



UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO
Fundação Instituída nos termos da Lei nº 5.152, de 21/10/1966 – São Luís - Maranhão.
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental



DISTINTO MARCOS ALBERTO KINGUARI

**SOBREPOSIÇÃO ENTRE A ÁREA DE VIDA DO BOTO-
CINZA (*SOTALIA GUIANENSIS*) E OS ESTRESSORES
ANTRÓPICOS NA BAÍA DE SEPETIBA, RIO DE JANEIRO,
BRASIL**

SÃO LUÍS, MA
2025



DISTINTO MARCOS ALBERTO KINGUARI

**SOBREPOSIÇÃO ENTRE A ÁREA DE VIDA DO BOTO-
CINZA (*SOTALIA GUIANENSIS*) E OS ESTRESSORES
ANTRÓPICOS NA BAÍA DE SEPETIBA, RIO DE JANEIRO,
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em CIÊNCIAS & TECNOLOGIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Maranhão como requisito à obtenção do título de MESTRE.

Orientador: Prof. Dr. Getulio Rincon Filho
Coorientador: Prof. Dr. Rodrigo Hipólito Tardin
Oliveira
Linha de pesquisa: Recursos Naturais

SÃO LUÍS, MA
2025

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Diretoria Integrada de Bibliotecas/UFMA

Kinguari, Distinto Marcos Alberto.

SOBREPOSIÇÃO ENTRE A ÁREA DE VIDA DO BOTO-CINZA SOTALIA
GUIANENSIS E OS ESTRESSORES ANTRÓPICOS NA BAÍA DE
SEPETIBA, RIO DE JANEIRO, BRASIL / Distinto Marcos Alberto
Kinguari. - 2025.

51 f.

Corientador(a) 1: Rodrigo Tardin.

Orientador(a): Getulio Rincon Filho.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em
Ciência e Tecnologia Ambiental/ccet, Universidade Federal
do Maranhão, São Luís - Ma, 2025.

1. Atividades Antrópicas. 2. Cetáceo. 3. Mínimo
Polígono Convexo. I. Tardin, Rodrigo. II. Filho, Getulio
Rincon. III. Título.

DISTINTO MARCOS ALBERTO KINGUARI

**SOBREPOSIÇÃO ENTRE A ÁREA DE VIDA DO BOTO-
CINZA (*SOTALIA GUIANENSIS*) E OS ESTRESSORES
ANTRÓPICOS NA BAÍA DE SEPETIBA, RIO DE JANEIRO,
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em CIÊNCIAS & TECNOLOGIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Maranhão como requisito à obtenção do título de MESTRE.

Aprovada em ___/___/_____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Getulio Rincon Filho
Universidade Federal do Maranhão

Prof. Dr. Rodrigo Hipólito Tardin Oliveira
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Ricardo Luvizotto Santos
Universidade Federal do Maranhão

Prof. Dr. Israel de Sá Maciel
Universidade do Estado do Rio de Janeiro

SÃO LUÍS, MA
2025

“Se você não tem confiança em si mesmo, você é derrotado duas vezes na corrida da vida” - Marcus Garvey

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer a Jeová Deus, pela vida, saúde, fé e pela força que me permitiu superar desafios, transformando minhas limitações em motivação para seguir em frente. Graças a ele que permitiu que tudo acontecesse na hora certa.

Aos meus pais, Marcelina Alberto e Marcos Kinguari (*in memoriam*), pelo amor incondicional, pelos ensinamentos que moldaram quem sou e por sempre acreditarem no meu potencial, mesmo nos momentos mais difíceis.

À minha sogra, Dona Marilúcia Sá (*in memoriam*), por ter acreditado em mim desde o primeiro dia, quando eu ainda trilhava a minha jornada acadêmica no Rio de Janeiro. Seu apoio ultrapassava a distância, era um amor que se manifestava em palavras de incentivo, em orações silenciosas e na certeza de que eu seria capaz. Sou profundamente grato pelo acolhimento, carinho e exemplo de força que me deixou. Que ela saiba, onde estiver, que cada conquista minha carrega sua fé em mim.

À minha esposa, Andreza Maria S. Coelho, pelo apoio inestimável, pela paciência e compreensão em cada etapa deste caminho. A sua inteligência e sorrisos nos dias difíceis foram a força que me faltava. Aos meus filhos Abayomi Sá Kinguari e Akin Sá Kinguari, luzes que iluminam meu caminho: vocês são minha razão para buscar sempre o melhor, minhas joias mais preciosas.

À minha tia Caró (Carolina), que sempre foi uma mãezona, oferecendo cuidado, carinho e apoio incondicional em todos os momentos.

À minha Avó, Nsimba Mbunga, meu Avô Léu (*in memoriam*), Tio Distinto e Dikizeco (*in memoriam*), mãe pequena Mpemba, mãe grande Luzia, meus irmãos Elvis, Teca Diomona e José e meus primos Hamilton, Valdânio, Cosme, Jardel, Gugu, Paulucho, Gegê, Melo e Mankelelé (*in memoriam*), sou grato pelo apoio e carinho de sempre.

Aos amigos que estiveram presente durante a minha jornada, principalmente, ao Anso da Silva e Anacleto Domingos, agradeço pelo apoio, compreensão e companheirismo.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Getulio Rincon Filho, por ter aberto as portas do seu conhecimento e me receber com generosidade, mesmo sem trabalhar com o boto-cinza. Sua orientação foi essencial com sabedoria, paciência e compreensão para a concretização deste trabalho.

Ao meu coorientador, Prof. Dr. Rodrigo Tardin, meu mentor desde a graduação acompanhando minha trajetória com dedicação, sabedoria, compreensão, paciência e

incentivo constante, mesmo quando eu vacilava. Sua presença foi um farol em momentos de incerteza.

À Prof.^a Dr.^a. Flávia Raquel Fernandes do Nascimento, cuja generosidade e apoio transcenderam expectativas, enriquecendo minha jornada acadêmica de formas que levarei para sempre no coração.

Aos Drs. Israel Maciel, Gabriel Melo e Guilherme Maricato, pelas valiosas contribuições, pelo olhar crítico e pelo incentivo que elevou a qualidade deste trabalho.

Aos membros do Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha (ECoMAR - UFRJ), pelo apoio nas coletas de dados, pelas parcerias enriquecedoras, amizades, troca de conhecimentos e pelos momentos de descontração que tornaram a pesquisa mais leve.

Aos membros do Laboratório de Grupo de Estudos em Biologia Aquática (GEBaq - UFMA), pela troca de conhecimentos, colaboração, muitas risadas e, principalmente, ao João Vitor e à Vanessa Pedrosa, pela amizade verdadeira.

Aos meus colegas de turma do Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGC&TAmb), com quem partilhei aprendizados e conquistas.

Aos professores do PPGC&TAmb, que foram maravilhosamente acolhedores e pelas aulas que ampliaram meus horizontes

À Coordenação do PPGC&TAmb, em especial à Prof.^a Dr.^a. Marianna Basso Jorge e ao Prof. Dr. Ricardo Luvizotto, pelas orientações acadêmicas e administrativas, sempre com clareza e simpatia.

Por fim, à banca examinadora, pelas contribuições e apontamentos que enriqueceram esta dissertação.

RESUMO

No atual contexto do Antropoceno, a crescente pressão dos múltiplos estressores antrópicos estão cada vez mais impactando os ecossistemas costeiros e marinhos. O boto-cinza (*Sotalia guianensis*), espécie chave e indicadora da saúde ambiental, é particularmente afetado por essas pressões na baía de Sepetiba, litoral sul do estado do Rio de Janeiro, Brasil. O estudo teve como objetivo determinar a área de vida do boto-cinza e sua relação com estressores antrópicos na baía. A área de vida é um importante parâmetro ecológico pois representa as atividades diárias dos indivíduos e foi calculada por meio do Método do Mínimo Polígono Convexo (MPC), e a sobreposição com zonas de atividade humana foi estimada em SIG. Foram feitas 77 saídas de campo entre 2006 e 2007, contabilizando num total de 261,37h de esforço amostral. Durante esse tempo foram foto-identificados 59 indivíduos, dentre os quais 48 indivíduos foram recapturados em mais de três dias de esforço de amostragem. Destes, 9 possuíam informações das posições geográficas de cada recaptura. Os resultados revelaram que as áreas de vida variaram entre 19,14 km² e 73,97 km², com uma média de $42,60 \pm 16,24$ km², e sobreposição de 7,85% a 20,60% com estressores antrópicos, especialmente canais de navegação e áreas de fundeio. Isso indica que os botos utilizam regiões estratégicas para alimentação, mesmo em áreas de alto tráfego, expondo-se a riscos como colisões, poluição sonora e contaminação química. Concluiu-se que, embora a Área de Proteção Ambiental (APA) do boto-cinza tenha potencial para conservação, sua eficácia é limitada pela intensificação das atividades humanas.

Palavras-chave: Atividades antrópicas; Cetáceo; Mínimo Polígono Convexo.

ABSTRACT

In the current Anthropocene context, the growing pressure of multiple anthropogenic stressors is increasingly impacting coastal and marine ecosystems. The Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*), a key species and indicator of environmental health, is particularly affected by these pressures in Sepetiba bay, on the southern coast of Rio de Janeiro state, Brazil. The study aimed to determine the Guiana dolphin's home range and its relationship with anthropogenic stressors in the bay. Home range is an important ecological parameter because it represents the daily activities of individuals and was calculated using the Minimum Convex Polygon (MCP) method, and overlapping with areas of human activity was estimated using GIS. Seventy-seven field trips were conducted between 2006 and 2007, totaling 261.37 hours of sampling effort. During this period, 59 individuals were photo-identified, of which 48 were recaptured over more than three days of sampling effort. Of these, 9 had information on the geographic positions of each recapture. The results revealed that home ranges ranged from 19.14 km² to 73.97 km², with an average of 42.60 ± 16.24 km², and overlap of 7.85% to 20.60% with anthropogenic stressors, especially navigation channels and anchoring areas. This indicates that dolphins use strategic feeding areas, even in high-traffic areas, exposing themselves to risks such as collisions, noise pollution, and chemical contamination. It was concluded that, although the Amazon River Dolphin Environmental Protection Area (APA) has potential for conservation, its effectiveness is limited by the intensification of human activities. The implementation of mitigating measures, such as speed reduction zones and a review of the management plan, is recommended to balance economic development and species conservation.

Keywords: Anthropogenic activities; Cetacean; Minimum Convex Polygon.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Botos-cinza na baía de Sepetiba. Foto do Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha (ECoMAR - UFRJ).....	14
Figura 2: Mapa de área de estudo localizada na baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil.	18
Figura 3: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#113 da espécie do boto-cinza, <i>S. guianensis</i> , na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.....	22
Figura 4: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#153 da espécie do boto-cinza, <i>S. guianensis</i> , na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.....	23
Figura 5: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#234 da espécie do boto-cinza, <i>S. guianensis</i> , na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.....	24
Figura 6: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#270 da espécie do boto-cinza, <i>S. guianensis</i> , na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.....	24
Figura 7: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#276 da espécie do boto-cinza, <i>S. guianensis</i> , na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.....	25
Figura 8: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#284 da espécie do boto-cinza, <i>S. guianensis</i> , na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.....	26
Figura 9: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#301 da espécie do boto-cinza, <i>S. guianensis</i> , na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.....	26
Figura 10: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#383 da espécie do boto-cinza, <i>S. guianensis</i> , na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.....	27
Figura 11: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#421 da espécie do boto-cinza, <i>S. guianensis</i> , na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.....	28

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Indivíduos de boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) foto-identificados e utilizados para a estimativa de área de vida na baía de Sepetiba, RJ, com suas respectivas datas de captura e número de recapturas.....	21
Tabela 2: Tamanho da área de vida calculada pelo Método do Mínimo Polígono Convexo - MPC, percentual de sobreposição com estressores antrópicos de canais de navegação e áreas de fundeio e proporção em relação à área total da baía de Sepetiba para os indivíduos de boto-cinza <i>S. guianensis</i> estudados.....	28

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	17
5.1 Objetivo geral	17
5.2 Objetivos específicos.....	17
3. HIPÓTESE	17
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	17
5. RESULTADOS.....	21
6. DISCUSSÃO	28
7. CONCLUSÃO	34
8. CONTRIBUIÇÕES ATRELADAS A DISSERTAÇÃO	35
9. REFERÊNCIAS	37

1. INTRODUÇÃO

No atual Antropoceno, a crescente pressão das atividades humanas sobre a biodiversidade tornou-se uma preocupação global (IPBES, 2019; IPCC, 2023), sendo que nos ecossistemas marinhos, essa ameaça é particularmente evidente, uma vez que atividades como o tráfego de embarcações, a exploração de petróleo e gás e a pesca excessiva aceleram a degradação de habitats e ecossistemas (Cordes et al., 2016). Além disso, o desenvolvimento costeiro e o aumento contínuo de atividades no ambiente marinho, como aquicultura, turismo náutico e pesca, têm afetado negativamente as populações e comunidades de organismos marinhos, bem como os serviços ecossistêmicos que eles fornecem (Tardin, et al., 2020). Somando-se a esses fatores, as mudanças climáticas também desempenham um papel crucial, com impactos mais marcantes nos polos e nos trópicos (Dupaix et al., 2024).

Nas últimas décadas, os impactos sobre a biodiversidade marinha têm sido drásticos, resultando em um declínio significativo na disponibilidade de recursos alimentares, e afetando diretamente os meios de subsistência e cultura das populações costeiras (IPBES, 2018). Um exemplo marcante ocorreu nas Américas, onde décadas de sobrepesca reduziram os estoques pesqueiros entre 20% e 70%, impactando tanto a produtividade marinha quanto às funções ecossistêmicas (IPBES, 2018). Esses impactos, no entanto, não ocorrem de forma isolada, mas sim de forma interconectada, ligados à distribuição geográfica das espécies.

