C, D) no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.....	50
Figura 18	– Ponto-fixo de observação (deck) do VIVA Instituto Verde e Azul no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.....	70
Figura 19	– Erros entre as coordenadas obtidas pelo teodolito e as coordenadas registradas pelo GPS em função da distância ao ponto-fixo de observação, levando em conta as correções de maré.....	71
Figura 20	– Variação da diferença entre as posições obtidas pelo GPS e pelo teodolito em função da distância ao ponto fixo de observação até 6km.....	71
Figura 21	– Variação da diferença entre as posições obtidas pelo GPS e pelo teodolito em função da distância ao ponto fixo de observação entre 6km e 10km.....	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Critérios, descrição e fonte de informação para definir as pontuações de exposição e consequência.....	37
Tabela 2	– Tabela de referência de incertezas aplicadas aos critérios da Avaliação de Risco de Captura Incidental (ByRA).....	39
Tabela 3	– Número de registros, distâncias do ponto-fixo de observação em terra e Função de Distribuição Acumulada Empírica (ECDF) de <i>P. blainvillei</i> , <i>S. guianensis</i> arrasto de fundo e redes de emalhar.....	42
Tabela 4	– Resumo das métricas de exposição, consequências e risco do modelo ByRA para cada interação entre espécies e pescarias.....	47
Tabela 5	– Classificação da incerteza dos dados no modelo ByRA utilizando a abordagem de semáforo e o esquema de classificação da Tabela 2.....	46

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	15
1.1	Referências.....	23
2	CAPÍTULO 1	29
2.1	Introdução	30
2.2	Materiais e métodos	32
2.3	Resultados.....	40
2.4	Discussão	52
2.5	Conclusão.....	57
	Referências.....	59
3	CONCLUSÃO GERAL	67
	APÊNDICE A – Uso de teodolito a partir de um ponto-fixo de observação para estudos de cetáceos	69
	Referências.....	72

1 INTRODUÇÃO

Pressões antrópicas, pesca e captura incidental

As atividades antrópicas têm desempenhado significativas pressões sobre os ecossistemas marinhos (Halpern et al., 2008). Os impactos cumulativos dessas pressões acabam resultando na degradação do ecossistema e colapsos ecológicos quando há aumento dos estressores (Rocha et al., 2015). Considerando a atual expansão dos usos do oceano e o desenvolvimento de atividades como sobrepesca, energia offshore, aquicultura marinha e mineração oceânica, é necessário o investimento em mais pesquisas que visem a compreensão dos reais efeitos dessas atividades e se o impacto cumulativo está se alterando e em qual velocidade (Halpern et al., 2019). Cerca de dois terços do ambiente marinho encontram-se alterados devido às atividades antrópicas, mais de um terço dos mamíferos marinhos estão ameaçados de extinção, e 33% dos recursos pesqueiros marinhos estão sendo explorados em níveis insustentáveis (Joly et al., 2019).

A atividade pesqueira desempenha importante papel nas relações entre as sociedades e os ecossistemas marinhos, representando uma prática cultural e de subsistência em diferentes comunidades (Díaz et al., 2018). No Brasil, as pescarias englobam modalidades artesanais e industriais, as quais se distinguem devido às características operacionais, socioeconômicas e espaciais. Em geral, a pesca artesanal é realizada predominantemente em áreas costeiras, feita por embarcações menores e de menor escala. Estão fortemente vinculadas ao território, tradição, cultura e identidade das comunidades pesqueiras. Além disso, as pescarias artesanais e de pequena escala empregam mais de 50 milhões de pessoas e são responsáveis por mais da metade da produção do pescado capturado no mundo. Enquanto a pesca industrial concentra-se em águas mais profundas, feita por embarcações maiores com alta capacidade de armazenamento, se estrutura principalmente em modelos empresariais e orientados ao mercado (Oliveira et al., 2016; Imoto et al., 2017; FAO, 2020).

Embora possua uma relevância socioeconômica, a atividade pesqueira também exerce impactos significativos sobre a biodiversidade marinha. Dentre estes impactos, destaca-se o *bycatch*, definido como a captura não intencional de espécies não-alvo (Davies et al., 2009). Esses organismos podem ser categorizados em capturas acessórias ou subprodutos, ou seja, aqueles que são consumidos ou comercializados (Kenelly, 2015). A segunda categoria envolve aqueles que são devolvidos ao mar, vivos ou mortos (Kenelly, 2015), conhecido

como descartes e que representam um desperdício de vidas e de recursos. Os animais capturados podem incluir espécies ameaçadas e protegidas por lei (*Endangered, Threatened and Protected* - ETP, em inglês), com destaque para os indivíduos da megafauna marinha, como elasmobrânquios, aves, tartarugas e mamíferos (Gray et al., 2018). Para os(as) pescadores (as), essa interação resulta em prejuízos como perda de petrechos, diminuição da eficiência pesqueira e criminalização (Boyce 1996; Dalpaz et al., 2024). No contexto da pesca artesanal e de pequena escala, esses impactos são ainda mais sensíveis, pois as comunidades pesqueiras frequentemente estão em situação de vulnerabilidade social e dependem da pesca como única ou principal fonte de subsistência e segurança alimentar (Andrew et al., 2007, Cánovas-Molina & García-Frapolli, 2022). Todavia, a redução das populações de cetáceos também pode impactar a produção pesqueira, uma vez que esses animais influenciam na regulação das teias alimentares dos ecossistemas marinhos, contribuindo para a manutenção de processos que sustentam a produtividade dos peixes (Gerber et al., 2009; Roman et al., 2014; Kiszka et al., 2022).

Pequenos cetáceos e interações com atividades pesqueiras

Populações suscetíveis à captura incidental podem sofrer declínios consideráveis em períodos curtos (Casey & Myers, 1998), situação que é especialmente crítica quando já se encontram em declínio, como é o caso dos mamíferos marinhos. Essa vulnerabilidade está relacionada às características biológicas como maturidade tardia e baixa taxa reprodutiva (Smallegange et al., 2020). Além da mortalidade imediata, essa interação pode gerar ferimentos, como amputação, fraturas e lacerações, ocasionando sofrimento e comprometendo a expectativa de vida dos animais (Dolman & Moore, 2017). Em espécies altamente sociais como cetáceos e algumas aves marinhas, o *bycatch* pode ocasionar a separação de mães e filhotes, prejudicando o desenvolvimento e a chance de sobrevivência desses indivíduos (Kiszka et al., 2009). Essas interações podem interferir nas dinâmicas sociais e ecológicas desses animais, afetando o ecossistema como um todo (Lewison et al., 2014). Atualmente, as interações com atividade pesqueira constituem o principal problema de conservação para a maioria dos mamíferos marinhos especialmente os pequenos cetáceos (Read, 2008; Northridge 2018). A captura incidental em redes de pesca tem sido considerada aos fatores que influenciaram na extinção do golfinho-baiji (*Lipotes vexillifer*) e ameaça à viabilidade de outras espécies de cetáceos em risco de extinção, como a vaquita (*Phocoena sinus*), o golfinho-de-Hector (*Cephalorhynchus hectori*) e subpopulações do golfinho-

corcunda-do-Índico (*Orcaella brevirostris*) (Turvey et al., 2007; Smith & Beasley, 2004; Taylor et al., 2017; Slooten & Dawson, 2020)

No Brasil, uma das espécies de pequenos cetáceos que mais apresentam interações negativas com atividades pesqueiras é a toninha ou franciscana (*Pontoporia blainvillei*, Cetacea:Pontoporiidae) (Siciliano, 1994; Zerbini et al., 2017; Secchi et al., 2021) (Figura 01). Está classificada como vulnerável à extinção pela Lista Vermelha da IUCN (Zerbini et al., 2017) e, no Brasil, como criticamente em perigo (MMA, 2022). A espécie é endêmica do Atlântico Sudoeste, com registros entre o Espírito Santo no Brasil e o Golfo San Matias na Argentina (Crespo et al., 1998; Siciliano, 1994). Para gerenciar o manejo e a conservação ao longo de sua distribuição, foram propostas quatro áreas iniciais conhecidas como “Franciscana Management Areas (FMA’s) (Secchi et al., 2003). A partir de evidências genéticas, foram criadas onze subdivisões: FMAIa (litoral do Espírito Santo); FMAIb (norte do Rio de Janeiro); FMAIIa (sul do Rio de Janeiro ao norte de São Paulo); FMAIIb (centro de São Paulo ao norte de Santa Catarina); FMA III (sul de Santa Catarina ao Uruguai); FMAIVa (San Clemente, Argentina), FMAIVb (Cabo Santo Antônio ao leste de Buenos Aires), FMAIVc (Necochea até Claromecó), FMAIVd (Monte Hermoso ao sudoeste de Buenos Aires) e FMAIVe (Río Negro) (Mendez et al., 2010; Costa-Urrutia et al., 2012; Cunha et al., 2014; Gariboldi et al., 2015, 2016) (Figura 2). Apresenta hábitos costeiros, preferencialmente até a isóbata de 30 metros, com alguns registros até 50 metros de profundidade (Bordino et al., 1999; Danilewicz et al., 2009, Zerbini et al., 2017), se deslocando sozinha ou em pequenos grupos com até 15 indivíduos (Cremer & Simões-Lopes, 2008; Crespo et al., 2018). Sua elevada vulnerabilidade à captura incidental está relacionada a características biológicas e ecológicas da espécie, como o rostro longo e estreito, que aumenta a probabilidade de emalhamento em redes, e sua distribuição costeira, associada a áreas de maior produtividade e disponibilidade de presas (Crespo, 2009; Rosa, 2019; Henning et al., 2018).



Figura 1. Ilustração científica da toninha (*Pontoporia blainvillei*). Fonte: Elaborado por Hewryanne Barreto.

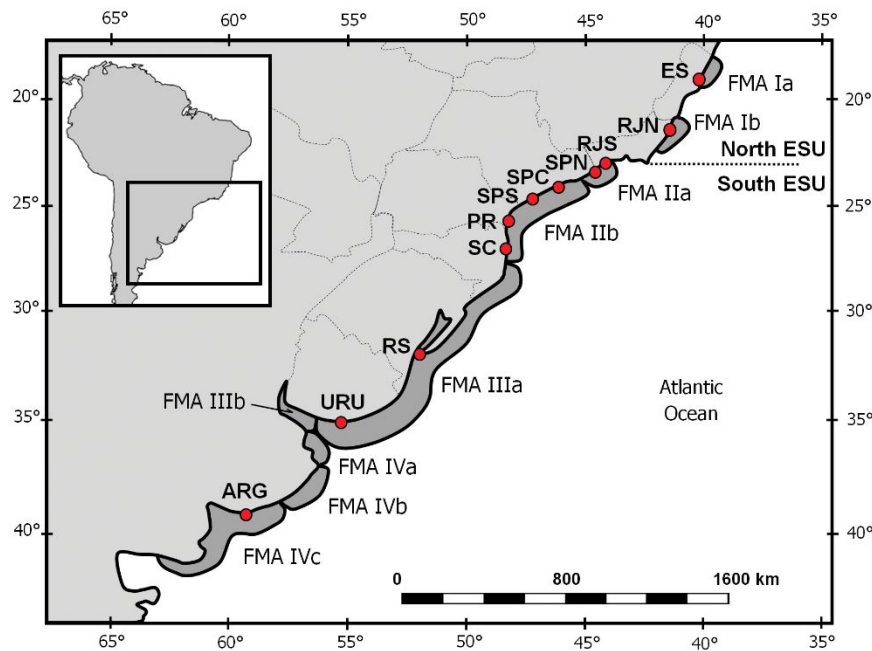


Figura 2. Distribuição de *Pontoporia blainvillei* subdivididas em 11 áreas de manejo (Franciscana Management Areas - FMAs) no Atlântico Sul Fonte: Cunha et al., 2014.

Assim como a toninha, o boto cinza (*Sotalia guianensis*, Cetacea: Delphinidae (Figura 3) também é considerado um dos pequenos cetáceos que apresenta maior sensibilidade a interação com atividade pesqueira no litoral brasileiro (Flach, 2015; Bertozzi et al., 2020). Internacionalmente, pela Lista Vermelha da IUCN, é classificado como quase ameaçado (Secchi et al., 2018) e, no Brasil, como vulnerável à extinção (MMA, 2022). Sua distribuição vai do litoral norte de Honduras, América Central até a baía norte de Florianópolis, Brasil, ocupando áreas costeiras de baías, estuários e próximas a manguezais (Simões-Lopes, 1988; Silva & Best, 1996; Edwards & Schnell, 2001; Favaro, 2004), o que favorece às interações com atividades antrópicas (Domit et al., 2021). A partir de informações genéticas populacionais foram categorizadas 12 unidades de manejo (Cunha, Farro & Caballero, 2020; Domit et al., 2021) (Figura 4): Colômbia (CCOL), Golfo da Venezuela (VEML), Rio Orinoco, Venezuela (VEOR), Guiana Francesa (FRGU), Litoral Sul do Amapá e Litoral Norte do Pará (BRNO), Litoral do Ceará (BRNE1), Costa do Rio Grande do Norte (BRNE2), Sergipe (BRNE3), Litoral Sul da Bahia (BRNE4), Litoral centro e sul do Espírito Santo (BRSE1), Litoral Sul do Rio de Janeiro e litoral norte de São Paulo (BRSE2), Litoral Sul de São Paulo até o Litoral norte de Santa Catarina (BRSE3) (Cunha, Farro & Caballero, 2020; Domit et al., 2021).

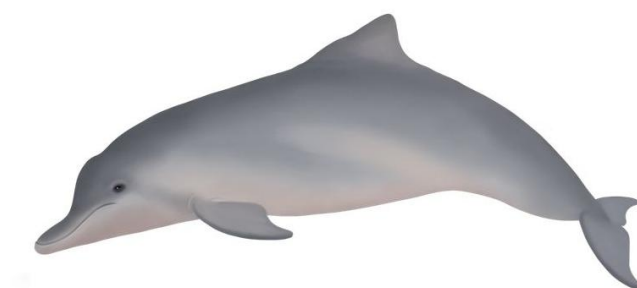


Figura 3. Ilustração científica do boto-cinza (*Sotalia guianensis*). Fonte: Elaborado por Hewryanne Barreto.



Figura 4. Distribuição de *Sotalia guianensis* em 12 unidades de manejo. Fonte: Domit et al., 2021.

Atividade pesqueira e contexto socioecológico do litoral norte de São Paulo

A atividade pesqueira no estado de São Paulo é realizada por frotas de diferentes escalas e por comunidades distribuídas ao longo do litoral. Historicamente, a caracterização da pesca de pequena escala foi limitada pela distribuição dessas comunidades e pela ausência de sistemas de monitoramento (Bertozzi, 2002; Bertozzi, 2005). Com a efetivação de programas sistemáticos, como o Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira (PMAP), contribuíram para o conhecimento de informações sobre desembarques, esforço e modalidades de pesca. No litoral norte, a pesca utiliza diferentes aparelhos, como redes de emalhe, arrasto-duplo, cerco e cerco-flutuante, utilizados de acordo com distintas estratégias e recursos-alvo (Miranda et al., 2019).

Nesse contexto, a atividade pesqueira em Ilhabela possui relevância histórica, social e econômica, sendo a pesca artesanal uma prática tradicional entre diferentes comunidades do arquipélago (Ramires et al., 2012). Entre 2021 e 2025, foram registradas 7.846 descargas de pescado oriundos de 156 unidades produtivas, sendo 99,8% das descargas e 99,4% das unidades realizadas pela pesca artesanal. O município apresentou volume médio anual de 420,0 toneladas e respondeu por 3,8% do volume e 4,0% do número de descargas registrados no estado, ocupando a sexta posição em volume de pescado desembarcado e a sétima em número de descargas. Entre 2017 e 2019, estimou o número de 105 Unidades Produtivas ativas no município e 509 pescadores envolvidos nas atividades de pesca (PROPESQ, 2026).

A produção pesqueira de Ilhabela é formada por diferentes modalidades. Entre 2021 e 2025, o cerco apresentou o maior volume de pescado descarregado (169,4 t; 40,9%), seguido pelo cerco-flutuante (124,3 t; 30,0%) e pelo arrasto-duplo (57,6 t; 13,9%) (PROPESQ, 2026). Em um recorte trimestral do monitoramento realizado pelo PMAP-SP em 2024, as redes de emalhe foram responsáveis por 30,3 toneladas de pescado descarregado (14,2%) e 514 dias de pesca (31,6% do esforço registrado para a frota artesanal), com predominância de sororoca e tainha e operações realizadas no ambiente costeiro, em profundidades de até 50 m (PMAP-SP, 2025).

Além da relevância pesqueira, a região apresenta intensa utilização do ambiente marinho por diferentes atividades humanas. O Porto de São Sebastião, próximo a Ilhabela, concentra atividades de dragagem, tráfego marítimo e perspectivas de expansão portuária, constituindo uma das áreas mais impactadas da FMA IIB (Marcondes et al., 2020; Domit et

al., 2022). Essa região apresenta elevada abundância de teleósteos, peixes importantes para a pesca de pequena escala quanto como presas de toninhas e botos-cinza (Domit et al., 2022). Foram identificadas áreas de ocorrência de três espécies de cetáceos classificadas como de alta exposição à captura incidental, as quais apresentaram elevada sobreposição espacial com atividades pesqueiras. Essa área abrange São Sebastião, Ilhabela, Caraguatatuba e Ubatuba, sendo destacada como prioritária para a conservação de cetáceos e a gestão pesqueira (Caiaffa et al., 2026).

Avaliação espacial de risco das interações entre pesca e cetáceos

Para melhor compreensão das interações pesqueiras com os cetáceos, é necessário buscar soluções que considerem a interdependência entre aspectos sociais e ecológicos (Lewison et al., 2018). Diferentes tipos de pesquisa podem contribuir para essa compreensão, por exemplo, as avaliações de dados de sobreposição espacial, informações acerca das presas alvo dos mamíferos marinhos e comum às pescarias (Riet-Sapriza, 2013) e o conhecimento tradicional dos pescadores artesanais sobre as interações da pesca e cetáceos (Zappes et al., 2016). Essas interações podem apresentar variação espacial e temporal de acordo com distribuição dos cetáceos e da dinâmica das atividades pesqueiras (Breen et al., 2017).

Nesse sentido, a avaliação de risco espacial constitui uma abordagem para analisar a probabilidade de ocorrência de uma interação e as prováveis consequências de uma ameaça antrópica (Gibbs & Browman, 2015). Uma vez que a sobreposição espacial entre a distribuição das espécies e das atividades pesqueiras permite identificar áreas nas quais as espécies estão potencialmente expostas à interação pesqueira (Caiaffa et al., 2026). As ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) podem ser consideradas aliadas para o desenvolvimento dessas análises de risco, pois permitem a visualização explícita do espaço e tempo entre a relação das pessoas e o ambiente (Nelson & Burnisde, 2019; Noble et al. 2019).