A distribuição geográfica de uma espécie depende de fatores abióticos, bióticos e capacidade de dispersão. Fatores bióticos são interações intra ou interespecíficas que podem ser positivos (por exemplo, mutualismo) ou negativos (por exemplo, parasitismo e predação) aos processos biológicos ligados à espécie (reprodução e crescimento individual e populacional, por exemplo). Fatores abióticos incluem aspectos ambientais, como profundidade, temperatura e pH, entre outros. A capacidade de dispersão representa o movimento dos indivíduos para áreas acessíveis e adequadas para eles (Soberón & Peterson, 2005).

Entender os fatores que afetam a distribuição de espécies é importante porque podem nos ajudar a prever os impactos potenciais das mudanças ambientais sobre as espécies, auxiliando na tomada de decisões mais assertivas no desenvolvimento de planos de gestão para sua conservação (Ehrlén & Morris, 2015; Ye et al., 2021). Nesse contexto, sob uma ótica individual, a área de vida é aquela utilizada regularmente por um indivíduo

para realizar suas atividades normais de alimentação, acasalamento e cuidado parental (Burt, 1943; Börger et al., 2008; Mosquera-Guerra et al., 2021; Mosquera-Guerra et al., 2022).

O conceito de área de vida (*home range*) surgiu em um contexto exclusivamente espacial em que os animais restringem seus movimentos rotineiros a uma área específica, refletindo sua interação com o ambiente e a disponibilidade de recursos (Cobarrubia-Russo et al., 2020). Conforme a definição clássica de Burt (1943), a área de vida é:

“a área percorrida pelo indivíduo em suas atividades normais de coleta de alimentos, acasalamento e cuidado parental. Saídas ocasionais fora da área, talvez de natureza exploratória, não devem ser consideradas como parte da área de vida” (Burt, 1943).

O tamanho e a configuração da área de vida são influenciados pela interação entre o animal e seu ambiente, e seu tamanho está diretamente relacionado ao movimento do animal, e por fatores intrínsecos relacionados ao estado de desenvolvimento do indivíduo, seleção de habitat e outras interações bióticas como por exemplo, predação e competição (Ouellette & Cardille, 2011; Tucker et al., 2014; Viana et al., 2018; Mosquera-Guerra et al., 2021).

Assim, a área de vida de um animal é representada por um ambiente heterogêneo, onde existem áreas ricas em recursos e áreas com baixa disponibilidade destes (Karcmariski et al., 2000; Mosquera-Guerra et al., 2021). Desta forma, a maioria dos animais não utiliza toda a sua área de vida com a mesma intensidade ou de forma homogênea, mas tende a concentrar seu tempo em áreas específicas (Mosquera-Guerra et al., 2021), as quais são chamadas de áreas centrais ou nucleares e geralmente estão associadas a uma maior densidade de recursos e, conseqüentemente, serão as localidades/setores mais frequentada(o)s da área de vida (Powell, 2000; Oshima et al., 2010). Vale ressaltar que essa dinâmica do uso espacial não se restringe a animais terrestres, mas também se aplica a espécies aquáticas, como os cetáceos.

Os cetáceos são mamíferos exclusivamente aquáticos que fazem parte da ordem Cetartiodactyla que é subdividida em duas subordens: Mysticeti e Odontoceti (Berta et al., 2015; Mancina, 2018). Essa ordem é representada por espécies com alta mobilidade e vastas áreas de vida (Torres, 2017). Estes animais são considerados predadores de topo, pois ocupam posições cruciais nas teias alimentares e desempenham papel fundamental

na regulação das populações de presas e no equilíbrio dos ecossistemas (Roman et al., 2014; Kiszka et al., 2022). Eles também são denominados espécies guarda-chuva, pois representam um grupo mais amplo de espécies com requisitos de habitat semelhantes, e ao protegê-las espera-se preservar o habitat como um todo, assim como a comunidade de espécies associadas a elas (Sergio et al., 2006). Além disso, são espécies sentinelas, pois oferecem informações sobre as condições ambientais e suas alterações, tornando-os bons indicadores para compreender e gerenciar ecossistemas marinhos (Bossart, 2011; Hazen et al., 2019). Por esses papéis ecológicos, os cetáceos podem ser definidos como espécies-chave na conservação da biodiversidade e dos ecossistemas (Libralato et al., 2006; Valls et al., 2015). Dentre eles está o boto-cinza.

O boto-cinza *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Figura 1) é um Odontoceto da família Delphinidae, e apresenta hábitos costeiros e estuarinos em profundidades de até 50 m, com restrições a águas frias (Lodi & Borobia, 2013; De Jesus-Lobo et al., 2021). A sua distribuição geográfica se estende desde a Nicarágua, no Caribe (Carr & Bonde, 2000) até o sul do Brasil no estado de Santa Catarina (Simões-Lopes, 1988; Flores & Da Silva, 2009; Tardin et al., 2025). Os indivíduos dessa espécie podem atingir até 230 cm de comprimento, com peso máximo de até 150 kg (Rosas *et al.*, 2010; Lima et al., 2016). Possuem uma coloração variada entre cinza escuro, no dorso, a tonalidades mais claras na região ventral. A tonalidade rosa é a mais comum nos imaturos (Da Silva & Best, 1996).



Figura 1: Botos-cinza na baía de Sepetiba. Foto do Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha (ECoMAR - UFRJ).

O boto-cinza possui um comportamento gregário, sendo encontrado em grupos que variam de dois a 30 animais (Santos & Rosso, 2007; Costa *et al.*, 2012), podendo exibir agregações de até 400 indivíduos em algumas populações (*e.g.* Lodi & Hetzel, 1998; Flach *et al.*, 2008; Tardin *et al.*, 2013; Flores & Da Silva, 2009). A espécie possui uma dieta diversificada, composta principalmente de peixes, cefalópodes e crustáceos (Di Benedetto & Siciliano, 2007; Araújo, 2012; Cremer *et al.*, 2012). Essas características de comportamento gregário podem ser vistas, na maioria das vezes, associadas como uma estratégia coordenada de pesca ou caça em grupo, trazendo vantagens na captura dos alimentos pelos botos (Tardin *et al.*, 2011; Oliveira *et al.*, 2013).

A área de vida do boto-cinza tem sido estudada de forma esparsa e desigual, com a maioria dos dados concentrados em estudos de longo prazo em regiões específicas de sua distribuição. Estudos feitos no estuário de Cananéia, em São Paulo, utilizando quatro métodos diferentes, reportaram que a área de vida dos botos-cinza variava bastante entre 2,2 a 43,8 km² pelo método do Mínimo Polígono Convexo (MPC); 0,8 a 82,5 km² pelo Kernel adaptativo com validação cruzada (KAVC); 3,9 a 244 km² pelo método Kernel fixo com largura de banda de referência (KFLBR); e 0,6 a 70,6 km² pelo Kernel fixo com validação cruzada (KFVC) (Oshima & Santos, 2016).

Na baía de Babitonga, em Santa Catarina, foi observado que a área de vida dos indivíduos variou entre 2,05 a 32,70 km² pelo MPC e entre 12,99 a 37,18 km² pelo Kernel fixo (Schulze, 2012). No mesmo estado, na baía do Norte, foi constatado que a área de vida dos indivíduos variava entre 8,3 a 32,12 km² pelo Kernel e 9,80 a 77,08 km² pelo MPC (Wedekin *et al.*, 2007). Já no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), no Paraná, foi reportado que a área de vida dos indivíduos variava entre 1,52 a 21,24 km² pelo MPC (De Moura *et al.*, 2021).

Entretanto, muitas dessas áreas de vida se sobrepõem com estressores antrópicos que podem interferir direta ou indiretamente na aptidão dos indivíduos (Avila *et al.*, 2018; Hoyt, 2011; Pennino *et al.*, 2016). Esses impactos antrópicos, como degradação de habitats e mudanças climáticas, podem levar a alteração da distribuição das espécies, reduzindo seu alcance em algumas regiões e favorecendo sua expansão em outras (Osland *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2023). Como é o caso da baía de Sepetiba que enfrenta crescente pressão antrópica decorrente da expansão industrial, do aporte contínuo de efluentes

domésticos e da intensificação de atividades portuárias, fatores que têm alterado profundamente suas condições ecológicas (Araújo et al., 2017a; Castelo et al., 2021). A contaminação por metais na água como cobre, cádmio, lítio, zinco entre outros, registrada em diferentes setores da baía, evidencia como as atividades industriais vêm comprometendo a qualidade ambiental (Morales et al., 2019).

Essas modificações se somam a obras de dragagem e derrocagem no canal dragado, modificando habitats essenciais e afetando comunidades biológicas (Araújo et al., 2016; Araújo et al., 2017a). Ao mesmo tempo, a ocupação desordenada da zona costeira e o avanço de grandes empreendimentos alteram a dinâmica natural do ecossistema. Atividades como turismo e pesca artesanal seguem intensas, ampliando o uso do espaço costeiro (Leal Neto et al., 2006). Esse conjunto de estressores provoca mudanças profundas na biodiversidade, refletidas em alterações documentadas na composição das comunidades de peixes ao longo dos anos, sinalizando um ecossistema em desequilíbrio (Araújo et al., 2016, Araújo et al., 2017b).

Desde 2011, existe uma Área de Proteção Ambiental Marinha do boto-cinza (APAMBC) que tem o objetivo de proteger a população de botos, com uso sustentável dos recursos. Entretanto, apesar de sua designação e implementação recente (plano de manejo elaborado apenas em 2019) existem poucas informações se ela de fato protege a área de vida da população de botos. Os dados utilizados neste estudo, coletados entre 2006 e 2007, oferecem uma linha de base histórica que permite avaliar a configuração das áreas de vida do boto-cinza e seu grau de sobreposição com estressores antrópicos antes da implementação formal da APA. Essa análise é fundamental para futuras comparações com dados mais recentes, visando verificar se a APA tem reduzido os impactos antrópicos sobre a espécie.

Importante ressaltar que a espécie foi classificada como “Vulnerável” (VU) na “Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção” (ICMBio, 2018), e internacionalmente, encontra-se na categoria “Quase Ameaçada” (NT) da Lista Vermelha de Animais Ameaçados da União Internacional para Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN, 2022). Em 2018, a Comissão Baleeira Internacional (CBI) considerou a reavaliação do *status* global de conservação da espécie como uma prioridade (Domit et al., 2021) e está em curso a construção do Plano de Manejo e Conservação para a espécie (do inglês *Conservation Management Plan*) onde serão elencadas metas e objetivos específicos para proteger a espécie.

O conhecimento sobre área de vida na baía de Sepetiba é, portanto, fundamental para a elaboração de estratégias de conservação eficazes, já que o ambiente marinho, principalmente a zona costeira, vem sendo cada vez mais afetado pelo desenvolvimento urbano.

2. OBJETIVOS

5.1 Objetivo geral

Determinar a área de vida do boto-cinza *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) e sua relação com as atividades humanas.

5.2 Objetivos específicos

- Identificar o tamanho das áreas de vida dos botos-cinza;
- Quantificar a porcentagem de sobreposição da área de vida dos botos-cinzas com as diferentes atividades humanas;

3. HIPÓTESE

A área de vida do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, se sobrepõe com as áreas onde ocorrem intensas atividades portuárias na baía de Sepetiba.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A baía de Sepetiba (Figura 2) é um importante ecossistema costeiro situado no litoral do estado do Rio de Janeiro, na região Sudeste do Brasil, caracterizada como um sistema lagunar costeiro semifechado, com área de 519 km² (Nascimento et al., 2019). Sua morfologia apresenta um formato elipsoidal, com 40 km de comprimento e 16 km de largura. A batimetria da baía de Sepetiba é variável, com profundidade entre 2 m e 30 m (Meurer et al., 2017). Em 2014, foi estabelecida na região uma Área de Proteção Ambiental Marinha (APA do boto-cinza), com objetivo de proteger, regular, garantir e disciplinar o uso racional dos recursos ambientais da região, bem como ordenar o turismo recreativo, as atividades de pesquisa, pesca e promover o desenvolvimento sustentável da região (Mello, 2017).

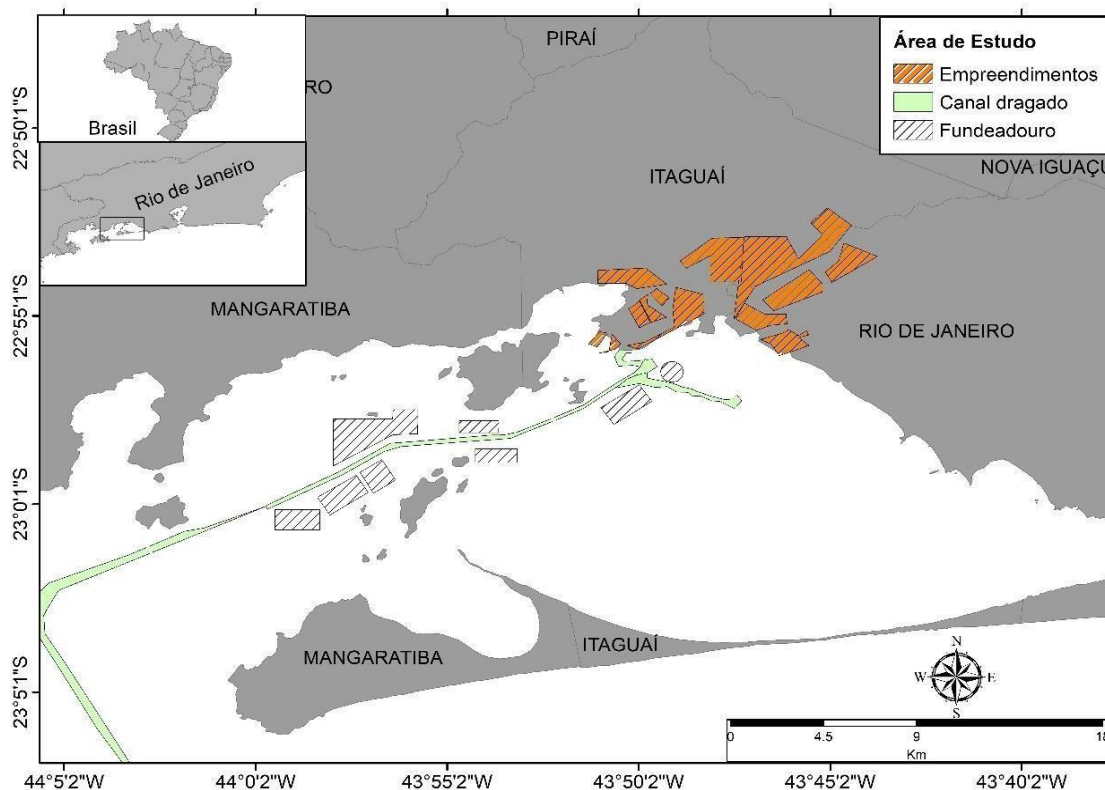


Figura 2: Mapa de área de estudo localizada na baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil.

A baía de Sepetiba comunica-se com o oceano Atlântico por meio de dois canais: o primeiro localizado na extremidade oeste, que recebe as águas oceânicas através de um grande canal natural com fluxo constante para a baía, entre os cordões de ilhas que limitam a ponte da restinga da Marambaia e ilha Guaíba; o segundo, situado a leste, onde há baixo fluxo de águas oceânicas, marcado por uma enseada rasa coberta por manguezais e alta influência de águas fluviais vindas do continente, que deságuam na barra de Guaratiba. Essa ligação com o mar influencia diretamente as características físico-químicas das águas da baía, que são uma mistura de salinas e salobras (Simão & Poletto, 2002; Roncarati & Carelli, 2012).

Considerado uma área prioritária para a conservação da biodiversidade pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2007), o local destaca-se pela grande quantidade de matéria orgânica em suspensão, sais minerais dissolvidos e grande concentração de algas servindo de criadouro para muitas espécies marinhas (Silva & Araújo, 1999).

A região é de extrema importância biológica para espécies de mamíferos aquáticos, por ser área de ocorrência dos maiores grupos de boto-cinza já observados nas águas brasileiras (Flach et al., 2008).

A baía de Sepetiba abriga uma das populações de boto-cinza que, historicamente, foi considerada uma das maiores, sendo estimada entre 739 e 2.196 indivíduos entre 2006-2007 (Flach *et al.*, 2008; Nery & Simão, 2012), sugerindo que os recursos nessa região são abundantes. Cerca de 30% da população é residente usando a área na maioria das vezes para alimentação e reprodução (Nery *et al.*, 2008), e com alta porcentagem de filhotes (Flach *et al.*, 2008; Nery *et al.*, 2010).

Embora os nossos dados sejam referentes ao período de 2006 e 2007, é importante contextualiza-los dentro de um processo histórico de degradação ambiental na baía, que antecede e se estende além desse intervalo amostral. A pressão antrópica na região não é um fenômeno recente, estudos registram a contaminação por metais pesados desde a década de 1980 (Pfeiffer *et al.*, 1985; Lacerda *et al.*, 1987), com registros contínuos de acúmulo de mercúrio e outros contaminantes ao longo dos anos 1990 e 2000 (Lacerda *et al.*, 1993; Wasserman *et al.*, 2001; Molisani *et al.*, 2004; Marques *et al.*, 2006). Nesse contexto histórico de contaminação persistente, observa-se que, nas últimas décadas, entretanto, a baía vem sofrendo uma crescente pressão urbano-industrial, fazendo com que as águas de Sepetiba recebam grande quantidade de contaminantes e despejos urbanos (Da Silva *et al.*, 2022; Mello *et al.*, 2022). Estudos mostram que os botos-cinza na região, apresentam altos níveis de poluição orgânica e contaminação inorgânica, que tem resultado na bioacumulação em tecidos de cetáceos e outras espécies (Lailson-Brito *et al.*, 2010; Brião *et al.*, 2024). Dessa forma, esses impactos causaram a diminuição da riqueza e biomassa de peixes e macroalgas na baía (Araújo *et al.*, 2016; Araújo *et al.*, 2017; Caldeira *et al.*, 2017). Com esses impactos nas populações de presas podem comprometer a eficiência alimentar dos botos-cinza, levando-os a expandir sua área de forrageio em busca de recursos (Maciel *et al.*, 2023a). Como consequência, atualmente os grupos formados na baía de Sepetiba têm sido formados por 2 e 20 indivíduos, dificilmente passando de 100 animais, os quais têm se alimentado e vocalizado menos do que no passado, refletindo em sua condição corporal (Kinguari *et al.*, 2025; Maciel *et al.*, 2023a; Silva *et al.*, 2024). Ainda assim, a população de botos-cinza continua usando a baía, permanecendo como uma área de extrema importância para o sucesso reprodutivo da espécie.

Coleta de dados

Foram feitas 77 saídas de campo entre março de 2006 e dezembro de 2007 utilizando uma embarcação do tipo traineira de aproximadamente sete metros de comprimento, possuindo um motor de centro navegando à velocidade de 10 km/h.

Foram feitos deslocamentos partindo da ilha da Madeira, município de Itaguaí, até que fosse avistado um grupo de boto-cinza. Os dados foram coletados utilizando o método de amostragem “Grupo Focal”, focado na observação de um determinado grupo de animais, no qual se pretende registrar o máximo de informações possíveis ao longo de um intervalo de tempo (Altmann, 1974). Quando um grupo era localizado na baía, o barco era dirigido paralelamente ao grupo mantendo uma distância mínima de 50 metros em relação aos animais, e então foram registrados os tamanhos dos grupos, a classe etária dos indivíduos, os diferentes tipos de comportamentos e qual faixa etária de animal que os realizava, não excedendo o tempo máximo de 50 minutos de acompanhamento de um mesmo grupo. As localizações geográficas dos grupos foram registradas usando um GPS (GARMIN VISTA CX). Os dados registrados consistiam na posição inicial do grupo e em cada posição subsequente sempre que a posição do indivíduo ou grupo focal se deslocava 500 metros da posição inicial (Tardin et al., 2020).

Foto-identificação

A foto-identificação se deu por meio da verificação de entalhes e cortes permanentes da nadadeira dorsal. É um método não invasivo de coleta de dados, onde a nadadeira dorsal do cetáceo é fotografada de perfil, permitindo que aquele indivíduo seja identificado pelas marcações únicas em sua nadadeira dorsal (Maglietta et al., 2020; Pace et al., 2021). As fotografias foram analisadas e selecionadas considerando qualidade com ângulo, foco e iluminação que permitissem uma visualização detalhada do perfil da nadadeira dorsal.

Análise de dados

Para calcular a área de vida do boto-cinza foi necessário cruzar as informações de fotoidentificação com as posições georreferenciadas dos indivíduos. Foram organizados todos os dados de captura e recaptura dos indivíduos numa planilha do Microsoft Excel 2016[®] e todas as localizações georreferenciadas, no formato “*Shapefile*”, em pastas. Com a ferramenta do arcMap 10.8 foram adicionados os “*Shapefiles*” de cada indivíduo com intuito de observar a movimentação dos botos na área de estudo. As camadas foram projetadas para SIRGAS 2000.

Os registros de ocorrência de cada indivíduo foram espacializados na área de estudo e unidos em uma camada através da ferramenta “Merge” do programa ArcGIS® 10.8.

Para o cálculo do Mínimo Polígono Convexo (MPC) (Hayne, 1949), utilizou-se a função “*minimum bounding geometry*” presente no ArcGIS® 10.8 com a geometria do tipo “*Convex Hull*”. O “*convexo hull*” gera a menor área convexa possível que abrange todos os pontos de localização do animal. Em termos práticos, isso significa que o “*convexo hull*” forma um polígono convexo com todos os pontos de localização do animal dentro ou na borda desse polígono (Worton, 1989).

As áreas que se sobrepunham à terra foram extraídas usando a ferramenta “*Erase*”, uma vez que não são disponíveis a organismos exclusivamente aquáticos e, portanto, devem ser excluídas das estimativas de área de vida (Powell & Mitchell, 2012). Os tamanhos dos polígonos foram recalculados após a exclusão para obtenção da área de vida.

Para a obtenção do tamanho da área do MPC, em km², primeiro foi necessário mudar a projeção geográfica de SIRGAS 2000 para “*South America Albers Equal Area Conic*”. No arquivo projetado o cálculo da área foi feito com a função “*calculate geometry*”. Depois, quantificou-se o quanto do MPC estava sobreposto com as atividades humanas, usando a ferramenta “*measure an area*” com a unidade convertida em km².

5. RESULTADOS

As 77 saídas de campo totalizaram, 261,37 h de esforço amostral, durante o qual foram identificados 59 indivíduos, sendo 48 deles recapturados em mais de três ocasiões. Destes, 9 possuíam informações das posições geográficas de cada dia (Tabela 1).

Tabela 1: Indivíduos de boto-cinza (Sotalia guianensis) foto-identificados e utilizados para a estimativa de área de vida na baía de Sepetiba, RJ, com suas respectivas datas de captura e número de recapturas.

Código de indivíduos	Datas					Nº de Recaptura
SEP#113	23/11/2006	30/01/2007	08/03/2007			3
SEP#153	08/08/2006	16/11/2006	23/11/2006	30/01/2007	05/04/2007	5
SEP#234	15/08/2006	24/11/2006	08/02/2007	05/07/2007		4
SEP#270	08/08/2006	23/11/2006	30/01/2007			3
SEP#276	15/08/2006	30/01/2007	08/03/2007	05/04/2007		4
SEP#284	15/08/2006	30/01/2007	05/04/2007			3
SEP#301	16/11/2006	23/11/2006	30/01/2007			3
SEP#383	05/12/2006	30/01/2007	08/03/2007			3

De forma geral, o tamanho das áreas de vida dos indivíduos foto-identificados variou de 19,14 a 73,97 km², com uma média total de 42,60 ± 16,24 km², sobrepondo-se entre 7,85 a 20,60% com os múltiplos estressores antrópicos. A sobreposição com o canal dragado foi observada em todos os indivíduos. Dentre as oito áreas de fundeio presentes na região, 12,50% dos indivíduos sobrepueram suas áreas de vida com duas delas; 37,50% sobrepueram as suas áreas de vida com quatro; 50% com cinco; e 12,50% com seis.

O MPC do SEP#113 teve uma área de 32,30 km², sendo que 17,37% da área de vida se sobrepôs com as atividades humanas, ocupando 12,50% da área total da baía (Figura 3).

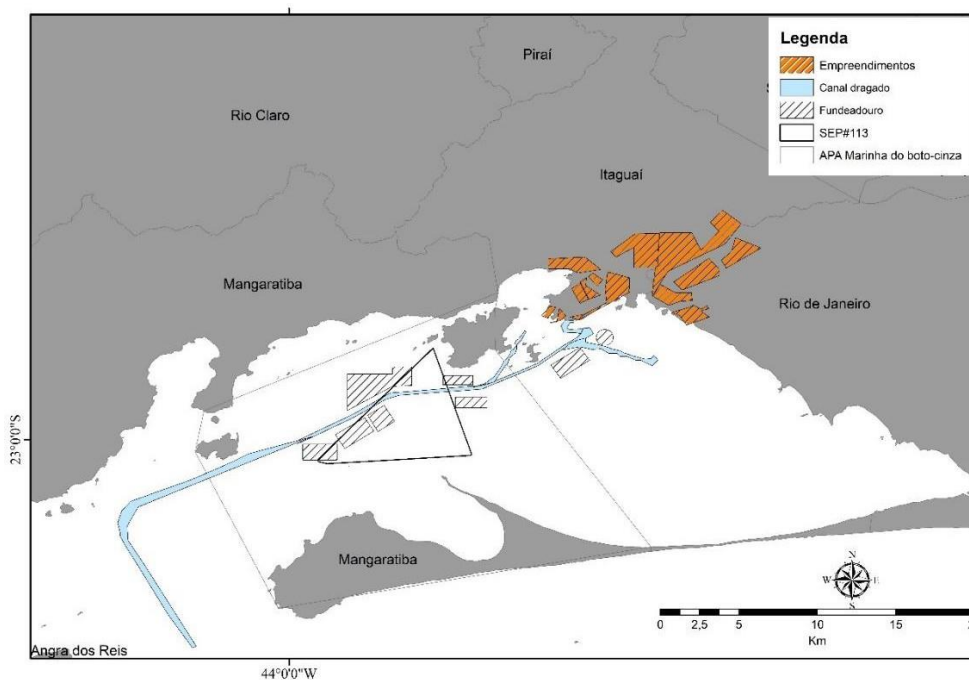


Figura 3: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#113 da espécie do boto-cinza, *S. guianensis*, na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.

O MPC do SEP#153 teve uma área de 44,50 km², sendo que 17,40% da área de vida se sobrepôs com as atividades humanas, ocupando 17,22% da área total da baía (Figura 4).

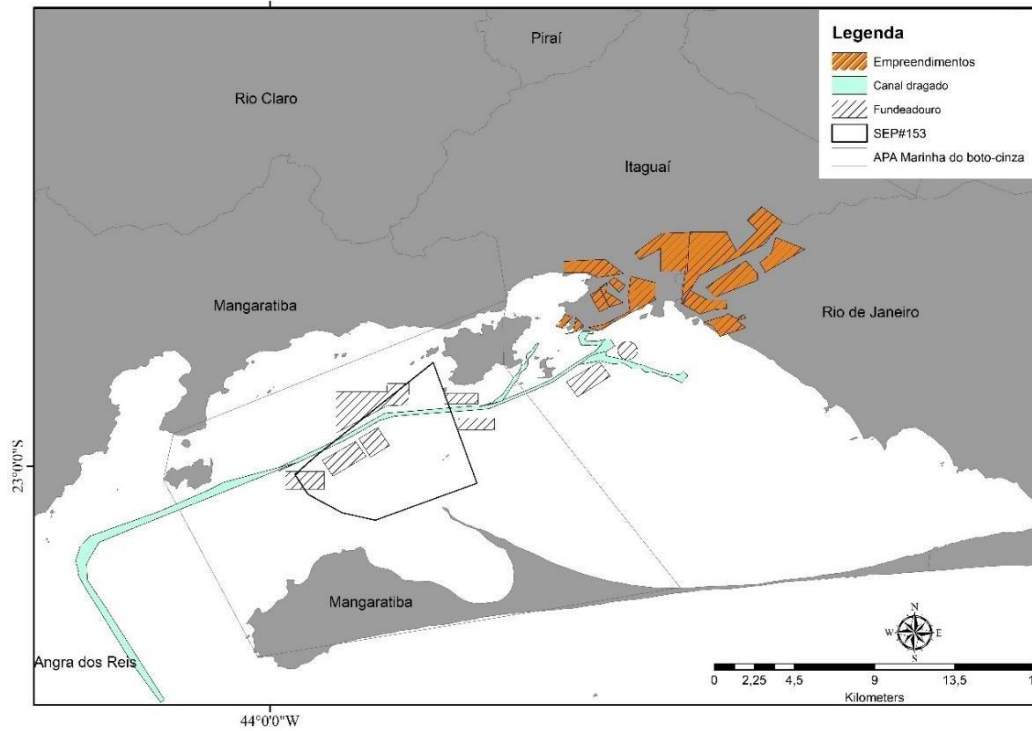


Figura 4: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#153 da espécie do boto-cinza, *S. guianensis*, na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.