Nesse contexto, foi desenvolvida uma ferramenta denominada Avaliação de Risco de Captura Acidental (*Bycatch Risk Assessment*, ByRA), que integra dados espaciais em ambiente SIG para estimar o risco de captura acidental a partir da combinação de camadas geográficas que representam a distribuição das espécies e das atividades pesqueiras. Essa ferramenta permite avaliar espacial e temporalmente padrões de interação entre diferentes

espécies e artes de pesca, colaborando com a identificação de áreas de maior preocupação afim de contribuir com o direcionamento de ações de manejo (Verutes et al., 2020).

Lacunas de conhecimento e desafios para a conservação

Estudos recentes informaram que o boto-cinza e a toninha, respectivamente, foram a terceira e quarta espécie de cetáceo mais frequentemente registrada no sul de Ilhabela (Marques, 2024). Considerando a ocorrência dessas espécies ameaçadas e a elevada atividade pesqueira no município, torna-se importante avaliar o risco que a pesca representa para esses cetáceos. Além disso, o conhecimento sobre como os animais utilizam a área e quais fatores afetam sua distribuição pode definir o sucesso na definição de áreas para proteção ambiental (Lodi, 2003), contribuindo para minimizar o declínio populacional.

Objetivo geral

Avaliar o risco de captura acidental de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) e botos-cinza (*Sotalia guianensis*) associado à sobreposição espaço-temporal com a atividade pesqueira no sul de Ilhabela, São Paulo.

Objetivos específicos:

- Caracterizar a distribuição das redes de pesca e embarcações de arrasto na área de estudo;
- Caracterizar a frota pesqueira do sul de Ilhabela;
- Analisar os padrões de sobreposição entre ocorrência das espécies e as atividades pesqueiras;
- Identificar o risco local de capturas acidentais de botos-cinza e toninhas;

REFERÊNCIAS

- Andrew, N. L., Béné, C., Hall, S. J., Allison, E. H., Heck, S., & Ratner, B. D. (2007). Diagnosis and management of small-scale fisheries in developing countries. *Fish and Fisheries*, 8(3), 227-240.
- Bertozzi, C. P., Silva, F. J. L., & Flach, L. (2020). Interação com a pesca. In V. L. Carvalho & A. C. O. Meirelles (Eds.), *Guiana dolphin, biology and conservation in Brazil* (pp. 123–138).
- Bordino, P., Thompson, G., & Iniguez, M. (1999). Ecology and behaviour of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Argentina. *J. Cetacean Res. Manage.*, 1(2), 212-222.
- Boyce, J. R. (1996). An economic analysis of the fisheries bycatch problem. *Journal of Environmental Economics and Management*, 31(3), 314-336
- Brasil (2016). Censo da Educação Superior. Brasília, DF, INEP. Disponível em: <https://www.gov.br/inep/pt-br> Acesso em: 30 jun. 2026
- Breen, P., Brown, S., Reid, D., & Rogan, E. (2017). Where is the risk? Integrating a spatial distribution model and a risk assessment to identify areas of cetacean interaction with fisheries in the northeast Atlantic. *Ocean & Coastal Management*, 136, 148–155
- Caiaffa, M. R., Daura-Jorge, F. G., & Wedekin, L. L. (2026). Spatial overlap between cetaceans and gillnet fisheries in Southeastern Brazilian waters and implications for bycatch mitigation. *Biodiversity and Conservation*, 35, 259
- Cánovas-Molina, A., & García-Frapolli, E. (2022). A review of vulnerabilities in worldwide small-scale fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 29(5), 491-501.
- Carine, B. (2024). Querido estudante negro. Editora Planeta.
- Casey, J. M., & Myers, R. A. (1998). Near extinction of a large, widely distributed fish. *Science*, 281(5377), 690-692.
- Costa-Urrutia, P., C. Abud, E. R. Secchi and E. P. Lessa. (2012). Population genetic structure and social kin associations of Franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. *Journal of Heredity* 103:92–102.
- Cremer, M. J., & Simões-Lopes, P. C. (2008). Distribution, abundance and density estimates of franciscanas, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), in Babitonga bay, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25, 397-402.
- Crespo, E. A., Harris, G., & González, R. (1998). Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Marine Mammal Science*, 14(4), 845-849.
- Crespo, E. A. (2009). Franciscana *Pontoporia blainvillei*. In W. F. Perrin, B. Würsig, & J. G. M. Thewissen (Eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (p. 1190). Academic Press.
- Crespo, E. A. (2018). Franciscana dolphin: *Pontoporia blainvillei*. In *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 388-392). Academic Press.

Cunha, Í. (2003). Conflito ambiental em águas costeiras: relação porto-cidade no Canal de São Sebastião. *Ambiente & Sociedade*, 6, 83–98.

Cunha, H. A., Medeiros, B. V., Barbosa, L. A., Cremer, M. J., Marigo, J., Lailson-Brito, J., ... & Solé-Cava, A. M. (2014). Population structure of the endangered franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*): reassessing management units. *PloS one*, 9(1), e85633.

Cunha H. A., Farro A. P., Caballero, S. (2020). Review of population structure studies for *Sotalia guianensis* and a proposal for 4 Management Units sc/68B/SDDNA/06 - (IWC - International Whaling Commission)

Dalpaz, L., Daura-Jorge, F. G., Lewison, R., Zank, S., & Hanazaki, N. (2024). Fishers' perception and activity shifts in a dolphin bycatch mitigation context. *Ocean & Coastal Management*, 258, 107375.

Danilewicz, D., Secchi, E. R., Ott, P. H., Moreno, I. B., Bassoi, M., & Borges-Martins, M. (2009). Habitat use patterns of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) off southern Brazil in relation to water depth. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(5), 943-949.

Davies, R. W. D., Cripps, S. J., Nickson, A., & Porter, G. (2009). Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33(4), 661-672.

Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., ... Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373), 270–272.

Dolman, S. J., & Moore, M. J. (2017). Welfare implications of cetacean bycatch and entanglements. In *Marine mammal welfare: Human induced change in the marine environment and its impacts on marine mammal welfare* (pp. 41–65).

Domit, C., Miranda, A. D. A., Azevedo, A., Costa, A. F., Meirelles, A. D., & Farro, A. P. (2021). Progress report of the *Sotalia guianensis* intersessional group: Status of the current knowledge and action plan. *Journal of Cetacean Research and Management*.

Domit, C., Trevizani, T. H., Farro, A. P. C., Silva, A. Z., Van Belleghem, T., Herbst, D. F., ... Broadhurst, M. K. (2022). Coastal development and habitat loss: Understanding and resolving associated threats to the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. In *The franciscana dolphin* (pp. 265–302). Academic Press.

Edwards, H. H., & Schnell, G. D. (2001). Status and ecology of *Sotalia fluviatilis* in the Cayos Miskito Reserve, Nicaragua. *Marine Mammal Science*, 17(3), 445-472.

Favaro, E. G. P. (2004). Utilização da Baía dos Golfinhos (Pipa, RN) pelo boto *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae) (Master's thesis, Universidade Federal de Pernambuco).

FAO. (2020). Agriculture Organization of the United Nations. Fisheries Department. *The state of world fisheries and aquaculture*. Rome: Food & Agriculture Organization.

Flach, L. (2015). *Estimativa de parâmetros populacionais, área de vida, mortalidade e interações da atividade pesqueira sobre a população de botos-cinza (Sotalia guianensis)*

(Van Beneden, 1864) (*Cetacea, Delphinidae*) na Baía de Sepetiba (RJ) [Doctoral dissertation, Universidade do Estado do Rio de Janeiro].

Gariboldi, M. C., Túnez, J. I., Dejean, C. B., Failla, M., Vitullo, A. D., Negri, M. F., & Cappozzo, H. L. (2015). Population genetics of Franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*): introducing a new population from the southern edge of their distribution. *PLoS One*, 10(7), e0132854.

Gariboldi, M. C., Túnez, J. I., Failla, M., Hevia, M., Panebianco, M. V., Paso Viola, M. N., ... & Cappozzo, H. L. (2016). Patterns of population structure at microsatellite and mitochondrial DNA markers in the franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*). *Ecology and evolution*, 6(24), 8764-8776.

Gerber LR, Morissette L, Kaschner K, Pauly D (2009) Should whales be culled to increase fishery yield? *Science* 323:880–881. <https://doi.org/10.1126/science.1169981>

Gray, C. A., & Kennelly, S. J. (2018). Bycatches of endangered, threatened and protected species in marine fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28(3), 521-541.

Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., d'Agrosa, C., ... & Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *science*, 319(5865), 948-952.

Halpern, B. S., Frazier, M., Afflerbach, J., O'Hara, C., Katona, S., Stewart Lowndes, J. S., ... Walbridge, S. (2017). Drivers and implications of change in global ocean health over the past five years. *PLoS ONE*, 12(7), e0178267.

Halpern, B. S., Frazier, M., Afflerbach, J., Lowndes, J. S., Micheli, F., O'Hara, C., ... & Selkoe, K. A. (2019). *Recent pace of change in human impact on the world's ocean. Sci Rep* 9: 11609.

Henning, B., de Sá Carvalho, B., Pires, M. M., Bassoi, M., Marigo, J., Bertozzi, C., & Araújo, M. S. (2018). Geographical and intrapopulation variation in the diet of a threatened marine predator, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea). *Biotropica*, 50, 157–168.

Imoto RD, Carneiro MH, Ávila da Silva AO (2017) Spatial patterns of fishing fleets on the Southeastern Brazilian Bight. *Latin Am J Aquat Res* 44:1005–1018. <https://doi.org/10.3856/vol44-issue5-full-text-12>

Joly, C. A., Padgurschi, M. C. G., Pires, A. P. F., Agostinho, A. A., Marques, A. C., Amaral, A. G., & Loyola, R. D. (2019). *Apresentando o diagnóstico brasileiro de biodiversidade e serviços ecossistêmicos*. São Carlos: Editora Cubo.

Kaur, R. (2018). *O que o sol faz com as flores*. Editora Planeta

Kennelly SJ (2015) Progress in the monitoring and management of bycatch and discards. In Report of the expert workshop on the methodology to assess and quantify the extent and impact of fisheries bycatch and discards. FAO Rome Casablanca, Morocco, pp 24–27

Kiszka, J., Muir, C., Poonian, C., Cox, T. M., Amir, O. A., Bourjea, J., ... & Bristol, N. (2009). Marine mammal bycatch in the southwest Indian Ocean: review and need for a

comprehensive status assessment. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 7(2), 119-136.

Kiszka JJ, Woodstock MS, Heithaus MR (2022) Functional roles and ecological importance of small cetaceans in aquatic ecosystems. *Front Mar Sci* 9:803173. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.803173>

Lewison, R. L., Crowder, L. B., Wallace, B. P., Moore, J. E., Cox, T., Zydelis, R., ... & Safina, C. (2014). Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(14), 5271-5276.

Lewison, R. L., Johnson, A. F., & Verutes, G. M. (2018). Embracing complexity and complexity-awareness in marine megafauna conservation and research. *Frontiers in Marine Science*, 5, 207

Lodi, L., & Barreto, A. (1998). Legal actions taken in Brazil for the conservation of cetaceans. *Journal of International Wildlife Law & Policy*, 1, 403–411.

Marcondes, D. S., Nunes, T. Y., Fonseca, G. F., Moura, S. P. G., Belleghem, T. V., & Domit, C. (2020). Atividades de derrocagem subaquática e potenciais impactos em golfinhos costeiros: Avaliação, monitoramento e medidas de mitigação. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, 89, 135–145.

Marques, M. L. (2024). *Caracterização da ocorrência temporal e espacial dos cetáceos em Ilhabela, São Paulo, Brasil* [Master's dissertation, Universidade Estadual de Santa Cruz].

Mendez, M., H. C. Rosenbaum, R. S. Wells, M. A. Stamper and P. Bordino. 2010. Genetic evidence highlights serious demographic impacts of by-catch in cetaceans. *PLoS ONE*. 5 (12):e15550.

Miranda, L. V., Carneiro, M. H., Namora, R. C., Ávila-da-Silva, A. O., & Azevedo, V. G. (2019). Censo da pesca de captura marinha no litoral norte do estado de São Paulo, Brasil, entre os anos 2008 e 2010. *Informe Pesqueiro de São Paulo*, 105, 1–43

Nelson, K., & Burnside, N. G. (2019). Identification of marine management priority areas using a GIS-based multi-criteria approach. *Ocean & Coastal Management*, 172, 82-92.

Noble, M. M., Harasti, D., Pittock, J., and Doran, B. (2019). Linking the social to the ecological using GIS methods in marine spatial planning and management to support resilience: a review. *Mar. Policy* 108:103657. doi: 10.1016/j.marpol.2019.103657.

Northridge S (2018) Fisheries interactions. In: Wursig B, Thewissen JGM, Kovacs KM (eds) *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press, San Diego, CA, p 375–383

Oliveira PC, Di Benedetto AM, Bulhões MRB, Zappes CA (2016) Artisanal fishery versus port activity in southern Brazil. *Ocean Coast Manag* 129:49–57. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoam.2016.05.005>

PMAP-SP – Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira no Estado de São Paulo. (2025). *Relatório técnico semestral: julho a dezembro de 2024*. BR 04035013/25 – Rev. 00. Santos, SP: PMAP-SP.

PROPESQ. (2026). Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Instituto de Pesca. Available: <http://www.propesq.pesca.sp.gov.br/33/conteudo>

Ramires, M., Clauzet, M., Rotundo, M. M., & Begossi, A. (2012). A pesca e os pescadores artesanais de Ilhabela (SP), Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 38(3), 231–246.

Read, A. J. (2008). The looming crisis: Interactions between marine mammals and fisheries. *Journal of Mammalogy*, 89, 541–548.

Riet-Sapiriza, F. G., Costa, D. P., Franco-Trecu, V., Marín, Y., Chocca, J., González, B., ... & Hückstadt, L. A. (2013). Foraging behavior of lactating South American sea lions (*Otaria flavescens*) and spatial–temporal resource overlap with the Uruguayan fisheries. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 88, 106–119.

Rocha, J., Yletyinen, J., Biggs, R., Blenckner, T., & Peterson, G. (2015). Marine regime shifts: drivers and impacts on ecosystems services. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1659).

Roman J, Estes JA, Morissette L, Smith C, Costa D, McCarthy J, Nation JB, Nicol S, Pershing A, Smetacek V (2014) Whales as marine ecosystem engineers. *Front Ecol Environ* 12:377–385

Rosa, C. S. S. N. (2019). Análise da captura incidental da toninha (*Pontoporia blainvillei* Gervais & d'Orbigny, 1844) (Cetacea: Pontoporiidae) na pesca de emalhe do estado de São Paulo. [Master's dissertation em Biodiversidade e Ecologia Marinha e Costeira, Universidade Federal de São Paulo].

Secchi, E. R., Ott, P. H., & Danilewicz, D. (2003). Effects of fishing bycatch and conservation status of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. In *Marine mammals: Fisheries, tourism and management issues* (pp. 174–191).

Secchi, E. R., Cremer, M. J., Danilewicz, D., & Lailson-Brito, J. (2021). A synthesis of the ecology, human-related threats and conservation perspectives for the endangered franciscana dolphin. *Frontiers in Marine Science*, 8, 1–18.

Siciliano, S. 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. Reports of the International Whaling Commission (special issue) 15, 241–250.

Silva, V. M., & Best, R. C. (1996). *Sotalia fluviatilis*. *Mammalian Species*, (527), 1–7.

Silva, A. O. Á., & Neiva, C. R. P. (2025). *Projeto de monitoramento da atividade pesqueira no Estado de São Paulo (PMAP-SP): Relatório técnico semestral*. São Paulo: Instituto de Pesca.

Simões-Lopes, P. C. (1988). Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis* Gervais, 1853 (Cetacea, Delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, 1 (1), 57–62.

Slooten E, Dawson SM (2020) Updated population viability analysis, population trends and PBRs for Hector's and Māui dolphin. bioRxiv (preprint). <https://doi.org/10.1101/2020.03.25.008839>

Smallegange, I. M., Flotats Avilés, M., & Eustache, K. (2020). Unusually paced life history strategies of marine megafauna drive atypical sensitivities to environmental variability. *Frontiers in Marine Science*, 1065.

Smith BD, Beasley I (2004) *Orcaella brevirostris* (Songkhla Lake subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species

Taylor BL, Rojas-Bracho L, Moore J, Jaramillo-Legorreta A, Hoef JMV, Cardenas-Hinojosa G, Nieto-Garcia E, Barlow J, Gerrodette T, Tregenza N, Thomas L, Hammond PS (2017) Extinction is imminent for Mexico's endemic porpoise unless fishery bycatch is eliminated. *Conserv Lett* 10:588–595

Turvey ST, Pitman RL, Taylor BL et al (2007) First human-caused extinction of a cetacean species? *Biol Lett* 3:537–540.

Verutes, G. M., Johnson, A. F., Caillat, M., Ponnampalam, L. S., Peter, C., Vu, L., ... Hines, E. M. (2020). Using GIS and stakeholder involvement to innovate marine mammal bycatch risk assessment in data-limited fisheries. *PLoS ONE*, 15(8), e0237835.

Zappes, C. A., Simões-Lopes, P. C., Andriolo, A., & Di Benedetto, A. P. M. (2016). Traditional knowledge identifies causes of bycatch on bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus* Montagu 1821): An ethnobiological approach. *Ocean & Coastal Management*, 120, 160–169.

Zerbini, A. N., Secchi, E., Crespo, E., Danilewicz, D., & Reeves, R. (2017). *Pontoporia blainvillei*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017, 8235e.T17978A123792204.

2 CAPÍTULO 1

Bycatch Risk Assessment for *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia guianensis* using a GIS-Based Toolbox

Manuscrito submetido para a Revista *Endangered Species Research*

Autores: Ana Luiza Silva Ribeiro do Vale ^{1,2}, Larissa Dalpaz³, Cristiane C. A. Martins⁴, Hewryanne Barreto da Silva², Marina Leite Marques², Maria Emilia Morete², Artur Andriolo¹.

2.1 | INTRODUÇÃO

Os oceanos fornecem importantes serviços ecossistêmicos dos quais os seres humanos se beneficiam. Entretanto, a crescente intensificação das atividades antrópicas tem provocado alterações significativas nos ecossistemas marinhos (Myers & Worm, 2003). Cinco pressões ecológicas afetam os oceanos em escala global: perda de habitat, introdução de espécies exóticas, mudanças climáticas, poluição e pressão pesqueira (Halpern et al., 2017). Dentre essas pressões ecológicas, a pesca se destaca devido à sua complexidade multifatorial – envolvendo fatores biológicos, sociais e econômicos (Lewison et al., 2018; Squires et al., 2021). Apesar de sua importância socioeconômica, a atividade pesqueira produz impactos significativos e indesejáveis, como a captura incidental de espécies não-alvo (Reeves et al., 2013). Estima-se que centenas de milhares de mamíferos marinhos sejam capturados incidentalmente em redes de pesca a cada ano (Read et al., 2006), consequentemente, a captura incidental pode ser considerada uma das principais causas do risco de extinção de determinadas espécies (D'agrosa et al., 2000), especialmente de pequenos cetáceos (Read, 2008).