O MPC do SEP#234 teve uma área de 73,97 km², sendo que 15,32% da área de vida se sobrepôs com as atividades humanas, ocupando 28,62% da área total da baía (Figura 5).

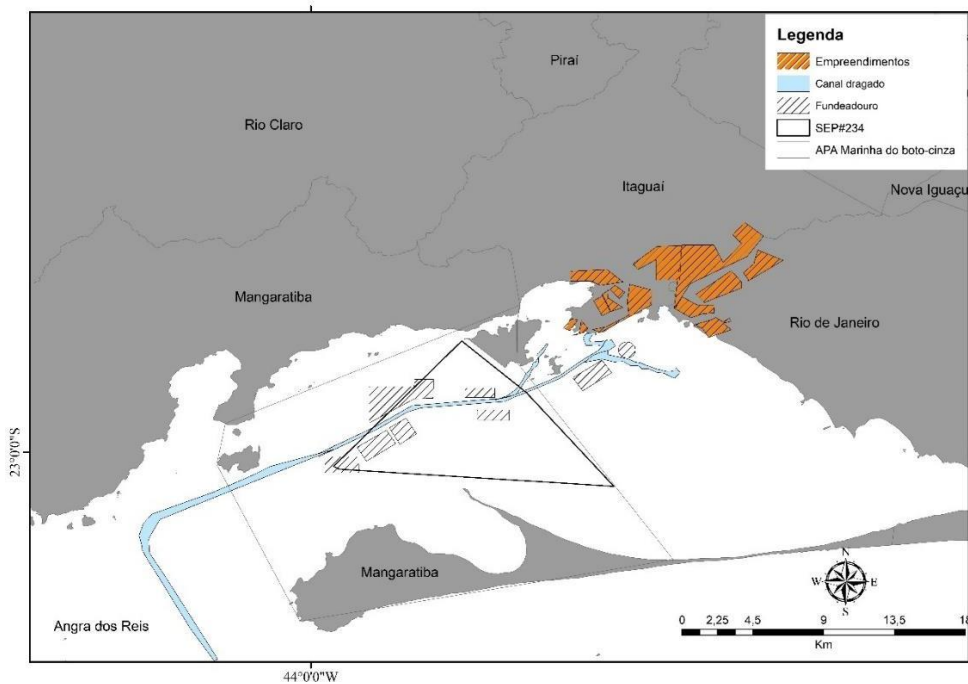


Figura 5: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#234 da espécie do boto-cinza, *S. guianensis*, na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.

O MPC do SEP#270 teve uma área de 44,60 km², sendo que 17,57% da área de vida se sobrepôs com as atividades humanas, ocupando 17,26% da área total da baía (Figura 6).

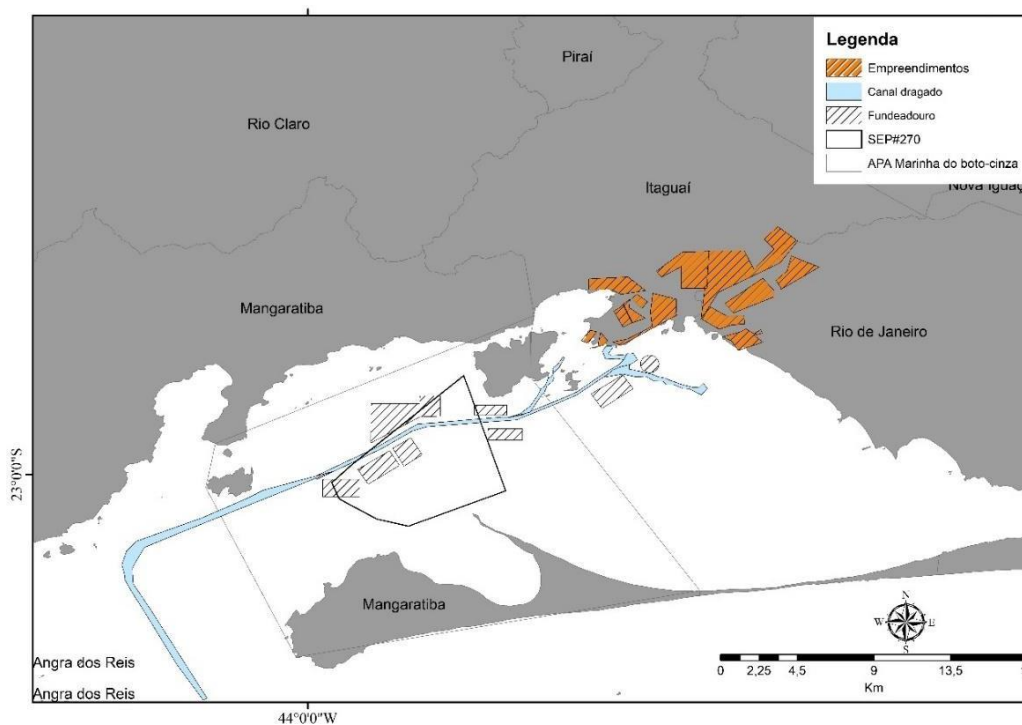


Figura 6: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#270 da espécie do boto-cinza, *S. guianensis*, na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.

O MPC do SEP#276 teve uma área de 53,24 km², sendo que 9,39% da área de vida se sobrepôs com as atividades humanas, ocupando 20,60% da área total da baía (Figura 7).

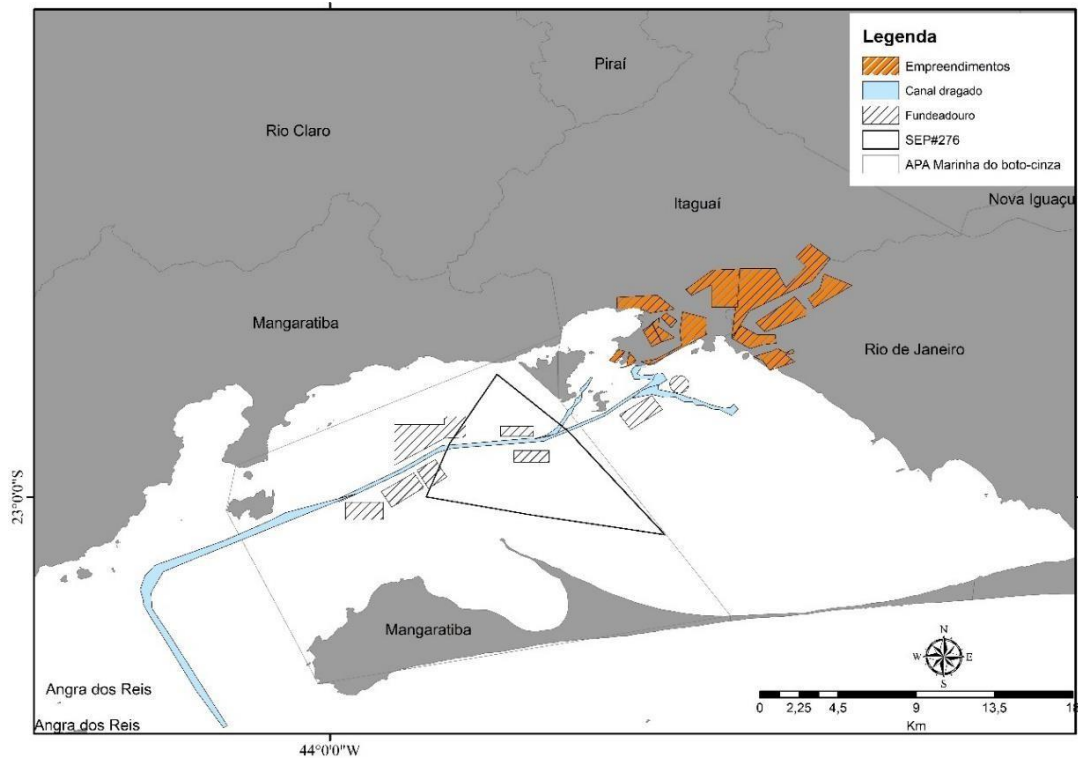


Figura 7: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#276 da espécie do boto-cinza, *S. guianensis*, na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.

O MPC do SEP#284 teve uma área de 51,87 km², sendo que 8,69% da área de vida se sobrepôs com as atividades humanas, ocupando 20,07% da área total da baía (Figura 8).

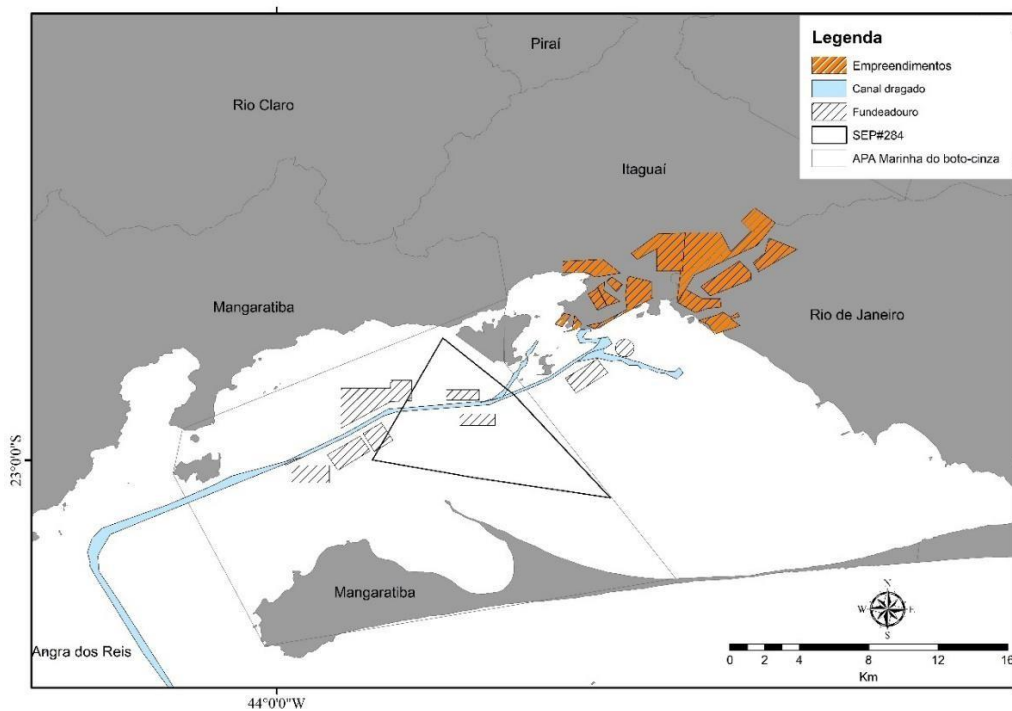


Figura 8: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#284 da espécie do boto-cinza, *S. guianensis*, na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.

O MPC do SEP#301 teve uma área de 32,31 km², sendo que 17,36% da área de vida se sobrepôs com as atividades humanas, ocupando 12,50% da área total da baía (Figura 9).

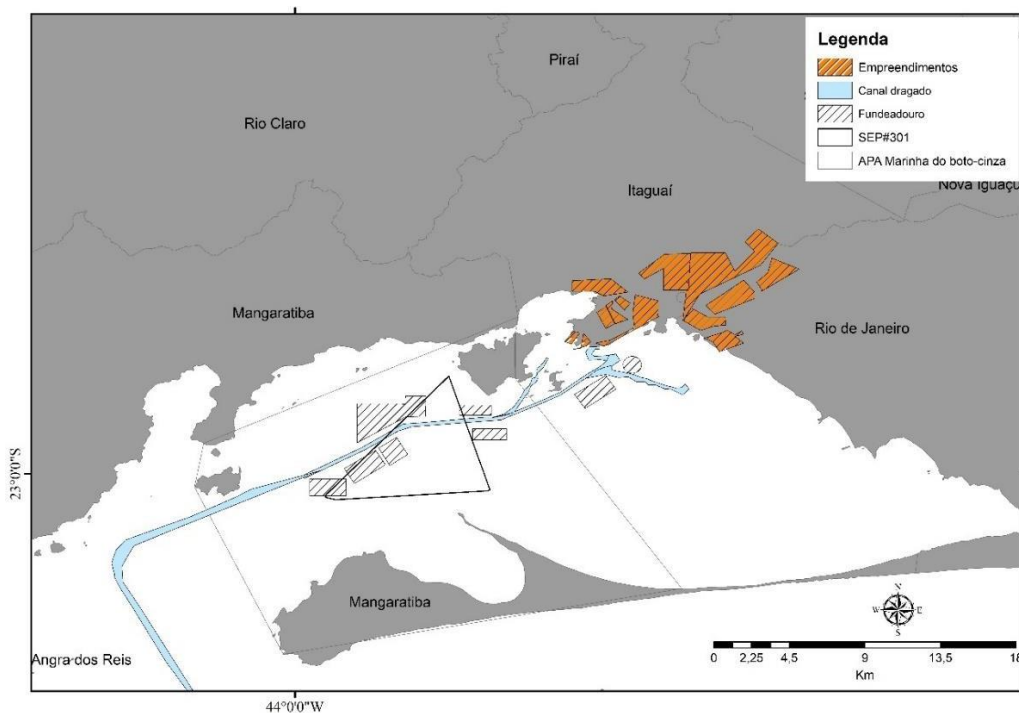


Figura 9: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#301 da espécie do boto-cinza, *S. guianensis*, na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.

O MPC do SEP#383 teve uma área de 19,14 km², sendo que 7,85% da área de vida se sobrepôs com as atividades humanas, ocupando 7,40% da área total da baía (Figura 10).

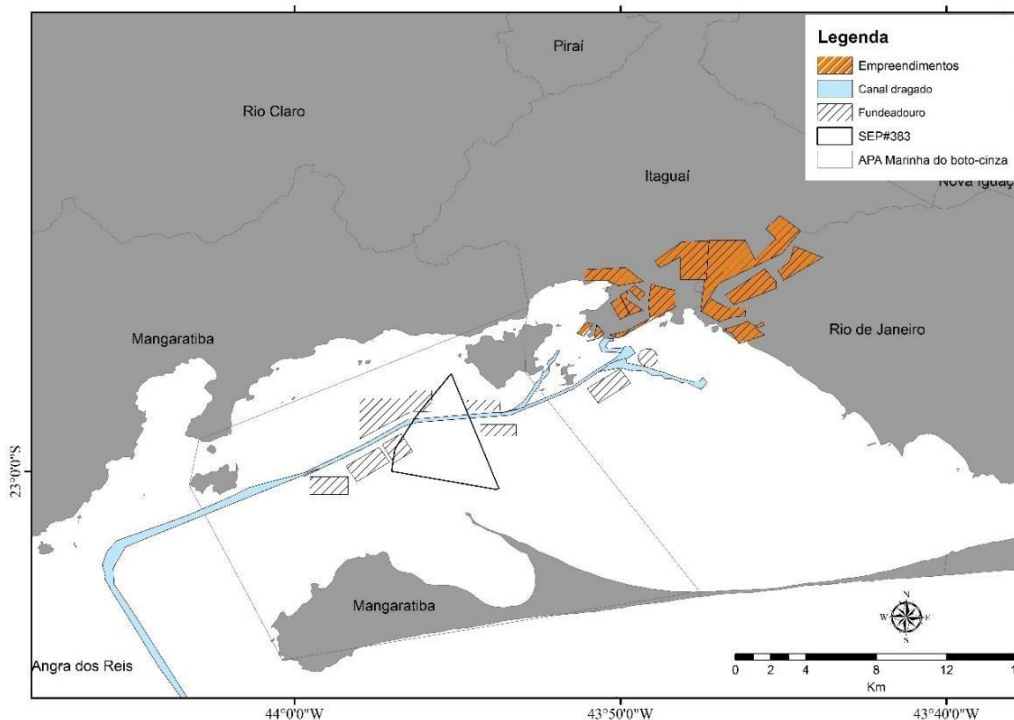


Figura 10: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#383 da espécie do boto-cinza, *S. guianensis*, na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.

O MPC do SEP#421 teve uma área de 31,50 km², sendo que 20,60% da área de vida se sobrepôs com as atividades humanas, ocupando 12,19% da área total da baía (Figura 11).

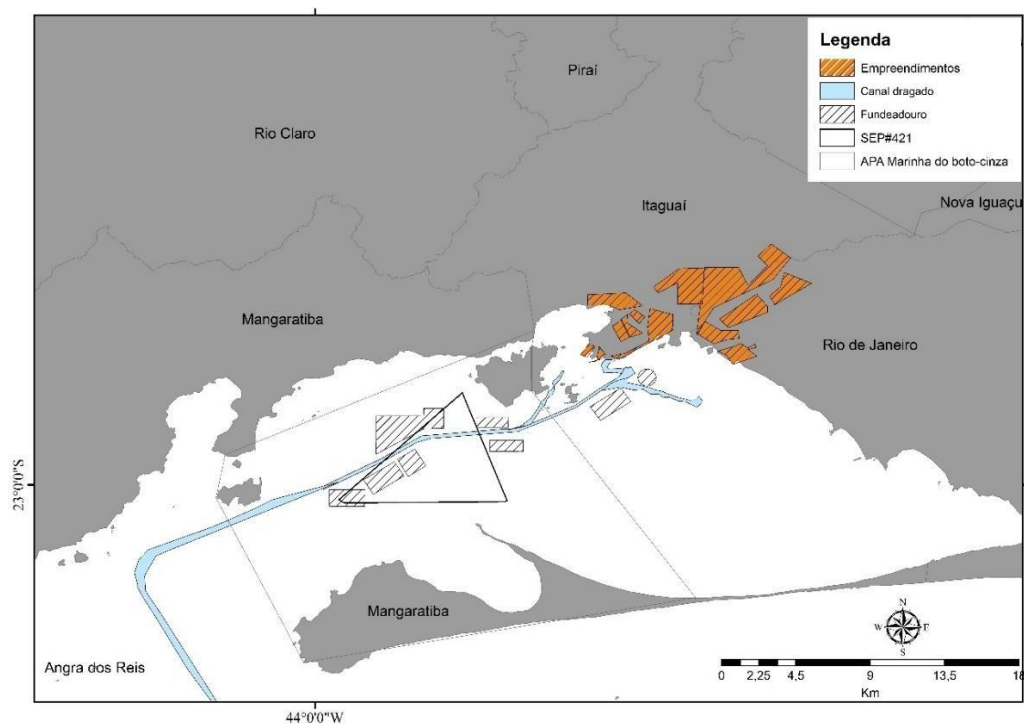


Figura 11: Mínimo Polígono Convexo do Indivíduo SEP#421 da espécie do boto-cinza, *S. guianensis*, na baía de Sepetiba, RJ, Brasil.

A Tabela 2 sintetiza as áreas de vida (MPC) estimadas para os indivíduos analisados, assim como os percentuais de sobreposição com estressores antrópicos e a proporção em relação à área total da baía de Sepetiba.

Tabela 2: Tamanho da área de vida calculada pelo Método do Mínimo Polígono Convexo - MPC, percentual de sobreposição com estressores antrópicos de canais de navegação e áreas de fundeio e proporção em relação à área total da baía de Sepetiba para os indivíduos de boto-cinza *S. guianensis* estudados.

Indivíduos	Área de vida (km²)	% sobreposição com estressores	% da área da baía
SEP#113	32,30	17,37%	12,50%
SEP#153	44,50	17,40%	17,22%
SEP#234	73,97	15,32%	28,62%
SEP#270	44,60	17,57%	17,26%
SEP#276	53,24	9,39%	20,60%
SEP#284	51,87	8,69%	20,07%
SEP#301	32,31	17,36%	12,50%
SEP#383	19,14	7,85%	7,40%
SEP#421	31,50	20,60%	12,19%

6. DISCUSSÃO

Os resultados indicaram que todos os indivíduos recapturados mais de três vezes estão sobrepondo suas áreas de vida com os canais e as áreas de fundeio. Isso pode indicar que essa região pode conter recursos alimentares em abundância. Estudos mostram que os botos-cinza tendem a utilizar a área do canal como estratégias de caça, para encurralar e capturar as presas com maior eficiência (Simão & Poletto, 2002; Nery et al., 2010;

Oliveira et al., 2013; Ribeiro-Campos et al., 2021). Entretanto, essa sobreposição com estressores antrópicos de canais e áreas de fundeio, expõe os botos a riscos como colisões, captura acidental, poluição acústica e alterações comportamentais (Nicol et al., 2020; Ávila et al., 2018; Maciel et al., 2023a), com potenciais impactos em sua estrutura social, e padrões de uso do habitat (Avila et al., 2018).

Os tamanhos das áreas de vida do boto-cinza na baía de Sepetiba, variou entre 19,14 km² e 73,97 km², com uma média de $42,60 \pm 16,24$ km². Esses valores estão dentro da ampla variação reportada para o boto-cinza em diferentes regiões de sua distribuição, porém tendem a ser relativamente elevados quando comparados a outros estudos realizados em estuários e baías do sul e sudeste do Brasil.

Em Cananéia SP, por exemplo, áreas de vida estimadas pelo método (MPC) variaram entre 2,2 a 43,8 km² (Oshima & Santos, 2016), enquanto na baía de Babitonga SC os valores oscilaram entre 2,05 a 32,70 km² (Schulze, 2012). No complexo estuarino de Paranaguá PR, foram registradas áreas ainda mais restritas, entre 1,52 a 21,24 km² pelo mesmo método (De Moura et al., 2021). Valores semelhantes aos observados em Sepetiba foram reportados apenas em sistemas mais amplos, como a baía do Norte SC, onde o MPC variou entre 9,80 e 77,08 km² (Wedekin et al., 2007).

Essas diferenças no tamanho das áreas de vida refletem, em grande parte, a combinação de fatores metodológicos, ecológicos e antrópicos de cada área. O método MPC, utilizado neste e nos estudos citados para comparação, tende a superestimar a área utilizada, pois é sensível a pontos extremos de deslocamento e por incluir áreas não necessariamente usadas de forma contínua (Ouellette & Cardille, 2011). Além disso, o número de recapturas e a distribuição temporal das observações influenciam diretamente o tamanho do polígono. Neste estudo, os indivíduos foram recapturados entre três e cinco ocasiões (Tabela 1), uma amostragem que, embora tenha permitido estimativas inéditas e válidas para a região, é limitada quando comparada a estudos de longo prazo com maior número de recapturas por indivíduo. Estudos com maior intensidade amostral e uso de métodos que estimam áreas de uso efetivo (ex., Kernel) tendem a revelar áreas centrais menores dentro de um polígono MPC mais amplo (Oshima & Santos, 2016).

Considerando esses aspectos metodológicos, a interpretação dos resultados deve também levar em conta as características ambientais e o contexto de pressão antrópica de cada sistema. A baía de Sepetiba é um sistema costeiro extenso (519 km²) e semi-fechado,

com oferta de recursos alimentares distribuída de forma heterogênea e sujeita a intensa pressão antrópica (Araújo et al., 2017a; Castelo et al., 2021). A necessidade de deslocamentos maiores pode estar associada à busca por áreas de concentração de recursos em um ambiente onde a produtividade pode estar comprometida pela contaminação histórica (Lailson-Brito et al., 2010; Brião et al., 2024) e pela degradação de habitats (Araújo et al., 2016). A sobreposição sistemática das áreas de vida com os canais de navegação e áreas de fundeio (7,85% a 20,60%) sugere que, apesar dos riscos, essas regiões são estrategicamente importantes para a alimentação, provavelmente em função da maior disponibilidade de presas (Simão & Poletto, 2002; Oliveira et al., 2013). Assim, os botos de Sepetiba podem estar realizando deslocamentos amplos para acessar zonas de forrageio produtivas, mesmo que localizadas em áreas de alto tráfego, o que contribuiria para áreas de vida de maior extensão.

Por outro lado, áreas como o Complexo Estuarino de Paranaguá, com menores áreas de vida reportadas (De Moura et al., 2021), podem apresentar uma distribuição de recursos mais concentrada ou acessível, reduzindo a necessidade de deslocamentos extensos. Da mesma forma, a variabilidade intra-populacional observada em Sepetiba (ex., indivíduo SEP#383 com 19,14 km² vs. SEP#234 com 73,97 km²) é comum em estudos de área de vida e pode ser atribuída a diferenças individuais como sexo, *status* reprodutivo, posição social e especialização comportamental (Börger et al., 2008; De Moura et al., 2021).

Diversos estudos demonstram que os efeitos do tráfego de navios, podem ser de curto prazo, como lesões, mudanças na velocidade de natação e respiração, mudanças no uso de habitats, comunicação, distância entre indivíduos e estado comportamental (Cecchetti et al., 2018; Lundquist et al., 2012; Meza et al., 2020), e de longo prazo, ruído gerado pelas embarcações, mudando os padrões de reprodução por causa de estresse na população e afastamento ou mudança do local de alimentação (Bejder et al., 2006), e perda ou dano auditivo, podendo ocorrer quando os níveis de ruído são excessivos (Maciel et al., 2023b).

A presença de navios em canais frequentados por cetáceos, representa uma ameaça significativa devido ao risco de colisões, especialmente em áreas de alta densidade populacional desses animais, como foi reportado para espécies golfinho nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) e boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Schoeman et al., 2020), baleia fin (*Balaenoptera physalus*), baleia Jubarte (*Megaptera novaeangliae*) e Cachalote

(*Physeter macrocephalus*) (Peltier et al., 2019) e baleia fin (*Balaenoptera physalus*) (Tort Castro et al., 2022). No caso da baía de Sepetiba, apesar de pouco frequentes, existem evidências que apontam para colisões entre barcos e boto-cinza (Nery et al., 2008; Zappes et al., 2010; Zappes et al., 2013). As colisões com embarcações são subestimadas, mas representam uma importante fonte de mortalidade não natural em cetáceos, especialmente para espécies que habitam áreas costeiras e de alto tráfego (Ritter & Panigada, 2019; Schoeman et al., 2020).

Outro problema associado é o ruído subaquático causado pelo tráfego de embarcações, que pode ter consequências graves para a comunicação dos cetáceos (Cunha et al., 2017). O ruído antropogênico pode impactar na comunicação dos golfinhos, dificultando na detecção de presa, encontro de parceiro reprodutivo, modificação do comportamento parental (Au, 2008; Nedelec et al., 2017; Pandit et al., 2021) e potencialmente, a coordenação de táticas de forrageamento e alimentação (Maciel et al., 2023a).

Estudos realizados na baía de Sepetiba indicam que a região próxima ao canal apresenta alto nível de ruído (Maciel et al., 2023b) e que nos últimos 20 anos a taxa de emissão sonora diminuiu em mais de 90%, em decorrência dos múltiplos impactos antrópicos na baía, incluindo a poluição acústica (Maciel et al., 2023a). Embora tais evidências sejam posteriores ao período amostral deste estudo (2006 e 2007), é plausível que atividades antrópicas como navegação e operações portuárias já gerassem pressão sonora naquela década, uma vez que a intensificação do tráfego marítimo e industrial na baía é um processo histórico que remonta às décadas anteriores (Araújo et al., 2017a; Castelo et al., 2021).