Devido às suas características biológicas, como baixas taxas reprodutivas, crescimento lento, maturidade tardia e baixa taxa reprodutiva, os mamíferos marinhos são ainda mais vulneráveis aos impactos da captura incidental do que outros grupos taxonômicos (Wade, 2018). Uma das espécies de cetáceos que apresenta as interações mais negativas com a atividade pesqueira é a toninha (*Pontoporia blainvillei*) (Siciliano, 1994; Zerbini et al., 2017; Secchi et al., 2021), considerada o pequeno cetáceo mais ameaçado do Atlântico Sudoeste (Secchi, 2010). A toninha é classificada como vulnerável à extinção pela Lista Vermelha da IUCN (Zerbini et al., 2017) e, no Brasil, como criticamente em perigo (MMA, 2022). Sua elevada vulnerabilidade à captura incidental está relacionada a características biológicas e ecológicas da espécie, como o rostro longo e estreito, que aumenta a probabilidade de emalhamento em redes e seu hábito costeiro, influenciado por altas concentrações de nutrientes faz com que sua distribuição se sobreponha a regiões de intensa atividade pesqueira (Crespo, 2009; Henning et al., 2018; Rosa, 2019).

Assim como a toninha, o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) é um dos pequenos cetáceos mais vulneráveis às interações com a atividade pesqueira (Flach, 2015; Bertozzi et al., 2020). Internacionalmente, pela Lista Vermelha da IUCN, é classificado como quase ameaçado (Secchi et al., 2018) e, no Brasil, como vulnerável à extinção (MMA, 2022). Embora as redes de emalhe sejam consideradas a principal ameaça à conservação da espécie, outras interações

pesqueiras representam riscos, como a captura acidental em espinhéis e cercos artesanais, o uso de dinamite em operações de pesca, e a captura direta para consumo de carne e uso como isca (Domit et al., 2021). Além disso, a poluição química, a exploração intensiva de estuários e a urbanização costeira excessiva intensificam ainda mais os riscos à sobrevivência da espécie, em razão da degradação e perda de habitat (Lailson-Brito et al., 2010; Meirelles et al., 2023; Santos et al., 2010).

A atividade pesqueira no litoral norte de São Paulo apresenta diversidade de modalidades, incluindo redes de emalhe, arrasto-duplo, cerco e cerco-flutuante (Miranda et al., 2019). Em Ilhabela, a pesca possui relevância histórica, social e econômica, sendo predominantemente artesanal e caracterizada pelo uso de diferentes artes de pesca (Ramires et al., 2012). Entre 2021 e 2025, foram registradas 7.846 descargas provenientes de 156 unidades produtivas, com predominância da pesca artesanal (PROPESQ, 2026). Essa região também é uma importante área utilizada por *P. blainvillei* e *S. guianensis*, classificada como área prioritária para a conservação de cetáceos e a gestão pesqueira no litoral norte paulista (Caiaffa et al., 2026), reforçando a importância de avaliar espacialmente a sobreposição entre a atividade pesqueira e essas espécies.

Embora a captura acidental de megafauna marinha represente uma das maiores preocupações para a conservação, ainda existem lacunas de dados quanto à magnitude desses impactos (Figueiredo et al., 2020; Mannocci et al., 2020). Nesse contexto, foi desenvolvida uma ferramenta baseada em Sistemas de Informação Geográfica (SIG) chamada *Bycatch Risk Assessment (ByRA)* (Hines et al., 2020; Verutes et al., 2020), que permite identificar zonas de alto risco para priorizar medidas de manejo e monitoramento, além de possibilitar o direcionamento de futuros esforços de conservação em contextos com diferentes níveis de disponibilidade de dados (Hines et al., 2020; Verutes et al., 2020). A ferramenta tem sido aplicada a diferentes regiões e táxons da megafauna marinha, incluindo botos-irrawadi (*Orcaella brevirostris*) e dugongos (*Dugong dugon*) na Malásia e no Vietnã (Verutes et al., 2020), baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) e tartarugas-de-couro (*Dermochelys coriacea*) no Peru (Costanza et al., 2021), leões-marinhos-sul-americanos (*Otaria byronia*) no Chile (Frantz et al., 2024; Sepúlveda et al., 2026), aves marinhas nos Mares Célticos (Stiepani et al., 2026) e botos-da-tainha (*Tursiops truncatus gephyreus*) no Brasil (Dalpaz, 2024).

Assim, o objetivo deste estudo é avaliar o risco de captura incidental associado a sobreposição espacial e temporal entre a toninha (*Pontoporia blainvillei*) e o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) com a atividade pesqueira no sul de Ilhabela, São Paulo.

2.2 | MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1 | Área de estudo

Ilhabela possui uma área de 347,54 km² (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2016) e está localizada no litoral norte do Estado de São Paulo (23°46'28"S; 45°21'20"W, Figura 5). Sua importância para a conservação da biodiversidade é reconhecida internacionalmente, tendo sido designada como um sítio da Aliança para Extinção Zero (AZE, 2010). A área de estudo está situada entre três unidades de conservação: a Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte (APAMLN), adjacente ao Refúgio de Vida Silvestre do Arquipélago de Alcatrazes (REVIS Alcatrazes), além de constituir uma zona costeira do Parque Estadual de Ilhabela (Morete et al., 2022).

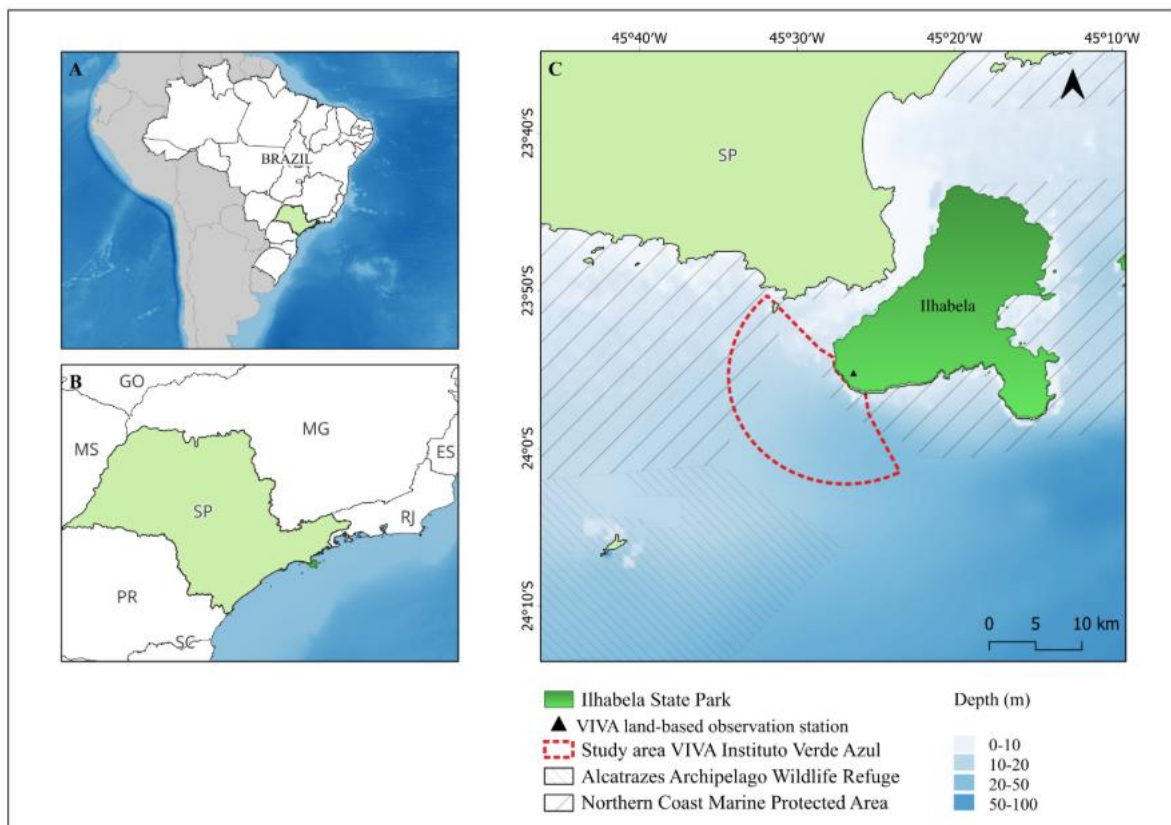


Figura 5. Localização da área de estudo em Ilhabela, litoral norte do Estado de São Paulo, sudeste do Brasil, onde está localizado o ponto fixo de observação do VIVA Instituto Verde Azul.

2.2.2 | Coleta de dados

Os dados foram coletados por meio de um monitoramento terrestre, como parte do programa de monitoramento sistemático de cetáceos conduzido pela equipe do VIVA Instituto Verde Azul. A amostragem ocorreu de março de 2020 a dezembro de 2024, totalizando quatro anos e nove meses consecutivos de amostragem. As buscas por cetáceos, embarcações e petrechos de pesca foram realizadas por um ou dois observadores treinados, alternando entre binóculos e observação a olho nu, a partir de um ponto-fixo de observação em terra ($23^{\circ}55'23,2''S$; $45^{\circ}26'53,7''W$), com um campo de visão de 170 graus, raio amostral de 12 km e área de 207 km². As sessões de amostragem foram realizadas diariamente ao longo do ano, com duração de 30 minutos e intervalos de 60 minutos entre varreduras consecutivas. Devido a variação sazonal na disponibilidade de luz, foram estabelecidos três horários de início para cada estação, sendo 6h00, 6h30 e 7h00 no verão, e 6h30, 7h00 e 7h30 no inverno. Desta forma, os diferentes períodos do início do dia foram igualmente contemplados ao longo do esforço amostral (Marques, 2024).

Durante cada sessão de amostragem, foram registrados grupos de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) e de botos-cinza (*Sotalia guianensis*), e atividades pesqueiras, observando-os por tempo suficiente para registrar informações necessárias. As informações referentes aos grupos de cetáceos incluíram identificação da espécie, composição do grupo, número estimado de indivíduos, comportamento e localização (Mann, 1999). Para a caracterização da atividade pesqueira, os registros foram classificados em redes de emalhe e embarcações de arrasto. As redes de emalhe foram identificadas visualmente pela presença das boias na superfície da água, sendo cada conjunto de rede considerado como um registro, não sendo incluídas redes abandonadas. As embarcações de arrasto foram identificadas por características específicas da modalidade, como a presença dos *tangones* (hastes laterais utilizadas na operação do arrasto), e somente foram registradas quando observadas em operação de arrasto durante a amostragem. Quando cetáceos e atividade pesqueira eram observados, o posicionamento era obtido por meio de teodolito e/ou estação total, ambos equipados com monóculos com zoom de 30x e precisão de 1". Uma câmera Nikon P1000 Super Zoom foi utilizada para registrar imagens dos cetáceos e possíveis interações com a atividade humana (Marques, 2024).

A variação sazonal da temperatura da superfície do mar está associada à dinâmica oceanográfica da plataforma sudeste brasileira (Chen et al., 2019), que podem influenciar a produtividade, a disponibilidade de presas e, consequentemente, o uso do habitat por cetáceos

(Dalpaz et al., 2023). Sendo assim, os registros foram categorizados em estação quente (novembro a abril) e estação fria (maio a outubro).

Para garantir a qualidade dos dados, registros com valores dos ângulos ausentes ou incompletas foram descartados, a fim de evitar que pudessem influenciar a análise. Em seguida, os registros válidos foram incorporados à tabela padronizada para a conversão dos ângulos gerados pelo teodolito em coordenadas geográficas, utilizando o script GetTheoLatLong (Martins et al., 2022).

2.2.3 | Delimitação espacial para a análise de risco

Para a elaboração da análise espacial de risco, foi utilizada a ferramenta ByRA (Verutes et al., 2020), operada por meio do pacote InVEST® (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs, 3.14.3, 2023). Os dados foram organizados seguindo a metodologia descrita no Manual da Ferramenta ByRA (Bycatch Risk Assessment) (Hines et al., 2025). A aplicação da ferramenta requer camadas espaciais que representem a área de interesse, a distribuição das espécies e a distribuição das atividades pesqueiras como dados de entrada (Hines et al., 2025). Neste estudo, a área de interesse corresponde à área de estudo do VIVA Instituto Verde Azul (Figura 5).

Para definir o recorte espacial utilizado nas análises de risco, foi avaliada a distribuição dos registros das espécies de cetáceos e das atividades pesqueiras em relação ao ponto fixo de observação. Para cada registro, foi calculada a distância em linha reta entre sua coordenada geográfica e o ponto-fixo de observação. O cálculo foi realizado por meio da Função de Distribuição Cumulativa Empírica (ECDF), que representa, para cada distância, a proporção acumulada de registros localizados a uma distância igual ou inferior àquele valor. As análises e a elaboração das curvas ECDF foram ECDF foi calculada separadamente para *P. blainvillei*, *S. guianensis*, redes de emalhe e arrasto de fundo e realizadas no software R, utilizando os pacotes *tidyverse*, *sf* e *scales*.

A partir da avaliação das curvas das espécies e das atividades pesqueiras, foi estabelecido o limite de 4 km como critério espacial comum para as análises subsequentes. A proporção de registros contidos nesse limite foi calculada para cada categoria como a razão entre o número de registros com distância menor ou igual a 4 km e o número total de registros da respectiva categoria. A definição dessa área reduziu a inclusão de regiões mais distantes da costa, onde praticamente não há registros das espécies, apenas alguns valores discrepantes (outliers). Além disso, isso permitiu uma comparação mais realista entre a

distribuição das espécies e as atividades pesqueiras, geradas a partir das camadas de sobreposição espacial necessárias para serem utilizadas como dados de entrada no modelo ByRA.

2.2.4 Geração das camadas espaciais e de interação

As camadas espaciais de ocorrência de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis* e das atividades pesqueiras foram elaboradas no QGIS Development Team (2025). Inicialmente, foram geradas superfícies de densidade por estimativa de Kernel (Kenchington et al., 2014), utilizando os registros de ocorrência das espécies e das atividades pesqueiras. Para os cetáceos, o tamanho do grupo foi utilizado como campo de ponderação na estimativa de densidade. Foram adotadas larguras de banda (*bandwidth*) de 100 m para os cetáceos, 50 m para as redes de emalhe e 200 m para as atividades de arrasto, considerando o conhecimento ecológico das espécies e nas características operacionais das atividades pesqueiras

O tamanho do pixel foi padronizado para todas as camadas, a fim de permitir a comparação espacial entre os resultados, sendo considerado um valor de 15 metros. A escolha de uma resolução fina permite maior detalhamento das superfícies de densidade, sem que a alteração do tamanho da célula implique necessariamente mudanças substanciais no padrão espacial geral obtido pela estimativa de Kernel (Hart & Zandbergen, 2014).

Em seguida, as superfícies de Kernel geradas foram individualmente reclassificadas em três classes de densidade, utilizando o método de intervalo igual (*Equal Interval*). Os limites das classes foram definidos a partir dos valores mínimo e máximo de cada superfície, de modo que os intervalos fossem determinados pela distribuição dos valores de cada camada. As classes resultantes foram atribuídas aos valores 1 (baixa), 2 (média) e 3 (alta), enquanto áreas sem dados receberam valor 0. A reclassificação foi realizada por meio da ferramenta *Reclassify by table*, resultando em rasters padronizados para cada espécie e atividade pesqueira.

Para cada combinação entre espécie e atividade pesqueira, as respectivas camadas raster reclassificadas foram combinadas na ferramenta *Raster Calculator*. Na expressão, o raster da espécie (valores de 1 a 3) foi somado ao raster do estressor (valores de 1 a 3), utilizando a operação espécie + estressor. As duas camadas foram selecionadas como referências para garantir a correspondência de extensão, resolução e sistema de coordenadas. O raster resultante, com valores de 2 a 6, foi novamente reclassificado em três classes,

correspondentes a 1 (baixa), 2 (média) e 3 (alta), utilizando o método de intervalo igual e a ferramenta *Reclassify by table*.

Por fim, os rasters reclassificados de interação foram convertidos para formato vetorial por meio da ferramenta *Polygonize (Raster to Vector)*, mantendo-se o valor da classe no campo *Rating*. Os shapefiles resultantes foram utilizados como camadas de *Likelihood of Interaction* no modelo ByRA.

2.2.5 Avaliação de Risco

O modelo *ByRA* permite avaliar o risco potencial que atividades antrópicas representam para as espécies por meio da combinação de critérios de exposição e consequência (Verutes et al., 2020). O risco de captura incidental é calculado para cada interação entre a espécie e o petrecho de pesca com base na probabilidade de exposição (definida como a interação entre o mamífero marinho e a pescaria) e em sua consequência (definida como o impacto potencial do estressor sobre a espécie) (Arkema et al., 2014; Wyatt et al., 2017). As consequências são classificadas em duas categorias (Sharp et al., 2019): sensibilidade (estágio de vida afetado e gravidade do impacto) e resiliência (possibilidade de recuperação frente a algum impacto). A exposição foi dividida em seis critérios (Tabela 1): intensidade do uso do petrecho, probabilidade de interação espécie-petrecho, sobreposição espacial, sobreposição temporal, status de manejo atual e probabilidade de captura pelo petrecho. De acordo com as subcategorias de consequências, os critérios de sensibilidade foram: mortalidade e estágios de vida afetados pelo petrecho de pesca, enquanto os critérios de resiliência foram: idade de maturação, estratégia reprodutiva e status local da espécie (Verutes et al., 2020).

Os critérios de exposição foram obtidos a partir das análises espaciais e das camadas de distribuição das espécies e das atividades pesqueiras, enquanto os critérios de consequência foram atribuídos com base em informações da literatura e no conhecimento ecológico das espécies (Tabela 1).

Tabela 1. Critérios, descrição e fonte das informações para definição das pontuações da matriz de exposição e consequência (adaptada de Verutes et al. 2020).

Critérios	Risco alto (3)	Risco médio (2)	Risco baixo (1)	Descrição	Fonte
Exposição					
Sobreposição espacial	+30% da espécie sobrepõe com os petrechos	10-30% da espécie sobrepõe com os petrechos	-10% da espécie sobrepõe com os petrechos	A sobreposição entre a distribuição da espécie e petrechos é calculada para cada célula do grid pelo ByRA..	Registros georreferenciados das áreas de pesca + Registros georreferenciados das espécies
Intensidade no uso dos petrechos	Alta intensidade	Média intensidade	Baixa intensidade	Sobreposição entre a densidade e uso dos petrechos e distribuição da espécie	Densidade de pesca + Distribuição da espécie
Probabilidade de interação entre o petrecho e espécie	Alta probabilidade	Média probabilidade	Baixa probabilidade	Sobreposição entre a densidade de uso dos petrechos e adequabilidade de habitat da espécie	Densidade de pesca + Adequabilidade de habitat da espécie
Probabilidade de captura pelo petrecho	Alta probabilidade	Média probabilidade	Baixa probabilidade	A “capturabilidade” da espécie inclui o comportamento do animal	Revisão de literatura
Sobreposição temporal	Toda estação (6 meses)	Maior parte da temporada (2- 5 meses)	Ocasionalmente (<2 meses)	Duração em que a espécie e o petrecho se sobrepõem no espaço	Densidade de pesca + Distribuição da espécie por estação
Situação atual do manejo	Sem estratégias identificadas/implimentadas	Estratégias de manejo identificadas, não implementadas	Estratégias de manejo identificadas e implementadas	Estratégias de manejo podem limitar o uso de certos petrechos de pesca em determinadas áreas.	Revisão de literatura
Consequência (sensibilidade)					
Mortalidade	Letal	Sub-letal	Insignificante	A severidade (efeito direto) do petrecho na taxa de mortalidade da espécie	Revisão de literatura
Estágio de vidas afetados pelo petrecho	Apenas adultos	Misto	Juvenis	Se um petrecho emalha uma espécie antes que ela tenha a oportunidade de se reproduzir, é provável que sua recuperação seja prejudicada	Revisão de literatura
Consequência (resiliência)					
Idade de maturidade	> 4 anos	2-4 anos	< 2 anos	Maior idade de maturidade corresponde à menor produtividade	Revisão de literatura
Estratégia reprodutiva	Intervalo de parto longo / Alto investimento parental	Intervalo de parto médio / Alto investimento parental	Intervalo de parto curto / Alto investimento parental	A duração em que a espécie protege e cuida da sua prole	Revisão de literatura
Status de ameaça	Em perigo	Ameaçada ou preocupante	Baixa preocupação	O status de conservação (nível populacional)	Revisão de literatura

Os respectivos escores (ratings) foram inseridos na planilha *Criteria Scores*, utilizada pelo ByRA para estimar o risco cumulativo de captura incidental a partir da matriz de exposição e consequência (Arkema et al., 2014) (Figura 6). De acordo com a classificação proposta por Verutes et al. (2020), as áreas de risco foram categorizadas em quatro categorias: células vermelho-escuro (alto risco), vermelho (risco médio), vermelho-claro (baixo risco), e células brancas, que indicam regiões sem pontuação, decorrentes de dados insuficientes ou de baixa sobreposição espacial, não devendo ser interpretadas como áreas livres de risco. Os gráficos de risco apresentam os valores médios de exposição e consequência para cada interação modelada entre a espécie e o estressor, posicionada de acordo com seus valores médios de exposição e consequência, permitindo a comparação entre os diferentes níveis de risco. (Hines et al., 2025; Verutes et al., 2020).

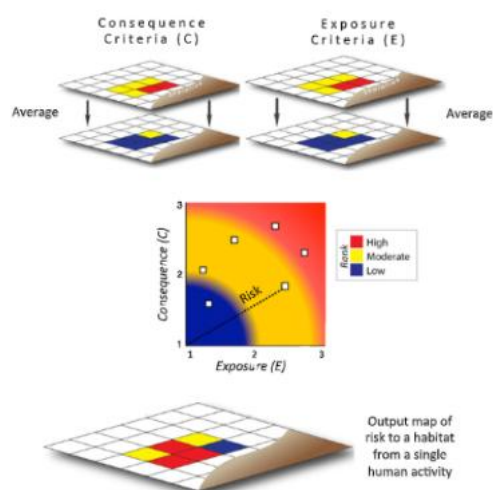


Figura 6. Diagrama conceitual da matriz de exposição-consequência, a partir da qual os critérios são combinados para estimar o risco. As faixas coloridas no gráfico são categorizadas numericamente e classificadas como risco alto, médio e baixo. Fonte: Arkema et al. (2014).

Hines et al. (2020) propõem uma abordagem do tipo "semáforo" (*traffic light*) para classificar o grau de incerteza dos dados utilizados em cada critério da avaliação de risco, permitindo explicitar a confiabilidade dos dados utilizados e tornando mais transparente a interpretação dos resultados. A incerteza dos dados pode ser classificada em três cores, de acordo com a disponibilidade e a confiabilidade da informação de entrada, variando entre vermelho (alta), amarelo (média) e verde (baixa).

Tabela 2. Tabela de referência das incertezas aplicadas aos critérios da Avaliação de Risco de Captura Incidental (ByRA), com base em Hines et al. (2020).

Informação	Verde	Amarelo	Vermelho
Dados das espécies	Registros provenientes de levantamentos sistemáticos por meio de transectos ou fotoidentificação, que permitem estimar a abundância relativa..	Registros/identificação fotográfica coletados durante levantamentos oportunistas.	Poucos avistamentos foram registrados, ou estavam disponíveis apenas por meio de entrevistas; não foi possível estimar a abundância.
Dados das atividades de pesca	Ocorrência de pesca monitorada por unidade de esforço, distância ou tempo. Ocorrência de pesca monitorada por unidade de distância ou tempo ao longo das estações.	Distribuição espacial e/ou temporal da pesca com base em entrevistas ou na opinião de especialistas.	Dados escassos ou incompletos; ausência de localização geoespacial precisa do esforço de pesca ou dos petrechos.
Dados de captura incidental	Dados disponíveis de observadores a bordo, entrevistas ou registros de encalhes; possibilidade de estimar a taxa de captura incidental.	Estimativa relativa da captura incidental a partir de entrevistas ou dados de encalhes	Não há estimativas disponíveis sobre captura incidental ou encalhes.

Índices de risco e mapas de risco foram gerados para cada combinação espécie x petrecho de pesca nas diferentes estações do ano (Verutes et al., 2020). Para auxiliar na interpretação dos resultados do ByRA, foram criados gráficos mostrando a relação entre os escores de exposição e consequência obtidos para cada combinação de espécie e atividade pesqueira. Além disso, os escores de risco foram espacialmente representados no QGIS, permitindo a visualização dos níveis de risco ao longo da área de estudo.

2.3 | RESULTADOS

2.3.1 | Distribuição das espécies e da atividade pesqueira na área de estudo

Foram analisados 45 registros de *Pontoporia blainvillei* (Figura 7), 52 registros de *Sotalia guianensis* (Figura 8), 2.947 registros de redes de emalhe (Figura 9) e 754 registros de pesca de arrasto (Figura 10). As distâncias dos registros ao ponto-fixo de observação variaram de 0,72 a 6,82 km, com média de 1,45 para *P. blainvillei*, de 0,51 a 8,03 km com média de 1,57 para *S. guianensis*, de 0,38 a 10,80 km com média de 1,53 para as redes de emalhe e de 0,61 a 13,50 km com média de 7,52 para o arrasto (Tabela 3).

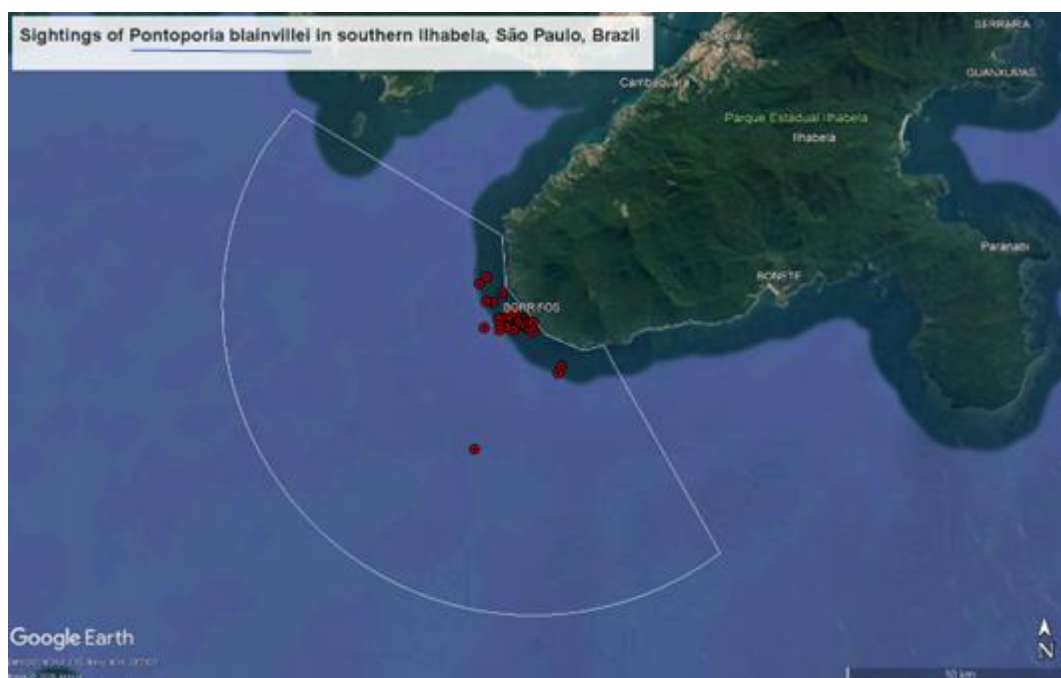


Figura 7. Mapa de distribuição dos registros de *Pontoporia blainvillei* no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.

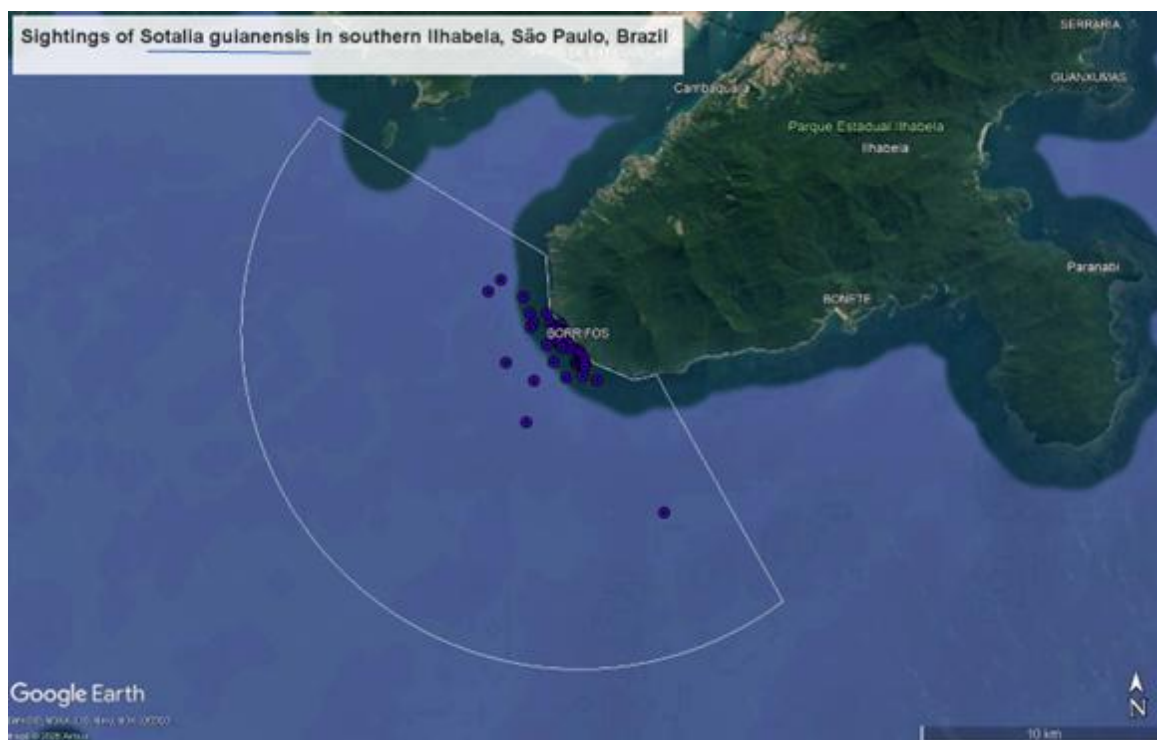


Figura 8. Mapa de distribuição dos registros de *Sotalia guianensis* no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.

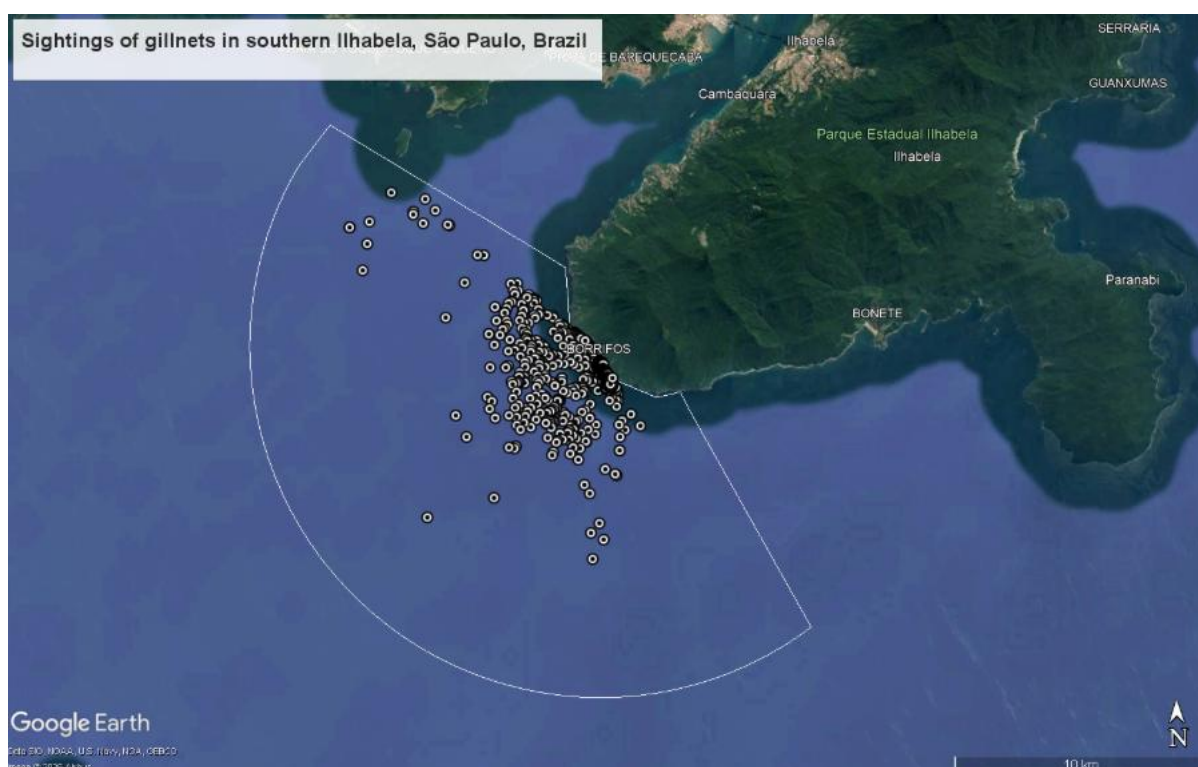


Figura 9. Mapa de distribuição dos registros de redes de emalhe no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.

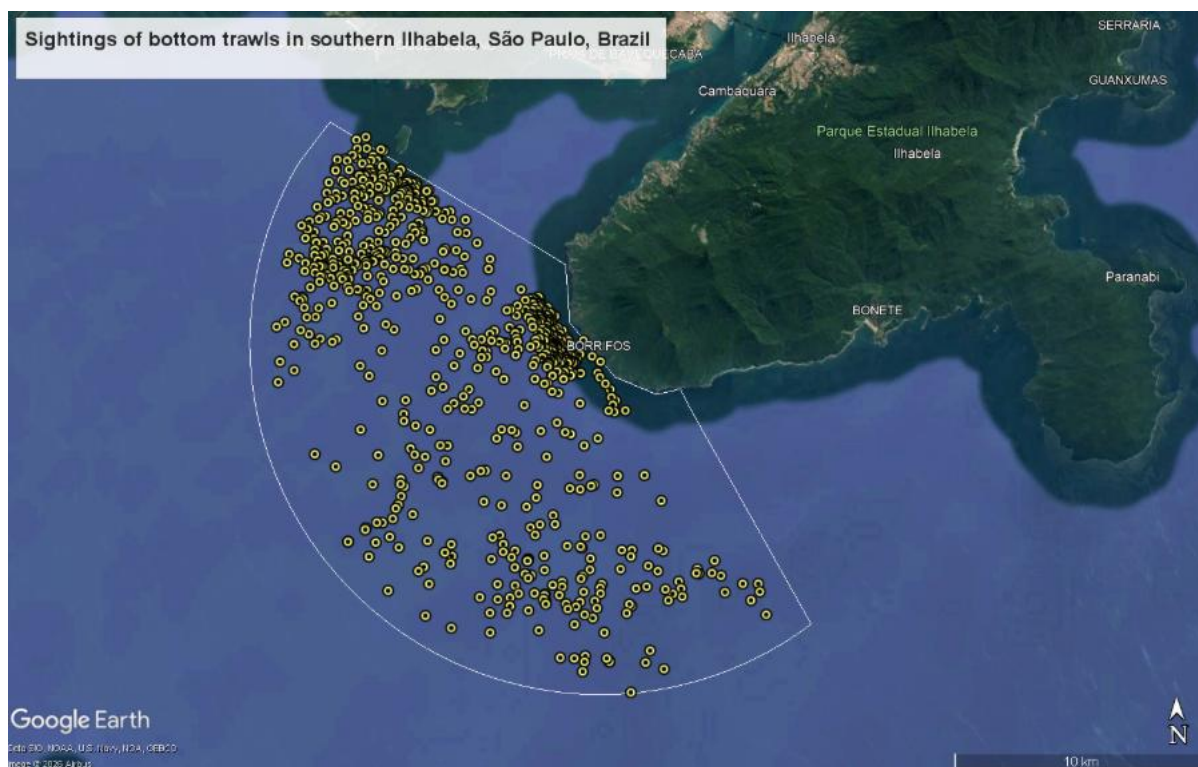


Figura 10. Mapa de distribuição dos registros de pesca de arrasto no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.

Tabela 3. Número de registros, distâncias do ponto-fixo de observação e Função de Distribuição Cumulativa Empírica (ECDF) de *P. blainvillei*, *S. guianensis*, arrasto de fundo e redes de emalhe.