Os resultados aqui apresentados demonstram que, já no período anterior à intensificação recente do tráfego e do ruído, os botos-cinza utilizavam áreas próximas aos canais, possivelmente em função da disponibilidade de recursos alimentares. Em consequência, foi demonstrado que embora eles utilizem as áreas próximas dos canais, eles se comunicam entre si com maior frequência em áreas menos ruidosas, mais afastadas do canal (Maciel et al., 2023b).

De modo semelhante, Marcondes et al. (2025) constataram impactos análogos no Complexo Estuarino de Paranaguá, onde botos-cinza expostos a elevados níveis de ruído em áreas portuárias apresentaram uma redução de até 79% na taxa de assobios durante

períodos de maior intensidade sonora, evidenciando que a intensa atividade antrópica compromete a comunicação entre os indivíduos. O aumento significativo no tráfego de embarcações na área, resulta no aumento da poluição sonora, dado que a navegação é a principal fonte de ruído antropogênico na paisagem sonora das áreas costeiras (Hildebrand, 2009).

Além disso, o potencial abandono de áreas devido à perturbação constante também foi reportado. Por exemplo, a toninha-sem-barbatanas (*Neophocaena asiaorientalis*) do rio Yangtzé, China, mudou sua distribuição, afastando-se de áreas com intensa atividades marítimas devido aos impactos causados pelos tráfegos de embarcações (Mei et al., 2021). Da mesma forma, os golfinhos corcundas do Indo-Pacífico (*Sousa chinensis*) da Ilha de Lantau, Hong Kong, apresentaram uma mudança em sua distribuição, afastando-se de áreas anteriores ocupadas de alimentação e reprodução (Piwetz et al., 2021). Golfinhos-de-Hector (*Cephalorhynchus hectori*) de Aotearoa, Nova Zelândia, também se afastaram de locais importantes de alimentação, devido ao aumento do tráfego de embarcações (Carome et al., 2022). A mudança de comportamento e permanência dos cetáceos em suas áreas de residência pode desequilibrar ecossistemas marinhos, já que eles desempenham um papel crucial na manutenção da biodiversidade.

Por fim, a interrupção de comportamentos naturais, como o cuidado parental ou a caça coordenada, pode ser desencadeada pela presença constante de navios. A necessidade de desviar de embarcações ou estresse constante pode reduzir o tempo dedicado a atividades vitais, podendo afetar a dinâmica populacional. Medidas como a redução da velocidade de navegação, e a regulação do tráfego de embarcações em áreas de alta sobreposição com as áreas de vida do boto-cinza são amplamente reconhecidas como estratégias eficazes para mitigar os impactos cada vez mais negativos nas populações de cetáceos costeiros (Tardin et al., 2020).

Apesar de múltiplos estressores antrópicos ocorrerem dentro da APA Marinha do Boto-Cinza (2014), os dados utilizados neste estudo antecedem a sua criação e, portanto, não permitem avaliar diretamente a sua efetividade na proteção das áreas de vida dos botos-cinza. No entanto, a sobreposição espacial aqui identificada entre as áreas de vida e zonas de intensas atividades antrópicas oferece uma linha de base histórica para futuros monitoramentos que avaliem se a APA tem reduzido os impactos sobre a população de botos.

Ainda assim, a sobreposição observada entre as áreas de vida estimadas e regiões que hoje se encontram parcial ou totalmente inseridas na APA indica que essas áreas já eram relevantes para o boto-cinza antes do estabelecimento da unidade. Dessa forma, os resultados fornecem subsídios importantes para análises comparativas futuras, que poderão investigar se a criação da APA contribuiu para reduzir pressões antrópicas ou alterar padrões de uso do habitat ao longo do tempo.

A partir dessa perspectiva, embora não seja possível inferir efeitos da APA sobre o boto-cinza, a unidades de conservação apresenta potencial de proteger parcialmente a área de vida dos indivíduos que se encontram dentro dela. A eficácia das AMP para a proteção da biodiversidade tem sido amplamente discutida, e sua efetividade pode variar consideravelmente entre regiões e contextos de gestão (Agardy, 2018). Em escala global, estima-se que apenas 21,6% da área de distribuição do boto-cinza esteja inserida em AMPs (Tardin et al., 2025). Entretanto, em escalas locais, algumas delas têm a capacidade de proteger de forma mais significativa, como é o caso em Santa Catarina na APA Anhatomirim (Wedekin et al., 2002).

Em outras regiões do mundo, golfinhos-nariz-de-garrafa, *T. truncatus*, no nordeste da Escócia (Bailey & Thompson, 2009), no santuário de Pélagos, no Mar Mediterrâneo (Gnone et al., 2011) e ao sul do Quênia, na África Oriental (Pérez-Jorge et al., 2016) possuem suas áreas sobrepostas com AMP e, portanto, com maior potencial de proteção do seu habitat.

Apesar disso, os estudos recentes sobre a população de botos-cinza na baía de Sepetiba têm mostrado que a maior parte da população de boto-cinza continua usando a região próxima ao canal e das áreas do fundeio, apesar da redução do nível de adequabilidade (Leal, 2024).

Embora tenhamos conseguido atingir o objetivo geral de determinar a área de vida do boto-cinza *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) e sua relação com as atividades humanas, bem como os objetivos específicos de identificar o tamanho dessas áreas e quantificar a porcentagem de sua sobreposição com as atividades antrópicas, é necessário avaliar as limitações da presente dissertação. A primeira é o baixo número de indivíduos recapturados, em que se baseou as nossas análises com dados georreferenciados, todos recapturados entre três e cinco vezes. Essa amostragem limitada pode subestimar a variabilidade individual no uso do espaço, uma vez que a área de vida pode ser

influenciada por fatores como *status* reprodutivo e disponibilidade de recursos. Entretanto, não existem informações sobre a área de vida de botos-cinza na região, representando um primeiro passo para entender esse importante parâmetro ecológico. Outra limitação está relacionada com dados históricos e possíveis mudanças recentes, considerando que os dados utilizados foram coletados entre 2006 e 2007, e a baía de Sepetiba passou por transformações significativas nas últimas décadas, incluindo o aumento do tráfego portuário, poluição e degradação ambiental. Essas alterações podem ter impactado a distribuição e o comportamento dos botos-cinza. Entretanto, dados recentes indicam que essas áreas continuam sendo usadas de forma intensa pela população (Leal, 2024; Cezimbra et al., 2025).

Apesar dessas limitações, os resultados fornecem *insights* valiosos sobre a sobreposição entre as áreas de vida dos botos-cinza e múltiplos estressores antrópicos, destacando a necessidade de medidas de conservação. No entanto, recomenda-se cautela na generalização dos resultados, bem como a realização de estudos futuros com amostragens mais abrangentes. A inclusão de dados recentes e a ampliação do esforço amostral seriam essenciais para fortalecer as conclusões e orientar políticas de manejo mais eficazes.

Portanto, pode-se concluir que os resultados confirmam que a baía de Sepetiba é um ambiente crítico para a sobrevivência do boto-cinza, mas também um local de conflito direto com múltiplos estressores antrópicos. A conservação da população exige um equilíbrio entre desenvolvimento econômico e conservação ambiental, com ações baseadas em ciência e gestão participativa. Este trabalho reforça a urgência de políticas públicas que integrem pesquisa científica, planejamento territorial e envolvimento comunitário para assegurar a coexistência sustentável entre humanos e cetáceos nesse ecossistema costeiro.

7. CONCLUSÃO

Os botos-cinza analisados apresentaram áreas de vida que variaram entre 19,14 km² e 73,97 km², cuja variação pode estar relacionada a diferenças individuais, como estratégias de forrageamento, sexo, disponibilidade de recursos e interações sociais.

Todos os indivíduos estudados apresentaram sobreposição entre suas áreas de vida e zonas de estressores antrópicos, principalmente canais de navegação e áreas de fundeio de embarcações, com percentuais que variaram de 7,85% a 20,60%. Essa sobreposição

sugere que os botos utilizam regiões estratégicas para alimentação, mesmo em áreas com alto tráfego marítimo, o que aumentaria os riscos como colisões, poluição sonora e contaminação química.

Recomendações

Recomenda-se estabelecer zonas de redução de velocidade nas áreas de maior ocorrência de botos-cinza, especialmente nos canais de navegação e regiões de fundeio, para diminuir o risco de colisões e reduzir o ruído subaquático. A implementação dessas ações deve ocorrer no âmbito de uma gestão integrada da zona costeira, envolvendo órgãos competentes pela navegação e pelo ordenamento do tráfego marítimo, como a Autoridade Portuária e a Marinha do Brasil, e não exclusivamente no escopo de atuação da APA Marinha do Boto-Cinza.

É importante que se intensifique a fiscalização para impedir atividades ilegais, como pesca predatória, descarte de resíduos e derramamento de contaminantes e poluentes, que ameaçam diretamente a população de boto-cinza. Por fim, é importante continuar com o monitoramento da população local de botos-cinza para detectar mudanças populacionais e comportamentais, especialmente após eventos de mortalidade ou aumento da pressão antropogênica.

8. CONTRIBUIÇÕES ATRELADAS A DISSERTAÇÃO

8.1. Importância social

Esta dissertação contribui significativamente para a sensibilização e o engajamento das comunidades costeiras e das partes envolvidas na baía de Sepetiba. Ao evidenciar a sobreposição entre as áreas de vida do boto-cinza e as atividades humanas, o estudo destaca a necessidade de políticas públicas que promovam a coexistência sustentável entre o desenvolvimento econômico e a conservação da biodiversidade. Além disso, a divulgação dos resultados em eventos acadêmicos e meios de comunicação amplia o acesso ao conhecimento, fomentando uma maior participação social na preservação do ecossistema marinho.

8.2. Importância econômica

Os resultados deste trabalho fornecem subsídios para a implementação de medidas que equilibrem as atividades portuárias e industriais com a conservação do boto-cinza, assegurando a sustentabilidade dos recursos marinhos a longo prazo. A criação de zonas

de redução de velocidade e a revisão do plano de manejo da Área de Proteção Ambiental (APA) podem minimizar conflitos e reduzir custos associados a multas ambientais e perdas de biodiversidade. Além disso, a proteção do boto-cinza, espécie emblemática da região, pode impulsionar o ecoturismo, atraindo visitantes e gerando oportunidades econômicas para as comunidades locais. A manutenção de um ecossistema saudável também é crucial para a pesca artesanal, que depende diretamente da saúde dos estoques pesqueiros associados às áreas utilizadas pelos botos.

8.3. Importância ambiental

A dissertação reforça o papel do boto-cinza como espécie-chave para a saúde do ecossistema marinho-costeiro da baía de Sepetiba. Ao mapear as áreas de vida e sua sobreposição com atividades humanas, o estudo identifica zonas críticas para a conservação, auxiliando na priorização de ações de mitigação. A proteção dessas áreas beneficia não apenas os botos-cinza, mas também outras espécies marinhas que compartilham o mesmo habitat, promovendo a biodiversidade e a resiliência ecossistêmica. Além disso, a pesquisa alerta para os impactos cumulativos da poluição sonora, química e do tráfego de embarcações, destacando a urgência de medidas que reduzam essas pressões. A conservação do boto-cinza, portanto, serve como um indicador da qualidade ambiental e como um catalisador para a implementação de políticas mais amplas de proteção marinha.

9. REFERÊNCIAS

- Agardy, T. (2018). Justified ambivalence about MPA effectiveness. *ICES Journal of Marine Science*, 75, 1183–1185. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx083>
- Altmann, J. (1974). Observational study of behavior: sampling methods. *Behavior*, v. 49, n. 3-4, p. 227-267.
- Araújo, A.C.P.S. (2012). Dieta do Boto-Cinza (*Sotalia guianensis* van Benédén, 1864) (Cetacea: Delphinidae) na região da Baía de Sepetiba, (RJ). 2012. 100f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Araújo, D.F., Peres, L.G., Yopez, S., Mulholland, D.S., Machado, W., Tonhá, M., and Garnier, J. (2017a). Assessing man-induced environmental changes in the Sepetiba Bay (Southeastern Brazil) with geochemical and satellite data. *Comptes Rendus Geoscience* 6-7: 290-298.
- Araújo, F. G., de Azevedo, M. C. C., & Guedes, A. P. P. (2016). Inter-decadal changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 3, 107-118.
- Araújo, F. G., Pinto, S. M., Neves, L. M., & de Azevedo, M. C. C. (2017b). Inter-annual changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil: What can be inferred from anthropogenic activities? *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 102-113.
- Au, W.W. & Hastings, M. C. (2008). *Principles of marine bioacoustics* (Vol. 510). New York: Springer.
- Avila, I. C.; Kaschner, K.; Dormann, C. F. (2018). Current global risks to marine mammals: Taking stock of the threats. *Biological Conservation*, n. 221, p. 44–58.
- Bailey, H., & Thompson, P.M. (2009). Using marine mammal habitat modelling to identify priority conservation zones within a marine protected area. *Marine Ecology Progress Series*, 378, 279–287. <https://doi.org/10.3354/meps07887>.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H. & Gales, N. (2016). Interpreting short-term behavioural responses to disturbance within a longitudinal perspective. *Animal Behaviour*. v.72, n.5, p. 1149-1158.

Berta, A., Sumich, J. L., and Kovacs, K. M. (2015). Marine mammals: evolutionary biology, 738.

Börger, L., Dalziel, B. D., & Fryxell, J. M. (2008). Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. *Ecology letters*, 11(6), 637-650.

Bossart, G. D. (2011). Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. *Veterinary Pathology*, v. 48, n. 3, p. 676-690. <https://doi.org/10.1177/0300985810388525>.

Brião, J. A., M. Vannuci-Silva, E. B. Santos-Neto, et al. (2024). “Back on Top: Resuspended by Dredging and Other Environmental Disturbances, Organochlorine Compounds May Affect the Health of a Dolphin Population in a Tropical Estuary, Sepetiba Bay.” *Environmental Pollution* 348: 123788. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123788>.

Burt, W.H. (1943). Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, 24: 346 – 352.