Categoria	n	distância_min	distância_média	distância_max	≤4km
<i>P. blainvillei</i>	45	0.72	1.45	6.82	97,8%
<i>S. guianensis</i>	52	0.51	1.57	8.03	94,2%
Trawl fishing	745	0.61	7.52	13.54	27,9%
Gillnets	2947	0.38	1.53	10.85	94,2%

Tanto as espécies quanto as atividades pesqueiras concentram-se predominantemente na região costeira, embora a pesca de arrasto apresente uma distribuição mais ampla de sua área de atuação, abrangendo pontos mais distantes. A distribuição cumulativa dos registros mostrou padrões distintos entre as categorias (Figura 11). Até 4 km do ponto fixo estavam concentrados 97,8% dos registros de *P. blainvillei* (44 de 45), 94,2% dos registros de *S. guianensis* (49 de 52) e 94,2% dos registros de redes de emalhe (2.775 de 2.947). Para o arrasto de fundo, 27,9% dos registros (208 de 745) ocorreram dentro desse limite (Tabela 3; Figura 11), portanto essa área foi delimitada para as análises seguintes.

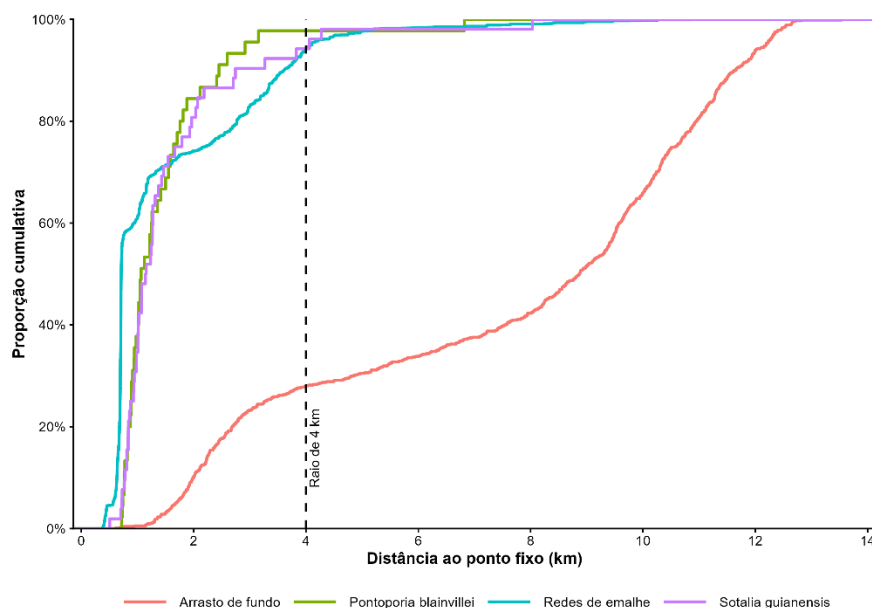


Figura 11. Função de distribuição cumulativa empírica (ECDF) das distâncias dos registros de *Pontoporia blainvillei*, *Sotalia guianensis*, redes de emalhe e arrasto de fundo em relação ao ponto fixo de observação. A linha tracejada indica o limite de 4 km utilizado para delimitação da área de interesse.

Foram consideradas 44 avistagens de *Pontoporia blainvillei* (fria: 17; quente: 27) e 49 avistagens de *Sotalia guianensis* (fria: 30; quente: 19). Cada avistagem das espécies corresponde a um grupo, o qual varia entre o número de indivíduos. Um total de 156 indivíduos de *P. blainvillei* foi registrado, sendo o tamanho médio de grupo de *P. blainvillei* semelhante entre as estações (fria: $3,47 \pm 1,70$; quente: $3,59 \pm 1,53$ indivíduos). Em relação a *S. guianensis*, foram registrados 2.288 indivíduos, com média de $42,30 \pm 63,33$ indivíduos durante a estação fria e $53,63 \pm 44,40$ durante a estação quente. Quanto às atividades pesqueiras, foram registradas 2.775 avistagens de redes de emalhe (f: 1.745; q: 1.030) e 208 de pesca de arrasto (f: 171; q: 37). O mapa mostra a sobreposição espacial entre os registros de ocorrência de ambas as espécies de cetáceos e as atividades pesqueiras (Figura 12).

Dos 764 registros de arrasto registrados na área de estudo, 164 foram classificados como arrasto de parelha. Entretanto, após a aplicação do recorte espacial de 4 km utilizado nas análises de risco, apenas um dos 208 registros de arrasto considerados no período e área de análise correspondia a essa modalidade. Assim, embora o arrasto de parelha tenha sido registrado na região de estudo, sua representação nas camadas espaciais utilizadas no ByRA foi reduzida após o recorte

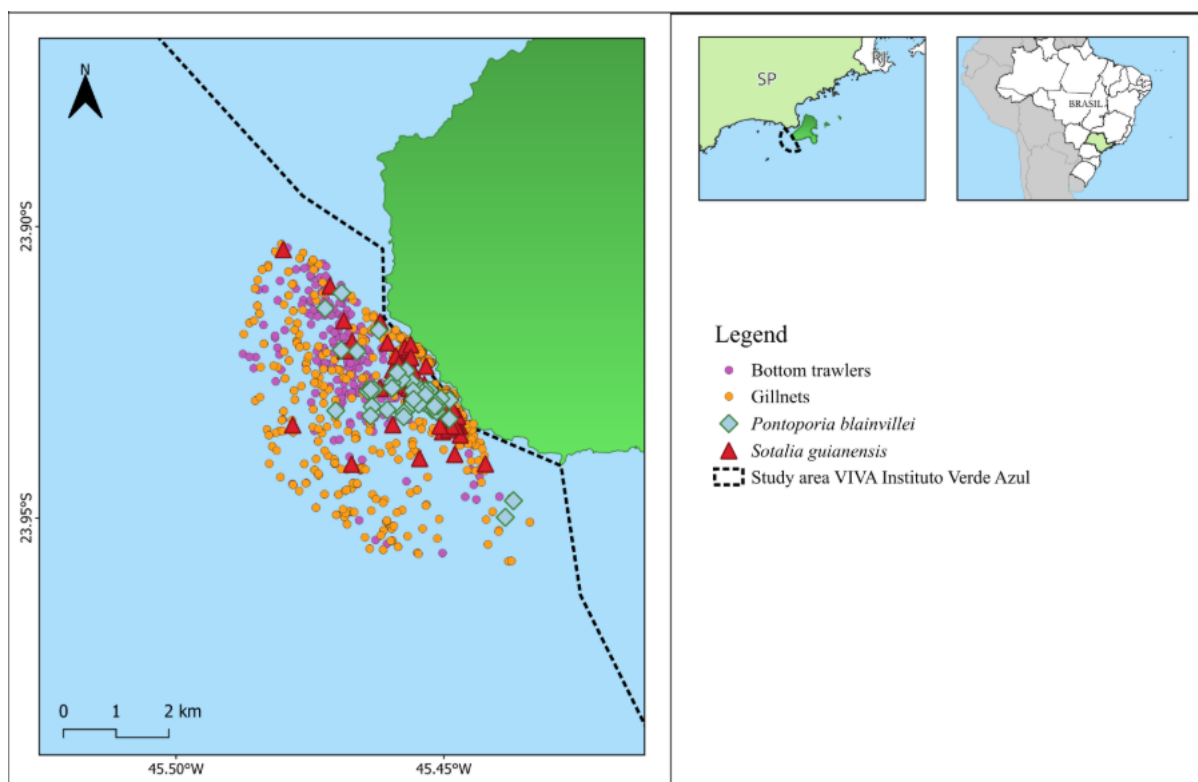


Figura 12. Sobreposição espacial entre os registros de cetáceos e a atividade pesqueira no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.

2.3.2 | Camadas de interação espacial

As camadas de interação serviram de base para a elaboração dos mapas de risco espacial apresentados na seção seguinte. A inspeção visual comparativa das Figuras 13 e 14 evidenciou diferenças nos padrões de distribuição espacial das interações entre as estações e entre as combinações analisadas. Na estação fria, foi possível observar uma distribuição mais ampla das áreas de interação, particularmente nas combinações envolvendo pesca de arrasto (Figuras 13B e 13D). Na estação quente, as áreas de interação apresentaram distribuição visualmente mais restrita quando comparadas com a estação fria (Figura 14). Essas observações correspondem a uma descrição qualitativa dos padrões espaciais apresentados nos mapas.



Figura 13. Camadas de interação utilizadas como dados de entrada no modelo ByRA para a estação fria. A: *Pontoporia blainvillei* × rede de emalhe; B: *P. blainvillei* × pesca de arrasto; C: *Sotalia guianensis* × rede de emalhe; D: *S. guianensis* × pesca de arrasto.

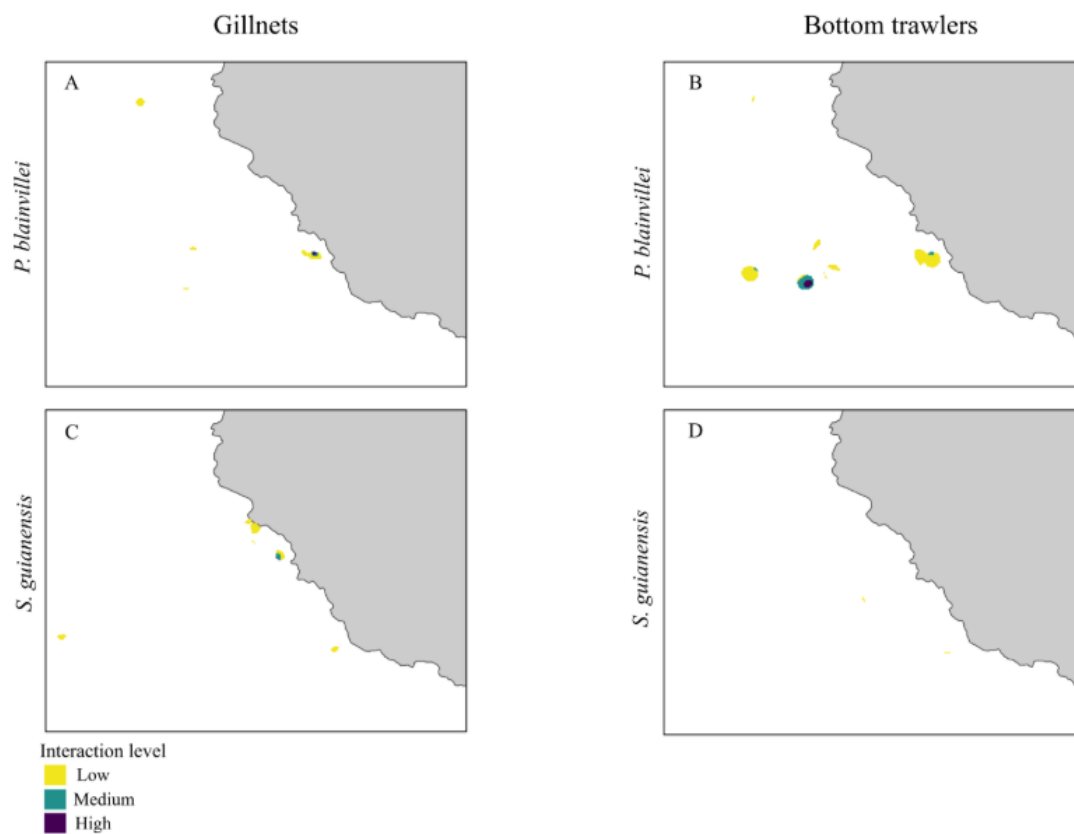


Figura 14. Camadas de interação utilizadas como dados de entrada no modelo ByRA para a estação quente. A: *Pontoporia blainvillei* × rede de emalhe; B: *P. blainvillei* × pesca de arrasto; C: *Sotalia guianensis* × rede de emalhe; D: *S. guianensis* × pesca de arrasto.

2.3.3 | Componentes de exposição e consequência do risco de captura incidental

Os valores médios de exposição (E_MEAN), consequência (C_MEAN) e risco (R_MEAN) foram mais elevados durante a estação fria para ambas as espécies e para os petrechos de pesca analisados (Tabela 4; Figura 15). O maior risco médio foi observado para *S. guianensis* em interação com pesca de arrasto durante a estação fria (R_MEAN = 1,62), seguido pelas interações entre *S. guianensis* e redes de emalhe (R_MEAN = 1,49) e entre *Pontoporia blainvillei* e pesca de arrasto (R_MEAN = 1,45). Em contraste, na estação quente, todos os cenários apresentaram redução nos valores de risco.

As redes de emalhe apresentaram as maiores proporções de células classificadas como de alto risco, sendo 73,47% para *S. guianensis* e 62,07% para *P. blainvillei* durante a estação fria. Em relação às interações com pesca de arrasto, estas foram classificadas predominantemente por células de risco médio, com 71,74% da área para *S. guianensis* e 85,19% para *P. blainvillei*. Os cenários da estação fria apresentaram maiores valores médios de exposição e consequência (Tabela 4), padrão que pode ser visualizado na Figura 15.

Tabela 4. Resumo das métricas de exposição, consequência e risco do ByRA para cada interação espécie–petrecho.

Espécies	Petrecho	Estação	E_média	C_média	R_médio	Risco médio (%)	Risco alto (%)
<i>P. blainvillei</i>	Rede de emalhe	Fria	1.06	1.76	1.22	0	62.07
<i>P. blainvillei</i>	Rede de emalhe	Quente	0.52	0.89	0.61	0	31.43
<i>P. blainvillei</i>	Pesca de arrasto	Fria	1.28	2.23	1.45	85.19	0
<i>P. blainvillei</i>	Pesca de arrasto	Quente	0.67	1.11	0.74	41.67	0
<i>S. guianensis</i>	Rede de emalhe	Fria	1.37	2.08	1.49	0	73.47
<i>S. guianensis</i>	Rede de emalhe	Quente	0.42	0.71	0.49	0	25
<i>S. guianensis</i>	Pesca de arrasto	Fria	1.58	2.32	1.62	71.74	15.22
<i>S. guianensis</i>	Pesca de arrasto	Quente	0.44	0.76	0.50	28.57	0

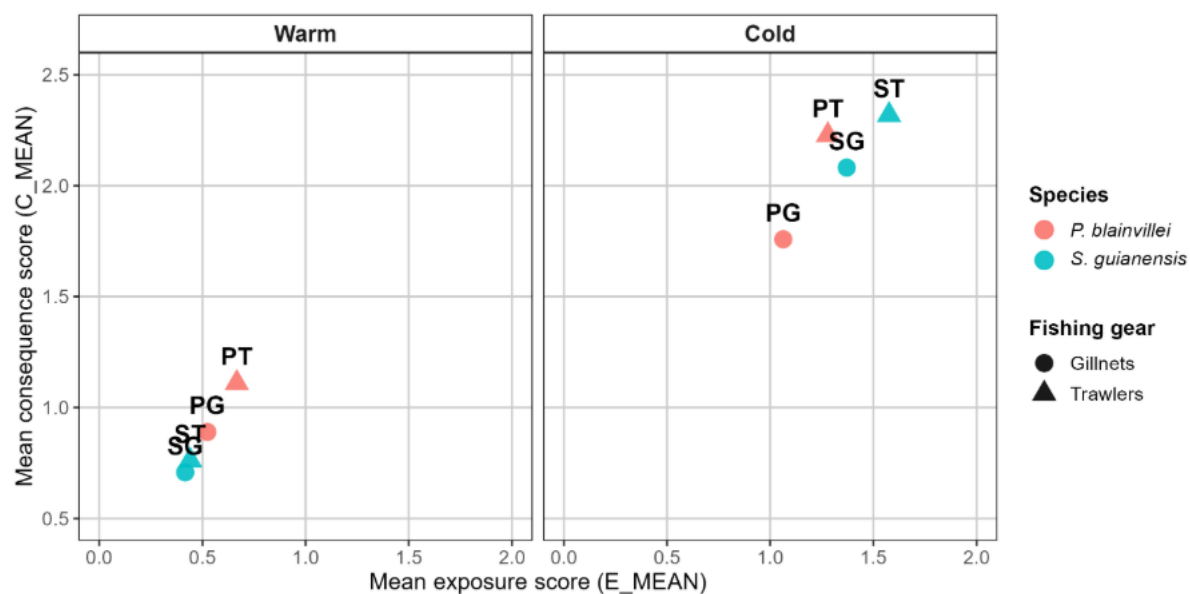


Figura 15. Gráficos de exposição–consequência para as interações espécie–petrecho durante as estações fria e quente. P-G = *Pontoporia blainvillei* × redes de emalhe; P-T = *Pontoporia blainvillei* × pesca de arrasto; S-G = *Sotalia guianensis* × redes de emalhe; S-T = *Sotalia guianensis* × pesca de arrasto.

2.3.4 | Padrões espaciais do risco de captura incidental

Os mapas de risco espacial (Figuras 15 e 16) demonstraram que as áreas classificadas como de risco médio e alto se concentraram principalmente na região costeira da área de estudo. As redes de emalhe apresentaram predominância de células classificadas como de alto risco, correspondendo a 73,47% para *Sotalia guianensis* e 62,07% para *Pontoporia blainvillei*. Em contraste, o arrasto apresentou predominância de células classificadas como de risco médio, representando 71,74% e 85,19% das áreas para *S. guianensis* e *P. blainvillei*, respectivamente (Tabela 5). Para ambas as espécies, observou-se ainda maior extensão espacial das áreas de risco durante a estação fria. Embora as áreas classificadas com interação média e alta tenham sido espacialmente restritas dentro das camadas de interação (Figuras 13 e 14), essas regiões corresponderam aos principais pontos de risco (*hotspots*) identificados pelo modelo.