Caldeira, A. Q., De Paula, J. C., Reis, R. P., & Giordano, R. G. (2017). Structural and functional losses in macroalgal assemblages in a southeastern Brazilian bay over more than a decade. *Ecological Indicators*, 75, 242-248.

Carome, W., Rayment, W.J., Slooten, E., Bowman, M.H., & Dawson, S.M. (2022). Vessel traffic influences distribution of Aotearoa New Zealand's endemic dolphin (*Cephalorhynchus hectori*). *Marine Mammal Science*.

Carr, T., & Bonde, R. K. (2000). Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) occurs in Nicaragua, 800 km north of its previously known range. *Marine Mammal Science*, 16(2), 447-452.

Castelo, W. F. L., Martins, M. V. A., de Lima Ferreira, P. A., Figueira, R., da Costa, C. F., da Fonseca, L. B., ... and Guerra, J. V. (2021). Long-term eutrophication and contamination of the central area of Sepetiba Bay (SW Brazil). *Environmental Monitoring and Assessment* 193: 1-27.

Cecchetti, A., Stockin, K. A., Gordon, J., & Azevedo, J. M. (2018). Short-term effects of tourism on the behaviour of common dolphins (*Delphinus delphis*) in the Azores. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(5), 1187-1196.

Cezimbra, T., Leal, M. L. S. B., Parpinelli, G. A., Anibolet, D., Maricato, G., Maciel, I. S., Lodi, L., & Tardin, R. H. (2025). Living Under Pressure: Suitable Areas for an Endangered Coastal Dolphin Overlap With Intense Human Activities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 35, n. 6, p. e70156. <https://doi.org/10.1002/aqc.70156>.

Cobarrubia-Russo, S. E., Barreto-Esnal, G. R., Molero-Lizarraga, A. E., & Mariani-Di Lena, M. A. (2020). Individual home ranges of *Tursiops truncatus* and their overlap with ranges of *Stenella frontalis* and fishermen in Aragua, Venezuela, South Caribbean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1–10. <https://doi.org/10.1017/s0025315420000557>.

Cordes, E. E., Jones, D. O. B., Schlacher, T. A., Amon, D. J., Bernardino, A. F., Brooke, S., Carney, R., DeLeo, D. M., Dunlop, K. M., Escobar-Briones, E. G., Gates, A. R., Génio, L., Gobin, J., Henry, L.-A., Herrera, S., Hoyt, S., Joye, M., Kark, S., Mestre, N. C., ... Witte, U. (2016). Environmental impacts of the deep-water oil and gas industry: a review to guide management strategies. *Frontiers in Environmental Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00058>.

Costa, M. E. B., Le Pendu, Y., & Neto, E. M. C. (2012). Comportamento de *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae) e conhecimento etnoecológico de pescadores artesanais de Canavieiras, Bahia, Brasil. *J Etnobiologia Etnomedicina* 8, 18. <https://doi-org.ez30.periodicos.capes.gov.br/10.1186/1746-4269-8-18>.

Cremer, M. J., Pinheiro, P. C., & Simões-Lopes, P. C. (2012). Prey consumed by Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) and franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine environment in southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 102(2), 131-137.

Cunha, H. A., Santos-Neto, E. B., Carvalho, R. R., Ikeda, J. M., Groch, K. R., Díaz-Delgado, J., Guari, E.B., Brião, A.J., Oliveira, R.B., Flach, L., Bisi, T.L., Catão-Dias, J.L., Azevedo, A.F. & Lailson-Brito Jr, J. (2021). Epidemiological features of the first Unusual Mortality Event linked to cetacean morbillivirus in the South Atlantic (Brazil, 2017–2018). *Marine Mammal Science*, 37(4), 1375-1390.

Cunha, I., Freitas, L., Alves, F., Dinis, A., Ribeiro, C., Nicolau, C., ... & Formigo, N. (2017). Marine traffic and potential impacts towards cetaceans within the Madeira EEZ. *J. Cetacean Res. Manage.*, 16, 17-28.

Da Silva, L.C., Martins, M.V.A., Castelo, W.F.L., Saibro, M.B., Rangel, D., Pereira, E. et al. (2022). Trace metals enrichment and potential ecological risk in sediments of the Sepetiba Bay (Rio de Janeiro, SE Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, 177, 113485. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113485>.

Da Silva, V.M.F. & Best, R. C. (1996). *Sotalia fluviatilis*. *Mammalian Species*, n. 527, p. 1-7.

De Jesus Lobo, A., Wedekin, L. L., Sobral-Souza, T., and Le Pendu, Y. (2021). Potential distribution of Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*): a coastal-estuarine and tropical habitat specialist. *Journal of Mammalogy* 102(1): 308-318.

De Moura, S. P., Cantor, M., Broadhurst, M. K., & Domit, C. (2021). Environmental and behavioral factors influencing individual variation in spatial use by Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*). *Journal of Mammalogy*, 102(4), 1009-1019. <https://doi.org/10.093/jmammal/gyab056>.

Di Benedetto, A. P. M., & Siciliano, S. (2007). Stomach contents of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) from Rio de Janeiro, south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87(1), 253-254.

Domit, C., de Miranda, A.V., Azevedo, A., Costa, A. F., Meirelles, C. O., Farro, A. P., Bracarense, A. P. L., Barreto, A. S., Zaccaron, S., Andrioo, A., et al. (2021). Progress Report of the *Sotalia guianensis* Intersessional Group: status of the Current Knowledge and Action Plan. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/352409783_Report_of_the_Sotalia_guianensis_Pre-Assessment_Workshop_Main_Results_and_Status_of_Current_Knowledge.

Acessado em 25/08/2024.

Dupaix, A, Dagorn, L. Deneubourg, J.L. (2024). Capello M. Quantifying the impact of habitat modifications on species behavior and mortality: A case study of tropical tuna. *Ecol Appl*. 2024 Oct;34(7): e3018. <https://doi.org/10.1002/eap.3018>.

- Ehrlén, J., and Morris, W. F. (2015). Predicting changes in the distribution and abundance of species under environmental change. *Ecol Lett* 18, 303–314. <https://doi.org/10.1111/ele.12410>.
- Flach, L., Flach, P., & Chiarello, A. G. (2008). Density, abundance and distribution of the Guiana dolphin, (*Sotalia guianensis* van Benéden, 1864) in Sepetiba Bay, Southeast Brazil. *J. Cetacean Res. Manage.* <https://doi.org/10.47536/jcrm.v10i1.657>.
- Flores, P. A. & Da Silva, V. M. (2009). Tucuxi and Guiana dolphins: *Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis*. In Perrin, W. F., Würsig, B., and Thewissen, J. G. M. (Eds.). Encyclopedia of Marine Mammals. *Academic Press*, pp. 1024-1027.
- Gnone, G., Bellingeri, M., Dhermain, F., Dupraz, F., Nuti, s., Bedocchi, D., ... Wurtz, M. (2011). Distribution, abundance, and movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pelagos Sanctuary MPA (north-west Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21, 372–388. <https://doi.org/10.1002/aqc>.
- Hayne, D. W. (1949). Calculation of size of home range. *Journal of Mammalogy* 30:1–18.
- Hazen, E. L. et al. (2019). Marine top predators as climate and ecosystem sentinels. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 17, n. 10, p. 565–574, 4 dez.
- Hildebrand, J. A. (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 395, 5-20.
- Hoyt, E. (2011). *Marine Protected Areas for Whales, Dolphins and Porpoises: A world Handbook for Cetacean Habitat Conservation*. 2ª Ed. Earthscan, Londres e Nova York, p.477. ISBN: 978-1-84407-762-5 and 978-1-84407-763-2.
- ICMBio. (2018). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (Vol. II). Brasília: Mamíferos.
- IPBES. (2018). The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas. In: Rice, J., Seixas, C.S., Zaccagnini, M.E., Bedoya-Gaitán, M. & Valderrama, N. (Eds.) Secretariat of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. Bonn, Germany, p. 656. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3236252>.

IPBES. (2019). Intergovernmental Science-Policy Platform On Biodiversity And Ecosystem Services. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science. Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Alemanha: IPBES secretariat. 56 p.

IPCC. (2023). *Climate Change 2022 - impacts, adaptation and vulnerability*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>.

IUCN, (2022). IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2022-2. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acessado em 04/09/2024.

Karczmarski, L., Cockcroft, V.G., & Mclachlan, A. (2000). Habitat-use and preferences of Indo-Pacific Humpback dolphins *Souza chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Mar. Mamm. Sci.*, vol. 16, no. 1, p. 65-79.

Kinguari, D. M. A., Maricato, G., Maciel, I. S., & Tardin, R. H. (2025). Can an outbreak of Morbillivirus affect the social structure of the Guiana Dolphin (*Sotalia guianensis*)? A case study of the population of Sepetiba Bay in Southeastern Brazil. *Oecologia Australis*. 29(1):69–79. <http://doi.org/10.4257/oeco.2025.2901.05>.

Kiszka, J.J., Woodstock, M. S., & Heithaus, M. R. (2022). Functional roles and ecological importance of small cetaceans in aquatic ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.803173>.

Lacerda, L. D., Pfeiffer, W. C., & Fiszman, M. (1987). Metais pesados na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Ciência e Cultura*, 39, 921–927.

Lacerda, L. D., Ribeiro, M. G., & Pereira, M. G. (1993). Mercury accumulation in sediments of a tropical bay: Sepetiba Bay, Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 51, 384–391. <https://doi.org/10.1007/BF00196674>.

Lailson-Brito, J., Dorneles, P. R., Azevedo-Silva, C. E., Azevedo, A. F., Vidal, L. G., Zanelatto, R. C., Lozinski, C.P.C., Azeredo, A., Fragoso, A.B.L., Cunha, H.A., Torres, J.P.M. & 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.

Leal, M. L. S. B. (2024). O que mudou em 20 anos no uso do habitat pelo boto-cinza em uma baía antropizada? 2024. 49 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas –

Biodiversidade Neotropical) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Li, W., Teng, Y., Zhang, M., Shen, Y., Liu, J., Qi, J., Wang, X., Wu, R., Li, J., Garber, P., & Li, M. (2023). Atividade humana e mudanças climáticas aceleram o risco de extinção de primatas não humanos na China. *Biologia da Mudança Global*, 30. <https://doi.org/10.1111/gcb.17114>.

Libralato, S.; Christensen, V.; Pauly, D. (2006). A method for identifying keystone species in food web models. *Ecological Modelling*, v. 195, n. 3–4, p. 153–171.

Lima, J.Y.; Carvalho, A.P.M.; Azevedo, C.T.; Barbosa, L.A.; Silveira, L.S. (2016). Variation of Age and Total Length in *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), on the Coast of Espírito Santo State, Brazil. *Braz. J. Biol.* 77, 437–443.

Lodi, L., & Borobia, M. (2013). *Baleias, botos e golfinhos do Brasil: guia de identificação*. Technical Books Editora.

Lodi, L., & Hetzel, B. (1998). Grandes agregações do boto-cinza (*Sotalia fluviatilis*) na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. *Bioikos*, 12(2).

Lundquist, D., Gemmell, N. J., & Würsig, B. (2012). Behavioral responses of Dusky dolphin groups (*Lagenorhynchus obscurus*) to tour vessels off Kaikoura, New Zealand. *PloS one*, 7(7), e41969.

Maciel, I. S., Maricato, G., Marqui, L., Anibolet, D., Belderrain, T., Figueiredo, L. D., França, S., Oliveira, B., Alves, M. A. S., Tardin, R. H. (2023a). 20 Years of Research on the Guiana Dolphin Population of Sepetiba Bay, Southeastern Brazil: What Has changed? *Aquat. Conserv. Mar. Freshw Ecosyst.* 33, 940-954.

Maciel, I.; Belderrain, T.; Alves, M.A.S.; Tardin, R. (2023b). Stay Here, but Keep Quiet: The Effects of Anthropogenic Noise on Guiana Dolphins (*Sotalia guianensis*) in Southeastern Brazil. *Mar. Biol.* 170, 165.

Maglietta, R., Renó, V., Caccioppoli, R., Seller, E., Bellomo, S., Santacesaria, F.C., Colella, R., Cipriano, G., Stella, E., Hartman, K.L., Fanizza, C., Dimauro, G., & Carlucci, R. (2020). Convolutional Neural Networks for Risso's Dolphins Identification. *IEEE Access*, 8, 80195-80206. <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2020.2990427>.

- Mancia, A. (2018). On the Revolution of Cetacean Evolution. *Marine genomics*, 41, 1-5. <https://doi.org/10.1016/j.margen.2018.08.004>.
- Marcondes, D. S., Domit, C., & Cantor, M. (2025). Guiana Dolphin (*Sotalia guianensis*) acoustic behavior differs under different noise conditions. *Journal of Mammalogy*, gyaf029.
- Marques, W. S., Monna, F., Da Silva Filho, E. V., Fernex, F., & Simões Filho, F. F. L. (2006). Chronology of anthropogenic impacts in Sepetiba Bay (Brazil). *Journal of Paleolimnology*, 35, 303–322. <https://doi.org/10.1007/s10933-005-1332-8>.
- Mei, Z., Han, Y., Turvey, S., Liu, J., Wang, Z., Nabi, G., Chen, M., Lei, P., Hao, Y., Wang, K., Barlow, J., & Wang, D. (2021). Mitigating the effect of shipping on freshwater cetaceans: The case study of the Yangtze finless porpoise. *Biological Conservation*, 257, 109132. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2021.109132>.
- Mello, F.V., Cunha, S.C., Fogaça, F.H., Alonso, M.B., Torres, J.P.M. & Fernandes, J.O. (2022). Occurrence of pharmaceuticals in seafood from two Brazilian coastal areas: implication for human risk assessment. *Science of the Total Environment*, 803, 149744. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149744>.
- Mello, T. N. (2017). Impacto do fluxo de embarcações sobre o comportamento do Boto Cinza (*Sotalia guianensis*): Um estudo de caso para a Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. 2017. 51f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.
- Meurer, B.C., Pereira, O.A., David Santos, E., Rodrigues, A., Penetra, M.B. & Bonesi, L. (2017). The Behavior of *Sotalia guianensis* during Boat Traffic in Sepetiba Bay, Southeastern Brazil. In Proceedings of the 2017 IEEE/OES Acoustics in Underwater Geosciences Symposium (RIO Acoustics), Rio de Janeiro, Brazil, 25–27 July 2017; IEEE: Piscataway, NJ, USA, pp. 1–5.
- Meza, C. O., Akkaya, A., Affinito, F., Öztürk, B., & Öztürk, A. A. (2020). Behavioural changes and potential consequences of cetacean exposure to purse seine vessels in the Istanbul Strait, Turkey. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 100(5), 847-856.