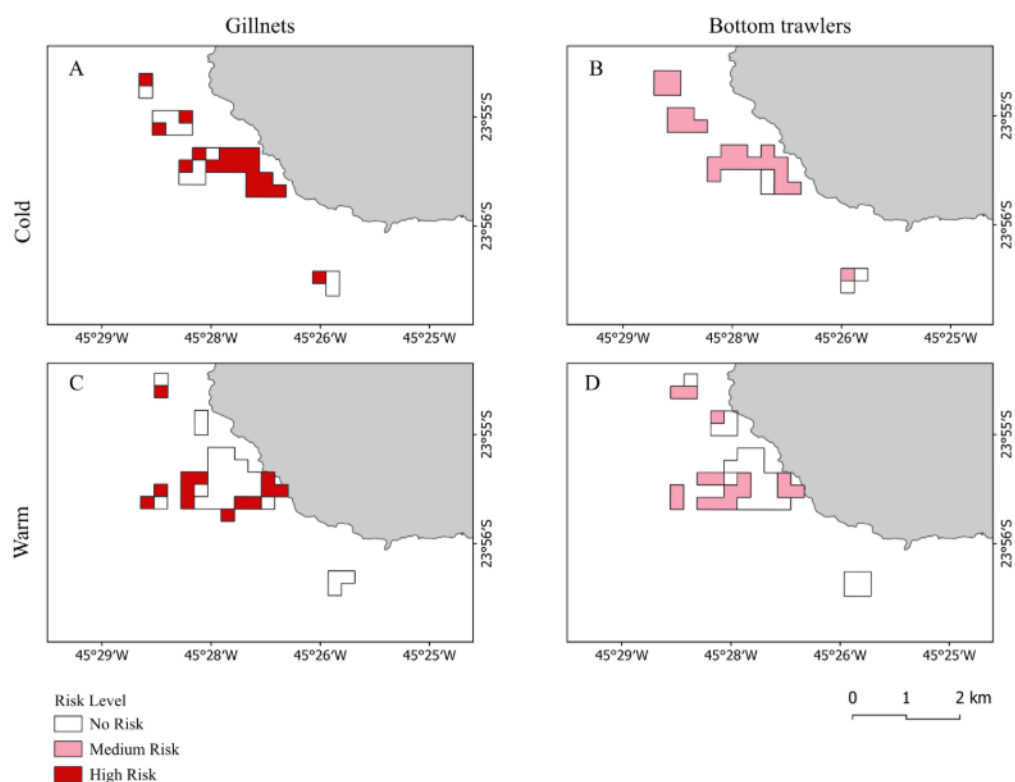


Figura 16. Mapas finais do risco de captura incidental para *P. blainvillei* em interação com redes de emalhe (A, C) e pesca de arrasto (B, D) durante as estações fria (A, B) e quente (C, D) no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.

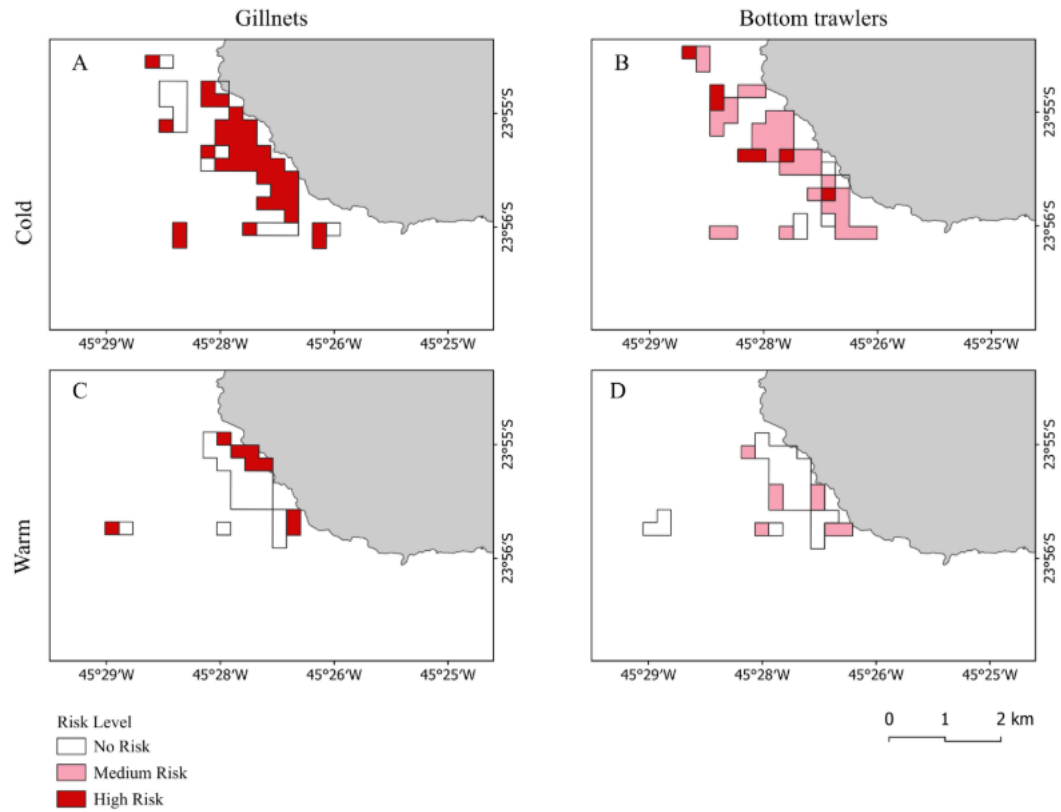


Figura 17. Mapas finais do risco de captura incidental para *S. guianensis* em interação com redes de emalhe (A, C) e pesca de arrasto (B, D) durante as estações fria (A, B) e quente (C, D) no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.

2.3.5 Classificação da incerteza

Os dados utilizados nesta pesquisa foram categorizados em diferentes níveis de incerteza (Tabela 5). Os registros de ocorrência de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis* foram classificados como de incerteza baixa. Os registros de pesca por arrasto e por redes de emalhe foram classificados como de incerteza média. Embora tenha sido possível identificar a ocorrência e a operação dessas modalidades pesqueiras durante o monitoramento, não foi possível caracterizar de forma consistente suas modalidades específicas. Os registros de arrasto foram agrupados sem distinção entre os diferentes tipos de operação, os quais podem apresentar níveis de interação distintos. Da mesma forma, não foi possível determinar características específicas das redes de emalhe, como sua posição na coluna d'água. As informações sobre captura incidental obtidas em artigos científicos e documentos técnicos regionais também foram classificadas como de incerteza média, devido à ausência de estimativas específicas para o período analisado.

Tabela 5. Classificação da incerteza dos dados no modelo ByRA, utilizando a abordagem de "semáforo" (stop light) (Hines et al., 2020) e o esquema de classificação apresentado na Tabela 2.

	Critérios		Descrição	Incerteza
	Dados das espécies	<i>P. blainvillei</i>	Registros georreferenciados obtidos por meio de monitoramento sistemático em ponto-fixos de observação em terra	Baixa
		<i>S. guianensis</i>		Baixa
	Dados de esforço de pesca	Pesca de emalhe	Registros georreferenciados de redes de pesca obtidas por meio de monitoramento sistemático em ponto-fixos de observação em terra	Média
		Pesca de arrasto	Registros georreferenciados de embarcações de arrasto em operação, obtidos por meio de monitoramento sistemático em ponto-fixos de observação em terra	Média
	Dados de captura incidental		Informações obtidas a partir da literatura científica e de relatórios técnicos. (Ballabio et al., 2025; Bertozzi, 2009; Domit et al., 2021 e 2022; Secchi et al., 2022;	Média

2.4 | DISCUSSÃO

2.4.1 | Distribuição

Os mapas de distribuição revelaram uma forte concentração de registros de *Pontoporia blainvillei*, *Sotalia guianensis* e das atividades pesqueiras na região costeira da área de estudo. A coexistência espacial entre mamíferos marinhos e atividades pesqueiras é reconhecida como um dos principais fatores relacionados ao risco de captura incidental (Secchi et al., 2021). Dessa forma, os padrões observados nos mapas de distribuição contribuem para identificar a localização dos principais centros de interação e das áreas classificadas como de alto risco pelo modelo ByRA.

2.4.2 | Risco de interação entre *Pontoporia blainvillei* e a atividade pesqueira

A concentração de células classificadas como de alto risco na região costeira reflete o comportamento costeiro da espécie, que se sobrepõe a uma alta concentração de redes de emalhe (Secchi et al., 2022). Os níveis mais elevados de risco observados na estação fria incluem os meses de setembro e outubro, que coincidem com o início da primavera austral e o período reprodutivo da espécie (Danilewicz, 2003). O padrão de valores de risco mais elevados durante a estação fria está alinhado com um estudo conduzido no Uruguai, que constatou um aumento significativo nas taxas de captura incidental em águas mais frias (Jiménez et al., 2023). Além disso, taxas mais altas de encalhe foram registradas ao longo da primavera em diferentes regiões da distribuição da espécie (Santos et al., 2002; Cremer et al., 2022). De acordo com um estudo recente conduzido na FMA IIa, foram registradas 523 carcaças de toninhas encalhadas entre 2015 e 2024, com aproximadamente 60% dos indivíduos apresentando evidências de interação com redes de pesca (Ballabio et al., 2025). Considerando que apenas uma pequena fração das carcaças chega às praias, o impacto dessas interações pode ser ainda maior (Peltier et al., 2012; Prado et al., 2013). Portanto, os pontos de risco (*hotspots*) identificados nesta pesquisa reforçam a relevância das redes de emalhe como fonte significativa de mortalidade para essa espécie.

Embora o arrasto de fundo tenha apresentado maiores valores médios de exposição, consequência e risco, as redes de emalhe concentraram uma maior proporção de células classificadas como alto risco. Essa diferença pode ser explicada pela forma como o ByRA combina as pontuações atribuídas aos critérios com a distribuição espacial das atividades pesqueiras e sua sobreposição com a ocorrência das espécies, representadas pelas camadas

produzidas no QGIS. Assim, os valores médios de exposição, consequência e risco refletem não apenas as pontuações dos critérios, mas também a configuração espacial das áreas de interação. No caso do arrasto, essa interpretação deve considerar ainda que diferentes modalidades foram agrupadas em uma única categoria no presente estudo. A literatura documenta mortalidade de *P. blainvillei* associada ao arrasto de parelha no Rio da Prata, estimada em aproximadamente 100 indivíduos por ano (Franco-Trecu et al., 2019), enquanto, para o arrasto de camarão, os impactos mais frequentemente descritos estão relacionados à captura de fauna acompanhante e à alteração de comunidades bentônicas (Branco et al., 2015). Assim, os valores obtidos para o arrasto refletem o conjunto de modalidades registradas no estudo e não permitem atribuir o risco observado a uma modalidade específica.

2.4.3 | Risco de interação entre *S. guianensis* e a atividade pesqueira

Em comparação com a toninha, *Sotalia guianensis* apresentou valores de risco mais elevados e uma sobreposição espacial mais extensa com as redes de emalhe. Assim como observado para a toninha, foi registrada uma redução no risco de captura incidental durante a estação quente. Esse padrão é consistente com estudos sobre a mortalidade da espécie ao longo da costa brasileira, nos quais o número de indivíduos encontrados mortos em decorrência de captura acidental foi maior na estação fria (Meirelles et al., 2010; Moura et al., 2009; Flach, 2015; Vianna et al., 2016). Alguns estudos relatam uma expansão da área de uso (home range) durante o inverno, provavelmente associada a mudanças na disponibilidade de presas (Flach, 2015; Wedekin et al., 2007), o que pode aumentar a probabilidade de interação com a atividade pesqueira e, consequentemente, elevar as taxas de captura incidental (Flach, 2015). Essa interação tem sido registrada ao longo de toda a área de distribuição do boto-cinza e é considerada uma das principais causas de mortalidade para a espécie (Bertozzi et al., 2020; Briceño et al., 2021; Domiciano et al., 2016; Emin-Lima et al., 2008; Meirelles et al., 2010; Flach, 2015; Vianna et al., 2016).

Quanto à interação com os arrastos de fundo, *Sotalia guianensis* apresentou valores médios mais elevados de exposição, consequência e risco, especialmente durante a estação fria. Esse padrão pode estar relacionado ao uso de habitats costeiros pela espécie e ao forrageamento próximo ao substrato, favorecendo a sobreposição espacial com atividades pesqueiras que operam nessa região (Simões-Lopes & Paula, 1997; Azevedo et al., 2009; Flach, 2015; Rossi-Santos & Wedekin, 2006). Além disso, as diferenças observadas entre as interações refletem a combinação entre os critérios utilizados no modelo e sua distribuição

espacial, conforme discutido para *P. blainvillei*. A maior exposição observada durante a estação fria pode, portanto, estar associada ao aumento da sobreposição entre a espécie e a atividade pesqueira nesse período.

2.4.4 | Medidas de mitigação

Os resultados obtidos pelo ByRA evidenciam que, em uma área costeira relativamente pequena, duas espécies ameaçadas de extinção interagem com diferentes atividades pesqueiras, que apresentam padrões espaciais e sazonais distintos de risco. Nesse sentido, os resultados contribuem para o planejamento do manejo ao identificar espacial e sazonalmente onde diferentes estratégias de redução do risco podem ser direcionadas. A definição e implementação dessas medidas, entretanto, deve considerar não apenas os aspectos ecológicos identificados pelo modelo, mas também as dimensões sociais, culturais e econômicas associadas à atividade pesqueira na região.

Em relação às redes de emalhe, experimentos realizados ao longo da costa brasileira têm demonstrado resultados promissores em tentativas de reduzir as taxas de captura incidental de *P. blainvillei* em redes de emalhe, como o uso de dispositivos acústicos (*pingers*) (Paitach et al., 2022) e técnicas inovadoras de baixo custo, como o uso de garrafas plásticas vazias para criar uma barreira sonora que auxilia os animais a detectar e evitar as redes (Sucunza et al., 2026). Experimentos conduzidos no Uruguai constataram que o uso de *pingers* reduziu significativamente a captura incidental da toninha em redes de emalhe e apresentou resultados preliminares promissores para a pesca de arrasto de parelha, com uma redução de 58,5% nas taxas de captura incidental (Jiménez et al., 2023). Além disso, medidas como a redução do tempo de imersão e o monitoramento ativo das redes podem contribuir para estratégias de conservação mais amplas (Hines et al., 2020). Quanto às pescarias de arrasto, modificações nas redes e dispositivos de exclusão de mamíferos marinhos também têm demonstrado potencial como medidas mitigadoras em diferentes regiões do mundo (Northridge et al., 2011; Thompson et al., 2013). Os pontos de risco (*hotspots*) identificados podem ser úteis para subsidiar discussões sobre medidas de manejo espacial. Entretanto, embora a adoção de zonas de exclusão de pesca seja considerada uma medida promissora para a redução da captura incidental (Moore et al., 2009; Prado et al., 2021), é necessária cautela ao propor essas medidas, uma vez que podem deslocar o esforço de pesca para outras regiões, transferindo o risco de interação para áreas potencialmente relevantes.

Embora a adoção de tecnologias apresente resultados promissores, as soluções para a captura incidental não são únicas e devem ser adaptadas à realidade local das comunidades pesqueiras (Teh et al., 2015). Portanto, a captura incidental deve ser compreendida como uma questão socioambiental complexa, cuja solução requer abordagens participativas envolvendo diferentes setores (Lewison et al., 2018). Uma vez que a pesca desempenha papel fundamental na segurança alimentar, na economia local e nos meios de subsistência das comunidades costeiras (Cánovas-Molina & García-Frapolli, 2022), as medidas voltadas à redução da captura incidental devem considerar o conhecimento ecológico local e viabilizar processos colaborativos, de modo a avançar nas medidas de conservação de cetáceos sem comprometer os meios de subsistência das comunidades pesqueiras (Ballabio et al., 2025).

2.4.5 | Limitações

Entre as limitações deste estudo está a impossibilidade de incorporar as características das distintas configurações de redes de emalhe e modalidades de arrasto na análise de risco. No caso das redes de emalhe, não foi possível diferenciar configurações quanto à posição na coluna d'água e tamanho de malha, devido à ausência dessas informações nos registros visuais feitos a partir de ponto-fixo. Da mesma forma, as diferentes modalidades de arrasto não puderam ser distinguidas de forma consistente, os quais podem apresentar impactos distintos sobre os cetáceos.

Outra limitação refere-se ao recorte espacial de 4 km. Embora necessário para delimitar a área com maior representatividade dos registros das espécies, esse recorte restringiu a representação das atividades pesqueiras observadas em toda a área de estudo. Dos 764 registros de arrasto, 164 corresponderam ao arrasto de parelha, mas apenas um dos 208 registros incluídos no ByRA após o recorte, permaneceu associado a essa modalidade. No recorte, predominou o arrasto-duplo, utilizado principalmente na captura de camarão. Assim, o risco estimado para o arrasto no ByRA reflete predominantemente a atividade representada dentro dos 4 km e não a composição das modalidades registradas em toda a área de estudo. Além disso, a menor ocorrência de registros de cetáceos fora desse limite deve ser interpretada com cautela, considerando a redução da detectabilidade com o aumento da distância do ponto-fixo (Würsig et al., 1991).

Além disso, os resultados gerados devem ser interpretados considerando que a delimitação espacial das camadas de interação depende dos valores de largura de banda (*bandwidth*) definidos na análise de Kernel. Alterações nesse parâmetro podem modificar a

extensão das áreas de sobreposição entre os cetáceos e as pescarias, influenciando os índices de exposição, consequência e risco gerados pelo modelo ByRA; recomenda-se, portanto, a realização de análises de sensibilidade em estudos futuros. Embora diferentes valores de largura de banda possam alterar a extensão dos pontos de risco (*hotspots*) identificados, espera-se que os principais núcleos de interação continuem associados às áreas com maior concentração de registros das espécies e da atividade pesqueira, uma vez que esses padrões são definidos, sobretudo, pela distribuição dos dados de entrada.

2.5 | CONCLUSÃO

A implementação eficaz de estratégias de mitigação depende não apenas do desenvolvimento de soluções técnicas, mas também da participação das comunidades pesqueiras, da consolidação de programas de monitoramento e da ampliação de pesquisas sobre os efeitos da pesca nas populações de cetáceos (Castro et al., 2021). Considerando o risco relevante de captura incidental identificado para ambas as espécies, reforçamos a necessidade de estabelecer estratégias de manejo participativo para minimizar os efeitos das interações entre cetáceos e atividades pesqueiras em Ilhabela. Quando pesquisadores, pescadores e gestores atuam de forma integrada, a efetividade das medidas de conservação tende a ser maior (Zappes et al., 2018). Nesse sentido, a ferramenta ByRA demonstra potencial em estudos de análise de risco, por possibilitar a inclusão de diferentes tipos de conhecimento na construção de mapas de risco, na tomada de decisão e nas estratégias de manejo (Hines et al., 2020).

Além disso, é importante destacar que *P. blainvillei* e *S. guianensis* foram priorizadas devido ao seu grau de ameaça de extinção; entretanto, a área de estudo constitui um refúgio para um total de quinze espécies de cetáceos (Marques, 2024; comunicação pessoal, VIVA Instituto Verde Azul), que também estão sob risco de interação com a atividade pesqueira, o que reforça a importância desse local como um potencial ponto de concentração de mamíferos marinhos e a eficácia do monitoramento sistemático de longo prazo como medida de conservação. Estudos futuros, incluindo a caracterização das pescarias locais com a participação da comunidade pesqueira e a modelagem do habitat das espécies, possibilitarão uma análise de risco mais representativa, contribuindo para uma visão mais integrada da interação entre cetáceos e a atividade pesqueira.

Por fim, os resultados deste estudo apontam para oportunidades de pesquisas futuras. Diante das elevadas taxas de exposição e risco observadas, bem como das informações limitadas disponíveis sobre as interações entre cetáceos costeiros e a pesca de arrasto na região, ampliar a compreensão dos potenciais impactos dessa atividade pode contribuir para a conservação dessas espécies. Recomenda-se, portanto, o uso de diferentes abordagens, como observadores embarcados, entrevistas estruturadas com a comunidade pesqueira e a continuidade do monitoramento sistemático de cetáceos na região, a fim de preencher as lacunas de conhecimento existentes. Além disso, essas abordagens complementares podem auxiliar na validação dos pontos de risco (*hotspots*) identificados pelo modelo ByRA,

refinando os índices gerados e possibilitando um planejamento mais robusto das estratégias de mitigação da captura incidental.

Agradecimentos

Agradecemos à Universidade Federal de Juiz de Fora pelo suporte logístico e reconhecemos o apoio recebido da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida. Agradecimentos especiais ao VIVA Instituto Verde Azul pelo compartilhamento do banco de dados, pela concessão de um auxílio mensal para apoiar o desenvolvimento desta pesquisa (bolsa *STOP Bycatch*) e às voluntárias que realizaram a coleta dos dados. Estendemos um agradecimento especial a Cristiane C. de Albuquerque Martins, pela colaboração na organização e análise dos dados, bem como pelas sugestões para o aprimoramento desta pesquisa.

Durante a elaboração deste trabalho, a primeira autora utilizou as ferramentas *SciSpace* e *ChatGPT* para buscar referências bibliográficas, verificar a gramática e traduzir e formatar as referências bibliográficas. Após o uso dessas ferramentas, a autora revisou e editou o conteúdo conforme necessário, assumindo total responsabilidade pelo conteúdo do artigo publicado.

REFERÊNCIAS

- Arkema, K. K., Verutes, G., Bernhardt, J. R., Clarke, C., Rosado, S., Maritza Canto, ... Zegher, J. de. (2014). Assessing habitat risk from human activities to inform coastal and marine spatial planning: A demonstration in Belize. *Environmental Research Letters*, 9(11), 114016.
- AZE. (2010). Alliance for zero extinction. Disponível em: [http:// www.zeroextinction.org](http://www.zeroextinction.org).
- Azevedo, A. F., Lailson-Brito Jr, J., Dorneles, P. R., Sluys, M., Van, C. H. A., & Fragoso, A. B. L. (2009). Human-induced injuries to marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 2.
- Ballabio, T. A., Leonardi, S. B., Benaduce-Ortiz, B., Fernandes, A., Bantel, C. G., Ferioli, R. B., ... & Barbosa, C. B. (2025). Stranding pattern and impact of fishing interaction in franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in the north coast of São Paulo, Brazil—Contributions to the knowledge of the Franciscana Management Area (FMA IIa). *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 20(2), 83-92.
- Bertozi, C. P. (2009). *Interação com a pesca: implicações na conservação da toninha, pontoporia blainvillei (cetacea, pontoporiidae) no litoral do estado de São Paulo, SP* (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).
- Bertozi, C. P., Silva, F. J. L., & Flach, L. (2020). Interação com a pesca. In V. L. Carvalho & A. C. O. Meirelles (Eds.), *Guiana dolphin, biology and conservation in Brazil* (pp. 123–138).
- Borobia, M., & Barros, N. B. (1989). Notes on the diet of marine *Sotalia fluviatilis*. *Marine Mammal Science*, 5, 395–399.
- Boyce, J. R. (1996). An economic analysis of the fisheries bycatch problem. *Journal of Environmental Economics and Management*, 31(3), 314-336.
- Briceño, Y. A., Sánchez, L. E., Trujillo, F., von Fersen, L., & Ramírez, S. (2021). Aquatic wild meat consumption of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Lake Maracaibo system, Venezuela. *Frontiers in Marine Science*, 8, 625801.
- Cánovas-Molina, A., & García-Frapolli, E. (2022). A review of vulnerabilities in worldwide small-scale fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 29(5), 491-501.
- Castro, R. M., Broadhurst, M. K., & Domit, C. (2021). Towards mitigating marine-mammal and sea-turtle mortalities in small-scale fisheries. *Regional Studies in Marine Science*, 48, 101999.
- Chen HH, Qi Y, Wang Y, Chai F (2019) Seasonal variability of SSTfronts and winds on the southeastern continental shelf of Brazil. *Ocean Dyn* 69(11–12):1387–1399

- Costanza, A. B., Guidino, C., Mangel, J. C., Alfaro-Shigueto, J., Verutes, G., Caillat, M., ... & Hines, E. (2021). Participatory risk assessment of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) and leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) bycatch in Northern Peru. *Frontiers in Marine Science*, 8, 776965.
- Cremer, M. J., Prado, J. H., Chupil, H., Kolesnikovas, C. K. M., Tavares, M., do Valle, R. D. R., ... & Barreto, A. S. (2022). Long-term patterns of franciscana strandings throughout its distribution. In M. J. Cremer & P. C. Simões-Lopes (Eds.), *The Franciscana Dolphin* (pp. 303-332). Academic Press.
- Crespo, E. A. (2009). Franciscana *Pontoporia blainvillei*. In W. F. Perrin, B. Würsig, & J. G. M. Thewissen (Eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (p. 1190). Academic Press.
- Cunha, Í. (2003). Conflito ambiental em águas costeiras: relação porto-cidade no Canal de São Sebastião. *Ambiente & Sociedade*, 6, 83–98.
- D'agrosa, C., Lennert-Cody, C. E., & Vidal, O. (2000). Vaquita bycatch in Mexico's artisanal gillnet fisheries: driving a small population to extinction. *Conservation Biology*, 14, 1110-1119.
- Dalpaz, L. (2024). Destinos entrelaçados: dimensões sociais, econômicas e ecológicas das capturas acidentais a partir do olhar de pesquisadores, pescadores, consumidores e golfinhos (Doctoral dissertation, Universidade Federal de Santa Catarina)
- Danilewicz, D. (2003). Reproduction of female franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Rio Grande do Sul, Southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 2, 67-78
- Domiciano, I. G., Domit, C., Broadhurst, M. K., Koch, M. S., & Bracarense, A. P. F. (2016). Assessing disease and mortality among small cetaceans stranded at a world heritage site in southern Brazil. *PLoS ONE*, 11(2), e0149295.
- Domit, C., Miranda, A. D. A., Azevedo, A., Costa, A. F., Meirelles, A. D., & Farro, A. P. (2021). Progress report of the *Sotalia guianensis* intersessional group: Status of the current knowledge and action plan. *Journal of Cetacean Research and Management*.
- Domit, C., Trevizani, T. H., Farro, A. P. C., Silva, A. Z., Van Belleghem, T., Herbst, D. F., ... Broadhurst, M. K. (2022). Coastal development and habitat loss: Understanding and resolving associated threats to the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. In *The franciscana dolphin* (pp. 265–302). Academic Press.
- Emin-Lima, N. R., Costa, A. F., Rodrigues, A. L. F., Souza, R. F. C., & Siciliano, S. (2008). Capturas acidentais de *Sotalia guianensis* na costa norte do Brasil: análises preliminares. *Anais XIII Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur y 7o. Congreso SOLAMAC*, Montevideo, Uruguai.

FAO. (2020). Agriculture Organization of the United Nations. Fisheries Department. *The state of world fisheries and aquaculture*. Rome: Food & Agriculture Organization.

Figueiredo, I., Maia, C., Lagarto, N., & Serra-Pereira, B. (2020). Bycatch estimation of Rajiformes in multispecies and multigear fisheries. *Fisheries Research*, 232, 105727.

Flach, L. (2015). *Estimativa de parâmetros populacionais, área de vida, mortalidade e interações da atividade pesqueira sobre a população de botos-cinza (Sotalia guianensis) (Van Beneden, 1864) (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Sepetiba (RJ)* (Doctoral dissertation, Universidade do Estado do Rio de Janeiro).

Franco-Trecu, V., Szephegi, M. N., Doño, F., Forselledo, R., Reyes, F., Passadore, C., Crespo, E. A., & Inchausti, P. (2019). Marine mammal bycatch by the industrial bottom trawl fishery at the Rio de la Plata estuary and adjacent Atlantic Ocean. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 47, 89–101.

Frantz, B. H., Sepúlveda, M., García-Reyes, M., Vega, R., Palacios, D. M., Bedriñana-Romano, L., ... & Hines, E. (2024). Combining potential and realized distribution modeling of telemetry data for a bycatch risk assessment. *Ecology and Evolution*, 14(6), e11541.

Fundação Florestal. (2016). Plano de Manejo do Parque Estadual de Ilhabela. Available: <https://abrir.link/fDOms>

Halpern, B. S., Frazier, M., Afflerbach, J., O'Hara, C., Katona, S., Stewart Lowndes, J. S., ... Walbridge, S. (2017). Drivers and implications of change in global ocean health over the past five years. *PLoS ONE*, 12(7), e0178267.

Henning, B., de Sá Carvalho, B., Pires, M. M., Bassoi, M., Marigo, J., Bertozzi, C., & Araújo, M. S. (2018). Geographical and intrapopulation variation in the diet of a threatened marine predator, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea). *Biotropica*, 50, 157–168.

Hines, E., Ponnampalam, L. S., Junchompoo, C., Peter, C., Vu, L., Huynh, T., ... Verutes, G. M. (2020). Getting to the bottom of bycatch: A GIS-based toolbox to assess the risk of marine mammal bycatch. *Endangered Species Research*, 42, 37–57.

Hines, E., Kuit, V. S. H., Frantz, B., Deforest, K., & Barilari, F. (2025). *Bycatch Risk Assessment (ByRA) Toolbox Manual*. Workshop on Assessment of Marine Megafauna and Fisheries Interactions, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos (PGSISCO), and International Whaling Commission (IWC). Unpublished workshop manual.

InVEST User Guide. (2023). *Habitat risk assessment*. Available: https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/en/habitat_risk_assessment.html#default-exposure-criteria

- Jiménez, S., Laporta, M., Forselledo, R., Fabiano, G., Páez, E., Pereyra, I., Silveira, S., & Domingo, A. (2023). *Effectiveness of the use of pingers to reduce the bycatch of Franciscana (Pontoporia blainvillei) in artisanal and industrial fisheries of Uruguay* (SC/69A/HIM/15). Scientific Committee of the International Whaling Commission.
- Lailson-Brito, J., Dorneles, P. R., Azevedo-Silva, C. E., Azevedo, A. F., Vidal, L. G., Zanelatto, R. C., ... Malm, O. (2010). High organochlorine accumulation in blubber of Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) from Brazilian coast and its use to establish geographical differences among populations. *Environmental Pollution*, 158(5), 1800–1808.
- Lewison, R. L., Johnson, A. F., & Verutes, G. M. (2018). Embracing complexity and complexity-awareness in marine megafauna conservation and research. *Frontiers in Marine Science*, 5, 207
- Mann, J. (1999). Behavioral sampling methods for cetaceans: a review and critique. *Marine mammal science*, 15(1), 102-122.
- Mannocci, L., Forget, F., Tolotti, M. T., Bach, P., Bez, N., Demarcq, H., ... & Dagorn, L. (2020). Predicting bycatch hotspots in tropical tuna purse seine fisheries at the basin scale. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01393.
- Marcondes, D. S., Nunes, T. Y., Fonseca, G. F., Moura, S. P. G., Belleghem, T. V., & Domit, C. (2020). Atividades de derrocagem subaquática e potenciais impactos em golfinhos costeiros: Avaliação, monitoramento e medidas de mitigação. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, 89, 135–145.
- Marques, M. L. (2024). *Caracterização da ocorrência temporal e espacial dos cetáceos em Ilhabela, São Paulo, Brasil* [Master's dissertation, Universidade Estadual de Santa Cruz].
- Martins C.C.A., Perrault-Hébert M., Turgeon S. GetTheoLatLong—Conversion function of vertical and horizontal angles collected with a theodolite to latitude and longitude. In preparation. 2022.
- Meirelles, A. C., Silva, C. P. N., Ribeiro, A. C., & Filho, A. S. (2010). Records of Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) in the state of Ceará, northeastern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 8(1-2), 97–102.
- Meirelles, A. C., Choi-Lima, K. F., Campos, T. M., de Araújo Monteiro-Filho, E. L., & da Cruz Lotufo, T. M. (2023). Habitat use of Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) in a heavily urbanized embayment. *Marine Ecology Progress Series*, 722, 195–206.
- Miranda, L. V., Carneiro, M. H., Namora, R. C., Ávila-da-Silva, A. O., & Azevedo, V. G. (2019). Censo da pesca de captura marinha no litoral norte do estado de São Paulo, Brasil, entre os anos 2008 e 2010. *Informe Pesqueiro de São Paulo*, 105, 1–43

MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2022. “Portaria no. 148, de 07 de junho de 2022. Brasília. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/centros-de-pesquisa/aves-silvestres/arquivos/portaria-148-2022.pdf>

Montealegre-Quijano, S., & Ferreira, C. N. (2010). Incidental catch of a franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) (Cetacea, Pontoporiidae) in a pair trawl off southern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(3), 465–468.

Moore, J. E., Wallace, B. P., Lewison, R. L., Żydelis, R., Cox, T. M., & Crowder, L. B. 645 (2009). A review of marine mammal, sea turtle and seabird bycatch in USA fisheries and the role of policy in shaping management. *Marine Policy*, 33(3), 435–451

Morete, M. E., Marques, M. L., de Souza, R. C., Tristão, I. A., Motta, M. C., Martins, C. C., & Francisco, A. (2022). Is the reproductive area of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in Brazilian waters increasing? Evidence of breeding and calving activities around Ilhabela, São Paulo, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 17, 63-67

Moura, J. F., Corrêa Sholl, T. G., Rodrigues, É. S., Hacon, S., & Siciliano, S. (2009). Marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) and its interaction with passive gill-net fisheries along the northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *JMBA2*.

Myers, R. A., & Worm, B. (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423(6937), 280–283.

Northridge, S., Coram, A., Kingston, A., & Crawford, R. (2011). *Disentangling the causes of protected-species bycatch in trawl fisheries*.

Paitach, R. L., Amundin, M., Königson, S., & Cremer, M. J. (2022). Assessing effectiveness and side effects of likely “seal safe” pinger sounds to ward off endangered franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*). *Marine Mammal Science*, 38(3), 1007–1021.

Peltier, H., Dabin, W., Daniel, P., Van Canneyt, O., Dorémus, G., Huon, M., & Ridoux, V. (2012). The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: modelling the drift of cetacean carcasses. *Ecological Indicators*, 18, 278–290

Prado, J. H. F., Secchi, E. R., & Kinas, P. G. (2013). Mark-recapture of the endangered franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) killed in gillnet fisheries to estimate past bycatch from time series of stranded carcasses in southern Brazil. *Ecological Indicators*, 32, 35-41

Prado, J. H. F., Kinas, P. G., Pennino, M. G., Seyboth, E., Silveira, F. R. G., Ferreira, E. C., 680 and Secchi, E. R. (2021). Definition of no-fishing zones and fishing effort limits to reduce franciscana bycatch to sustainable levels in southern Brazil. *Animal Conservation*, 24: 770–782.

PROPESQ. (2026). Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Instituto de Pesca. Available: <http://www.propesq.pesca.sp.gov.br/33/conteudo>

- QGIS Development Team. (2025). *QGIS geographic information system*. Open Source Geospatial Foundation Project. Available: <https://qgis.org>
- Ramires, M., Clauzet, M., Rotundo, M. M., & Begossi, A. (2012). A pesca e os pescadores artesanais de Ilhabela (SP), Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 38(3), 231–246.
- Read, A. J. (2008). The looming crisis: Interactions between marine mammals and fisheries. *Journal of Mammalogy*, 89, 541–548.
- Read, A. J., Drinker, P., & Northridge, S. (2006). Bycatch of marine mammals in U.S. and global fisheries. *Conservation Biology*, 20, 163–169.
- Reeves, R. R., McClellan, K., & Werner, T. B. (2013). Marine mammal bycatch in gillnet and other entangling net fisheries, 1990 to 2011. *Endangered Species Research*, 20, 71–97.
- Rosa, C. S. S. N. (2019). Análise da captura incidental da toninha (*Pontoporia blainvillei* Gervais & d'Orbigny, 1844) (Cetacea: Pontoporiidae) na pesca de emalhe do estado de São Paulo. [Master's dissertation em Biodiversidade e Ecologia Marinha e Costeira, Universidade Federal de São Paulo].
- Rossi-Santos, M. R., & Wedekin, L. L. (2006). Evidence of bottom contact behavior by estuarine dolphins (*Sotalia guianensis*) on the eastern coast of Brazil. *Aquatic Mammals*, 32(2), 140.
- Santos, M. C. O., Rosso, S., Santos, R. A., Lucato, S. H. B., & Bassoi, M. (2002). Insights on small cetacean feeding habits in southeastern Brazil. *Aquatic Mammals*, 28(1), 38–45.
- Santos, M. C. O., Vicente, A. F. C., Zampirolli, E., Alvarenga, F. S., & Souza, S. P. (2002). Records of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) from the coastal waters of São Paulo State, southeastern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 1(1), 169–174.
- Santos, M. C. O., da Silva, V. M. F., & Rossi-Santos, M. R. (2010). A tale of two dolphins: Introduction to the special volume on the biology and conservation of neotropical dolphins of the genus *Sotalia*. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 8(1–2).
- Secchi, E. R. (2010). Review on the threats and conservation status of franciscana, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae). In J. M. Shostell & M. Ruiz-Garcia (Eds.), *Biology, evolution and conservation of river dolphins within South America and Asia* (Vol. 1, pp. 323–339). Hauppauge, NY: Nova Science Publishers Inc.
- Secchi, E.R., Santos, M.C. de O. & Reeves, R. (2018). *Sotalia guianensis* (errata version published in 2019). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e.T181359A144232542. Available: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T181359A144232542.en>.
- Secchi, E. R., Cremer, M. J., Danilewicz, D., & Lailson-Brito, J. (2021). A synthesis of the ecology, human-related threats and conservation perspectives for the endangered franciscana dolphin. *Frontiers in Marine Science*, 8, 1–18.