MMA, (2007). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização – Portaria MMA nº 09, de 23 de janeiro de 2007. Brasília, DF: MMA, 2007. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/biodiversidade31.pdf. Acessado em 06/08/2025.

Molisani, M. M., Barroso, H. S., Becker, H., Moreira, M. O. P., Hijo, C. A. G., & Rezende, C. E. (2004). Heavy metals in sediments of the Sepetiba Bay, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 49, 89–99. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.02.042>.

Morales, Shéron; Guerra, Josefa; Nunes, Marcia; Souza, Ariadne and Geraldles, Mauro. 2019. Evaluation of the environmental state of the western sector of Sepetiba bay (SE Brazil): trace metal contamination. *Journal of Sedimentary Environments* 4: 174-188.

Mosquera-Guerra, F., Trujillo, F., Oliveira-da-Costa, M., Marmontel, M., Van Damme, P.A., Franco, N., Córdova, L., Campbell, E., Alfaro-Shigueto, J., Mena, J.L., Mangel, J.C., Usma Oviedo, J.S., Carvajal-Castro, J.D., Mantilla-Meluk, H., Armenteras-Pascual, D. (2021). Home range and movements of Amazon River dolphins (*Inia geoffrensis*) in the Amazon and Orinoco River basins. *Ending Species Res* 45:269-282.

Mosquera-Guerra, F., Trujillo, F., Pèrez Torres, J., Mantilla Meluk, H., Franco, N., Valderrama, M.J. et al. (2022). Identifying habitat preferences and core areas of Amazon River dolphin activity using spatial ecology analysis. *Landscape Ecology*, 37, 2099–2119.

Nascimento, D.N., Salomão, M.S., Mane, M.A., Geraldles, M.C., & Alves Martins, M.V. (2019). Marine progression records in the Sepetiba Bay region (RJ-Brazil) by GPR and ground magnetic survey. *J. Sedimentary Environ* 4(4):518–539. <https://doi.org/10.12957/jse.2019.47382>.

Nedelec, S.L., Radford, A. N., Pearl, L., Nedelec, B., McCormick, M. I., Meekan, M. G., & Simpson, S. D. (2017). Motorboat noise impacts parental behaviour and offspring survival in a reef fish.

Nery, M. F., & Simão, S. M. (2012). Capture-recapture abundance estimate of Guiana dolphins in southeastern Brazil. *Ciencias marinas*, 38(3), 529-541.

Nery, M. F., Simão, S. M., & Pereira, T. (2010). Ecology and behavior of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in Sepetiba Bay, South-eastern Brazil. *Journal of Ecology and the Natural Environment* 2(9): 194-200.

Nery, M.F.; Espécie, M.A. & Simão, S.M. (2008). Site fidelity of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. v.25, n.2, p. 182–187, 2008.

Nicol, C., Bejder, L., Green, L., Johnson, C., Keeling, L., Noren, D., ... & Simmonds, M. (2020). Anthropogenic threats to wild cetacean welfare and a tool to inform policy in this area. *Frontiers in Veterinary Science* 7: 57.

Oliveira, E.C. da S., Tardin, R.H., Poletto, F.R., Simão, S.M. (2013). Coordinates feeding behavior of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in shoutheastern Brazil: a comparison between populations. *Sociedade Brasileira de Zoologia*.

Oshima, J. E. D. F., Oliveira Santos, M. C. D., Bazzalo M, Carvalho Flores, P. A. D., Nascimento Pupim, F. D. (2010) Home ranges of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in the Cananéia estuary, Brazil. *J Mar Biol Assoc UK* 90:1641–1647.

Oshima, J.E.F., & Santos, M.C.O. (2016). Guiana dolphin home range analysis based on 11 years of photo-identification research in a tropical estuary. *Journal of Mammalogy*, 97(2):599-610.

Osland, M. J., P. W. Stevens, M. M. Lamont, et al. (2021). “Tropicalization of Temperate Ecosystems in North America: The Northward Range Expansion of Tropical Organisms in Response to Warming Winter Temperatures.” *Global Change Biology* 27, no. 13: 3009–3034. <https://doi.org/10.1111/gcb.15563>.

Ouellette, M & Cardille, A. (2011). The complex linear home range estimator: representing the home range of river turtles moving in multiple channels. *Chelonian Conserv Biol* 10:259–265.

Pace, D., Di Marco, C., Giacomini, G., Ferri, S., Silvestri, M., Papale, E., Casoli, E., Ventura, D., Mingione, M., Di Loro, P., Lasinio, J., & Ardizzone, G. (2021). Golfinhos Capitólicos: Padrões de Residência e Estimativa de Abundância de *Tursiops truncatus* no

Estuário do Rio Tibre (Mar Mediterrâneo). *Biologia*, 10. <https://doi.org/10.3390/biology10040275>.

Pandit, M.M., Eapen, J., Pineda-Sabillon, G., Caulfield, M. E., Moreno, A., Wilhelm, J., ... & Proppe, D. S. (2021). Anthropogenic noise alters parental behavior and nestling developmental patterns, but not fledging condition. *Behavioral Ecology*.

Peltier, H., Beaufils, A., Cesarini, C., Dabin, W., Dars, C., Demaret, F., ... & Spitz, J. (2019). Monitoring of marine mammal strandings along French coasts reveals the importance of ship strikes on large cetaceans: a challenge for the European Marine Strategy Framework Directive. *Frontiers in Marine Science*, 6, 486.

Pennino, M. R.; Arcangeli, A.; Fonseca, V. P.; Campana, I.; Pierce, G. J.; Rotta, A.; Bellido, J. M. (2016). A spatially explicit risk assessment approach: Cetaceans and marine traffic in the Pelagos Sanctuary (Mediterranean Sea). *PLoS ONE*, v. 12, (n. 6).

Pérez-Jorge, S., Gomes, I., Hayes, K., Corti, G., Louzao, M., Genovart, M., & Oro, D. (2016). Effects of nature-based tourism and environmental drivers on the demography of a small dolphin population, *Biological Conservation*, 197, 200-208. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.03.006>.

Pfeiffer, W. C., Fiszman, M., Malm, O., & Azcue, J. M. (1985). Heavy metal pollution in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro State, Brazil. *Environmental Technology Letters*, 6, 147–152. <https://doi.org/10.1080/09593338509384361>.

Piwetz, S., Jefferson, T., & Würsig, B. (2021). Effects of Coastal Construction on Indo-Pacific Humpback Dolphin (*Sousa chinensis*) Behavior and Habitat-Use Off Hong Kong., 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.572535>.

Powell, R. A. & Mitchell M.S. (2012). What is a home range? *J. Mamm.* 93: 948-58.

Powell, R. A. (2000). Animal home ranges and territories and home range estimators. In: Boitani, L.; Fuller, T. K. (Org.). *Research and Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences*. Columbia University Press, New York. p. 65-110.

Ribeiro-Campos, A., Pereira, K. S., Quintana, C. E. P., Barbosa, M., Dias, C. P., Brião, J. A. & Azevedo, A. F. (2021). Habitat use by the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*)

(Cetartiodactyla: Delphinidae) in southeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science* 44: 101778.

Ritter, F., & Panigada, S. (2019). Collisions of vessels with cetaceans—the underestimated threat. In *World seas: An environmental evaluation* (pp. 531-547). Academic Press.

Roman, J. et al. (2014). Whales as marine ecosystem engineers. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 12, n. 7, p. 377–385. <http://doi.wiley.com/10.1890/130220>.

Roncarati, H., & Carelli, S. G. (2012). Considerações sobre o estado da arte dos processos geológicos cenozóicos atuantes na Baía de Sepetiba, in: Rodrigues, M.A.; Pereira, S.D.; Santos, S.B. (Eds.) *Baía de Sepetiba: Estado da Arte*. Corbã, Rio de Janeiro, 12-36.

Rosas, F. et al. (2010). Natural history of dolphins of the genus *Sotalia*. *Latin Americana Journal of Aquatic Mammals*, v. 8, n. 1-2, p. 57-68.

Santos, M.C.O. & Rosso, S. (2007). Ecological aspect f marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) based on group size and composition in the Cananéia estuary, southeastern Brazil. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 6:71-82.

Schoeman, R. P., Patterson-Abrolat, C., & Plön, S. (2020). A global review of vessel collisions with marine animals. *Frontiers in Marine Science*, 7, 292.

Schulze, B. (2012). *Estimativa populacional e área de vida do boto-cinza, Sotalia guianensis (Cetacea, Delphinidae), na Baía da Babitonga Catarina, Brasil*. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, 119 pp.

Sergio, F. et al. (2006). Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology*, v. 43, n. 6, p. 1049–1055. <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2664.2006.01218.x>.

Silva, D.; Maricato, G.; Cezimbra, T.; Melo, L.; Maciel, IS; Tardin, R. (2024). Avaliação da condição corporal em uma população ameaçada de golfinhos em uma área antropizada no sudeste do Brasil. – *Animals -14*, 1887. <https://doi.org/10.3390/ani14131887>.

Silva, M. A. & Araújo, F. G. (1999). Influência dos fatores ambientais na estrutura de populações de manjubas (Clupeiformes-Engraulidae) na Baía de Sepetiba, RJ. *Acta Biológica Leopoldensia*, v.21, n.2, p.229-240.

- Simão, S.M. & Poletto, F. R. (2002). Áreas preferenciais de pesca e dieta do ecótipo marinho do boto-cinza (*Sotalia fluviatilis*) na Baía de Sepetiba, RJ. Floresta e ambiente, 9(único), 18-25.
- 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.
- Soberón, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. *Biodiversity Informatics* 2. <https://doi.10.17161/bi.v2i0.4>.
- Tardin, R. H., Espécie, M. A., Lodi, L., & Simão, S. M. (2013). Parental care behavior in the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Ilha Grande Bay, southeastern Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 30(1), 15-23.
- Tardin, R. H., Espécie, M. A., Nery, M. F., D'azeredo, F. T., & Simão, S. M. (2011). Coordinated feeding tactics of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Ilha Grande Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 28(3), 291-296.
- Tardin, R. H., Maciel, I. S., Espécie, M. A., Melo-Santos, G., Simão, S. M., & Alves, M. A. S. (2020). Modelling habitat use by the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, in southeastern Brazil: Effects of environmental and anthropogenic variables, and the adequacy of current management measures. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(4), 775-786.
- Tardin, R. H., Maricato, G., Kiszka, J. J., Cantor, M., Maciel, I., Melo-Santos, G., ... & Vale, M. M. (2025). Climate Change Mitigation Could Halve Projected Range Loss for a Neotropical Dolphin. *Ocean and Coastal Management*.
- Torres, L. G. (2017). A sense of scale: Foraging cetaceans' use of scale-dependent multimodal sensory systems. *Marine Mammal Science*, 33(4), 1170-1193.
- Tort Castro, B., Prieto González, R., O'Callaghan, S. A., Dominguez Rein-Loring, P., & Degollada Bastos, E. (2022). Ship strike risk for fin whales (*Balaenoptera physalus*) Off the Garraf coast, Northwest Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science*, 9, 867287.

- Tucker, M. A, Ord, T. J, Rogers, T. L. (2014). Evolutionary predictors of mammalian home range size: body mass, diet and the environment. *Global Ecol Biogeogr* 23:1–10.
- Valls, A. & Coll, M. (2015). Christensen, V. Keystone species: toward an operational concept for marine biodiversity conservation. *Ecological Monographs*, v. 85, n. 1, p. 29–47.
- Viana, D. S, Granados, J. E, Fandos, P., Pérez, J. M., Cano-Manuel, F. J., Burón, D., Fandos, G., Párraga Aguado, M. A., Figuerola, J., Soriguer, R. C. (2018). Linking seasonal home range size with habitat selection and movement in a mountain ungulate. *Mov Ecol* 6:1–11.
- Wasserman, J. C., Amouroux, D., Wasserman, M. A. V., & Donard, O. F. X. (2001). Mercury distribution in sediments from a tropical coastal environment. *Environmental Technology*, 22, 89–96. <https://doi.org/10.1080/09593332208618265>.
- 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; Delpinidae) at its southern limit of distribution. *Brazilian Journal of Biology*, 67, 1-8. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842007000100002>.
- Wedekin, L.L., Daura-Jorge, F. G., & Simões-Lopes, P. C. (2002). Marine protected areas design: Case study of the marine tucuxi, *Sotalia guianensis*, in the north bay of Santa Catarina, Southern Brazil. *Anais do III congresso brasileiro de unidades de conservação*, 56–62.
- Worton, B. J. (1989). Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70, 164-168. <https://doi.org/10.2307/1938423>.
- Ye, P., Zhang, G., Zhao, X., Chen, H., Si, Q., and Wu, J. (2021). Potential geographical distribution and environmental explanations of rare and endangered plant species through combined modeling: A case study of Northwest Yunnan, China. *Ecol Evol* 11, 13052–13067. <https://doi:10.1002/ece3.7999>.
- Zappes, C. A., de Sá Alves, L. C. P., da Silva, C. V., de Freitas Azevedo, A., Di Benedetto, A. P. M., & Andriolo, A. (2013). Accidents between artisanal fisheries and cetaceans on the Brazilian coast and Central Amazon: Proposals for integrated management. *Ocean & coastal management* 85: 46-57.

Zappes, C. A., Nery, M. F., Andriolo, A., & Simão, S. M. (2010). Ethnobiology and photo-identification: identifying anthropic impacts on boto-cinza dolphin *Sotalia guianensis* in Sepetiba Bay, Brazil. *Revista Brasileira De Biociências*, 8(2). Recuperado de <https://seer.ufrgs.br/index.php/rbrasbioci/article/view/114931>.