- Secchi, E. R., Monteiro, D., & Claudino, R. (2022). Is the franciscana bycatch in gillnet fisheries sustainable? In P. C. Simões-Lopes & M. J. Cremer (Eds.), *The franciscana dolphin: On the edge of survival* (pp. 265–302). London: Academic Press, Elsevier.
- Sepúlveda, M., Barilari, M. F., Deforest, K., Frantz, B., San Martin, M., Guerra, J., ... & Hines, E. (2026). Bycatch risk assessment for South American sea lions using a GIS-based toolbox. *Biological Conservation*, 317, 111810.
- Sharp, R., Douglass, J., Wolny, S., Arkema, K., Bernhardt, J., Bierbower, W., ... et al. (2019). *InVEST 3.7.0 user guide*. Stanford, CA: The Natural Capital Project, Stanford University.
- Siciliano, S. (1994). Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. *Reports of the International Whaling Commission*, 15, 241–250.
- Silva, A. O. Á., & Neiva, C. R. P. (2025). *Projeto de monitoramento da atividade pesqueira no Estado de São Paulo (PMAP-SP): Relatório técnico semestral*. São Paulo: Instituto de Pesca.
- Simões-Lopes, P. C. (1988). Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis* Gervais, 1853 (Cetacea, Delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, 1 (1), 57-62.
- Simões-Lopes, P. C., & Paula, G. D. S. (1997). Mamíferos aquáticos e impacto humano: Diretrizes para conservação e “utilização não letal”. *Aquitaine Ocean*, 3, 69–78.
- Squires, D., Ballance, L. T., Dagorn, L., Dutton, P. H., & Lent, R. (2021). Mitigating bycatch: Novel insights to multidisciplinary approaches. *Frontiers in Marine Science*, 8, 613285.
- Stiepani, J., Kavanagh, A. S., & Calderwood, J. (2026). Advancing spatially explicit Bycatch Risk Assessment (ByRA): High-resolution risk mapping for seabirds in the Celtic Seas. *Ecological Indicators*, 186, 114813.
- Sucunza, F., Barth, A., Danilewicz, D., Dolman, S., von Fersen, L., Larre, G. G., Mangel, J. C., Ott, P. H., Alfaro-Shigueto, J., Temple, A. J., Tregenza, N., & Berggren, P. (2026). Evidence of dolphin bycatch reduction with upcycled plastic bottles acoustic reflectors attached to bottom-set gillnets. *Marine Mammal Science*, 42(3), e70189.
- Teh, L. S., Teh, L. C., Hines, E., Junchompoo, C., & Lewison, R. L. (2015). Contextualising the coupled socio-ecological conditions of marine megafauna bycatch. *Ocean & Coastal Management*, 116, 449–465.
- Thompson, F. N., Berkenbusch, K., & Abraham, E. R. (2013, janeiro). Marine mammal bycatch in New Zealand trawl fisheries, 1995–96 to 2010–11 (New Zealand Aquatic

Environment and Biodiversity Report No. 105). Ministry for Primary Industries. Available: <http://www.mpi.govt.nz/news-resources/publications.aspx>

Verutes, G. M., Johnson, A. F., Caillat, M., Ponnampalam, L. S., Peter, C., Vu, L., ... Hines, E. M. (2020). Using GIS and stakeholder involvement to innovate marine mammal bycatch risk assessment in data-limited fisheries. *PLoS ONE*, 15(8), e0237835.

Vianna, T. dos S., Loch, C., Castilho, P. V., Gaidzinski, M. C., Cremer, M. J., & Simões-Lopes, P. C. (2016). Review of thirty-two years of toothed whale strandings in Santa Catarina, southern Brazil (Cetacea: Odontoceti). *Zoologia (Curitiba)*, 33(5), 1–11.

Wade, P. R. (2018). Population dynamics. In *Encyclopedia of marine mammals*, 763-770.

Wedekin, L. L., Daura-Jorge, F. G., Piacentini, V. Q., & Simões-Lopes, P. C. (2007). Seasonal variations in spatial usage by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864)(Cetacea; Delphinidae) at its southern limit of distribution. *Brazilian Journal of Biology*, 67(1), 1-8.

Wyatt, K. H., Griffin, R., Guerry, A. D., Ruckelshaus, M., Fogarty, M., & Arkema, K. K. (2017). Habitat risk assessment for regional ocean planning in the U.S. Northeast and Mid-Atlantic. *PLoS ONE*, 12(12), e0188776.

Zappes, C. A., Gama, R. M., Domit, C., Gatts, C. E. N., & Di Benedetto, A. P. M. (2018). Artisanal fishing and the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Southern Brazil: Ethnoecology from the fishing practice. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(4), 867–877.

Zerbini, A. N., Secchi, E., Crespo, E., Danilewicz, D., & Reeves, R. (2017). *Pontoporia blainvillei*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017, 8235e.T17978A123792204. Available: <https://www.iucnredlist.org/species/17978/123792204>.

CONCLUSÃO GERAL

Esta pesquisa identificou que o risco de captura accidental de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis* em Ilhabela, São Paulo possui padrões espaciais e sazonais distintos entre espécies e artes de pesca. Embora as traineiras de arrasto tenham demonstrado os maiores valores médios de exposição, consequência e risco, as redes de emalhe concentraram a maior proporção de áreas de alto risco, representando os principais *hotspots* de risco espacial para ambas as espécies.

Esses resultados corroboram com as definições das redes de emalhe como uma importante ameaça aos cetáceos costeiros, especialmente para a toninha, cuja vulnerabilidade à captura incidental é amplamente difundida. Além disso, os altos índices de exposição, consequência e risco observados para as traineiras de arrasto, despertam atenção para essa lacuna de conhecimento sobre os potenciais impactos dessa arte de pesca e a interação com toninhas e botos-cinza. As áreas prioritárias identificadas neste estudo podem propiciar subsídios para o direcionamento de esforços de monitoramento, pesquisa e manejo voltados a minimizar as interações entre cetáceos e pescarias, os quais podem ocasionar prejuízos para ambas as partes.

Levando em conta o declínio populacional de ambas as espécies, pensar em soluções para a mitigação da captura accidental demanda abordagens integrativas que levem em conta o conhecimento ecológico, gestão pesqueira e envolvimento com a comunidade local. Uma vez que nenhuma estratégia isolada é suficiente para resolver essa questão, sendo necessária a combinação de diferentes ferramentas de manejo, como restrições espaciais e temporais, modificações nos petrechos, monitoramento pesqueiro e ações destinadas às áreas críticas de interação (Reeves et al., 2013). A captura incidental é um desafio socioambiental complexo e que somente com a integração de todas as partes envolvidas, é possível avançar em soluções mais justas que reduzam os impactos sobre os cetáceos e considerem a relevância social, cultural e econômica da atividade pesqueira.

Por fim, os resultados desta pesquisa apontam para oportunidades de pesquisas futuras. Levando em conta os elevados índices de exposição e risco obtidos, além da limitada informação disponível sobre as interações entre os cetáceos costeiros e a pesca de arrasto na região, ampliar o conhecimento sobre os potenciais impactos dessa atividade pode contribuir com a conservação dessas espécies. Portanto, recomenda-se o uso de diferentes abordagens, como observadores de bordo, entrevistas estruturadas com a comunidade pesqueira e a

continuidade do monitoramento sistemático dos cetáceos na região afim de as lacunas de conhecimento. Além disso, essas abordagens complementares podem auxiliar a validar os *hotspots* de risco caracterizados pelo modelo ByRA, refinando os índices gerados e viabilizando um planejamento mais robusto de estratégias de mitigação da captura incidental.

APÊNDICE A - Uso de teodolito a partir de um ponto-fixo de observação para estudos de cetáceos

Observações obtidas através de pontos-fixos em terra possibilitam a eliminação dos possíveis efeitos que a presença de embarcações pode ocasionar sobre os comportamentos dos cetáceos, permitindo assim o registro natural desses comportamentos (Duprey, Weir & Würsig, 2008). Os teodolitos têm sido utilizados globalmente desde a década de 1970 no estudo de cetáceos (Tyack, 1981; Würsig et al., 1991; Frankel & Clark, 2000; Morete, 2007; Morete et al., 2018; Santos, Teixeira & Schiavetti, 2022; Morete et al., 2022; Marques et al., 2025). As vantagens desse equipamento incluem o monitoramento contínuo de uma área com custos relativamente baixos e a possibilidade de diferentes pesquisas com o registro de comportamentos, distribuição e abundância relativa (Dinkel et al., 2025).

No entanto, é necessário ponderação ao utilizar esse método, pois a precisão do posicionamento dos animais diminui com a distância do ponto de observação, ocasionando possíveis erros de posicionamento (Würsig et al., 1991). Essa precisão pode ser desconsiderada se a área amostral for pequena ou se o ponto-fixo for relativamente alto (Morete, 2007). De acordo com Würsig e colaboradores (1991), uma área de estudo de 5km é necessário que o ponto-fixo tenha pelo menos 20 metros de altura. O estabelecimento impreciso da altura do observador (visor do teodolito) em relação ao nível do mar pode ocasionar um valor errado (Würsig et al., 1991). Outra fonte de erro pode ser ocasionada pelas ondulações (Tyack, 1981), por isso recomenda-se que a coleta dos dados seja restrita a condições de ventos mais baixos (máximo 17 nós) e estado do mar Beaufort até 4 (Morete et al., 2018). Todavia, é possível calcular todos esses erros e valores de imprecisão antes do início das pesquisas com o uso de valores hipotéticos de ângulos afim de conhecer o grau de incerteza que os dados podem gerar (Morete, 2007).

A fim de garantir a qualidade dos dados, foi realizado um processo de calibração pela equipe do VIVA Instituto Verde Azul. Parte da equipe saiu embarcada e outra parte ficou posicionada no ponto-fixo de observação no “deck” (108,971 m acima do nível médio do mar) (Figura 18) e outro no ponto de observação “sala” (103,983 m acima do nível médio do mar). Foram considerados o registro de 94 pontos, coletados a cada 2 minutos de forma simultânea entre a equipe embarcada utilizando GPS e a equipe em terra utilizando os ângulos no teodolito. Em seguida, os ângulos obtidos foram convertidos em coordenadas geográficas utilizando uma função GetTheoLatLong (Martins et al., 2022) que implementa o método

descrito por Lerczark e Hobbs (1998). A partir da comparação entre os pontos registrados pelo GPS e os pontos gerados pelo teodolito foi possível validar o bom funcionamento da função e a precisão espacial do método. Além disso de testar a influência da maré.



Figura 18. Ponto-fixo de observação (deck) do VIVA Instituto Verde e Azul no sul de Ilhabela, São Paulo, Brasil.

Os resultados apontam que a correção de maré (micro-marés $\sim 1,2\text{m}$ da região de Ilhabela e São Sebastião (BRASIL, 2016) é irrelevante nas coordenadas finais, sobretudo devido à altura do ponto de observação (acima de 100 m) (Figura 19). A análise permitiu constatar a validade da conversão dos dados sem considerar a maré, visto que a variação do nível do mar ocasionou uma influência mínima sobre o posicionamento dos dados. Além disso, também foi possível observar que à medida que a embarcação se afasta do ponto-fixo, sobretudo à uma distância maior que 6 km (Figura 20 e 21), a precisão do método é afetada, como observados em outros estudos de observação em ponto-fixo (Bailey & Lusseau, 2004; Morete, 2007; Piwetz et al., 2018; Dinkel et al., 2025). Vale ressaltar que as posições obtidas com um GPS têm uma precisão limitada e que depende de diversos fatores como a disponibilidade de satélite, condições atmosféricas, qualidade do receptor, entre outros (Kaplan & Hegarty, 2017).

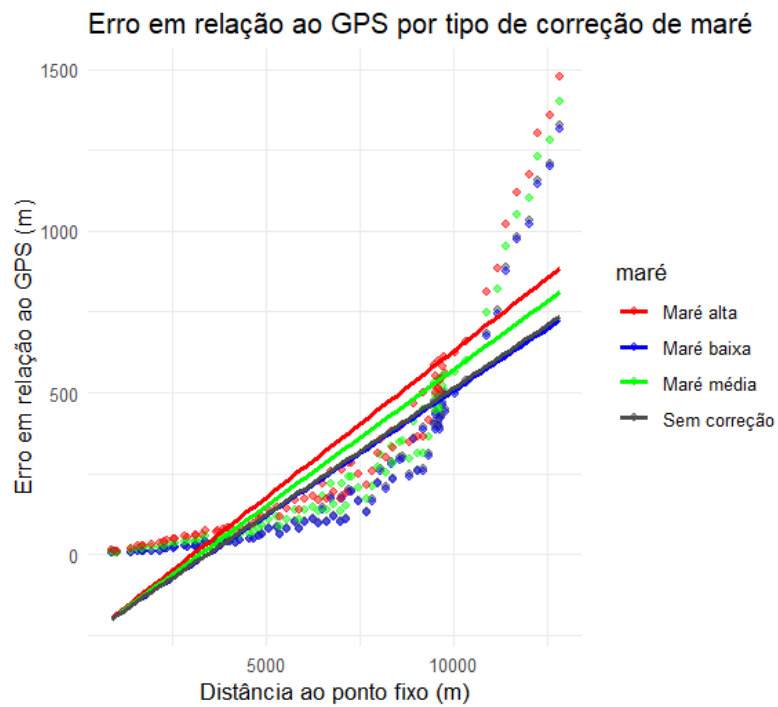


Figura 19. Erros entre as coordenadas obtidas pelo teodolito e as coordenadas registradas pelo GPS em função da distância ao ponto-fixa de observação, levando em conta as correções de maré.

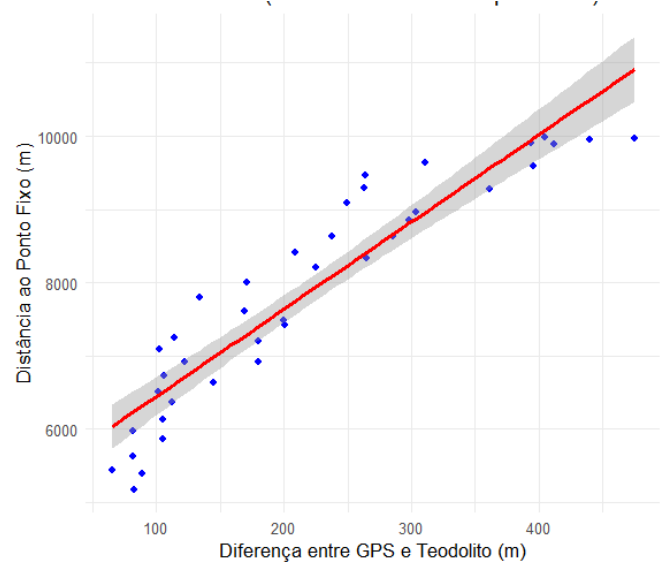
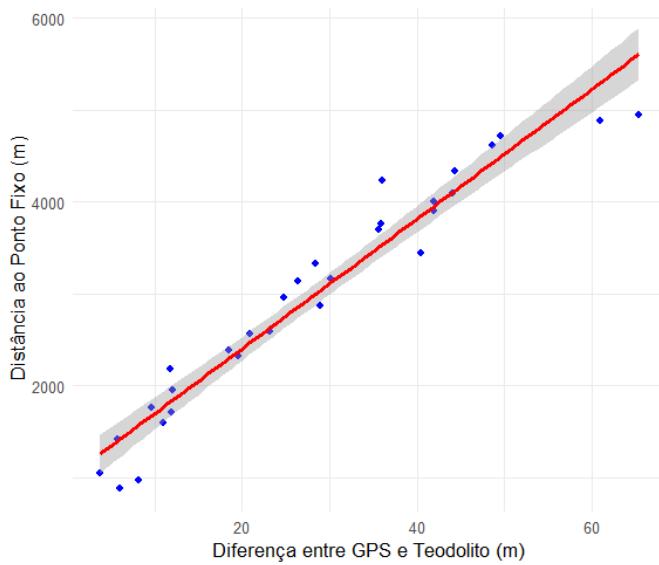


Figura 20 e 21. Variação da diferença entre as posições obtidas pelo GPS e pelo teodolito em função da distância ao ponto fixo de observação até 10km.

REFERÊNCIAS

- Bailey, H., & Lusseau, D. (2004). Increasing the precision of theodolite tracking: Modified technique to calculate the altitude of land-based observation sites. *Marine Mammal Science*, 20(2), 315–322.
- Brasil. Ministério do Planejamento, Desenvolvimento e Gestão. Secretaria do Patrimônio da União. (2016). *Demarcação da Linha da Preamar Média de 1831 (LPM): Relatório de demarcação – Ilhabela/SP*. Secretaria do Patrimônio da União.
- Dinkel, T. M., Girard, A., Bär, T., Dähne, M., Craul, A. K., Cosentino, M., ... & von Dorrien, C. (2025). Performance of theodolites versus drones in land-based studies of marine mammals. *Scientific Reports*, 15(1), 20302.
- Duprey, N. M., Weir, J. S., & Würsig, B. (2008). Effectiveness of a voluntary code of conduct in reducing vessel traffic around dolphins. *Ocean & Coastal Management*, 51(8–9), 632–637.
- Frankel, A. S., & Clark, C. W. (2000). Behavioral responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to full-scale ATOC signals. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 108(4), 1930–1937.
- Kaplan, E. D., & Hegarty, C. (Eds.). (2017). *Understanding GPS/GNSS: principles and applications*. Artech house.
- Morete, M. E. (2007). *Caracterização temporal da estrutura de grupos e do comportamento de baleias-jubarte (Megaptera novaeangliae) na área de reprodução da região do Arquipélago dos Abrolhos (Bahia, Brasil)* (Tese de doutorado, Universidade de São Paulo).
- Morete, M. E., Abras, D., & Martins, C. C. Albuquerque. (2018). Land-based station studies of aquatic mammals in Latin America: Understanding behavior for conservation. In M. Rossi-Santos & C. Finkl (Eds.), *Advances in marine vertebrate research in Latin America: Technological innovation and conservation* (pp. 77–112). Springer.
- Morete, M. E., Marques, M. L., de Souza, R. C., Tristão, I. A., Motta, M. C., Martins, C. C. A., ... & Francisco, A. (2022). Is the reproductive area of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in Brazilian waters increasing? Evidence of breeding and calving activities around Ilhabela, São Paulo, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 17(1), 63–67.
- Martins C.C.A., Perrault-Hébert M., Turgeon S. GetTheoLatLong—Conversion function of vertical and horizontal angles collected with a theodolite to latitude and longitude. In preparation. 2022.

Marques, M. L., Morete, M. E., Silva, H. B., et al. (2025, October). Humpback whale reoccupation, distribution and conservation challenges in the busy breeding area surrounding Ilhabela Archipelago, Southeast Brazil [Conference poster]. 4th Humpback Whale World Congress, Tadoussac, Québec, Canada.

Piwetz, S., Gailey, G., Munger, L., Lammers, M. O., Jefferson, T. A., & Würsig, B. (2018). Theodolite tracking in marine mammal research: From Roger Payne to the present. *Aquatic Mammals*, 44(6), 683–693.

Santos, M. S., Teixeira, N. N., & Schiavetti, A. (2022). Seasonality in the occurrence of Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in Port of Malhado, Ilhéus, Bahia, Brazil. *Research, Society and Development*, 11(16), e516111638625.

Tyack, P. (1981). Interactions between singing Hawaiian humpback whales and conspecifics nearby. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 8(2), 105–116.

Würsig, B., Cipriano, F., & Würsig, M. (1991). Dolphin movement patterns: Information from radio and theodolite tracking studies. In K. Pryor & K. S. Norris (Eds.), *Dolphin societies: Discoveries and puzzles* (pp. 79–111). University of California Press.