

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

Luana Ramos Lyra Alves

Distribuição do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821) e do golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis* Lesson, 1828) no estado do Espírito Santo, Brasil

Juiz de Fora

2026

Luana Ramos Lyra Alves

Distribuição do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821) e do golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis* Lesson, 1828) no estado do Espírito Santo, 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: Processos Ecológicos e Conservação da Natureza.

Orientador: Dr. Artur Andriolo

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)

Ramos Lyra Alves, Luana.

Distribuição do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821) e do golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis* Lesson, 1828) no estado do Espírito Santo, Brasil / Luana Ramos Lyra Alves. -- 2026.
55 p. : il.

Orientador: Artur Andriolo

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. ecologia de habitat. 2. monitoramento acústico passivo. 3. random forest. 4. distribuição de cetáceos. I. Andriolo, Artur, orient.
II. Título.

Luana Ramos Lyra Alves

Distribuição do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821) e do golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis* Lesson, 1828) no estado do Espírito Santo, 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, Ecologia e Sistemática.

Aprovada em 16 de abril de 2026.

BANCA EXAMINADORA

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

Dra. Mariana Paschoalini Frias
Associação WWF do Brasil

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

Juiz de Fora, 31/03/2026.



Documento assinado eletronicamente por **Artur Andriolo, Professor(a)**, em 17/04/2026, às 11:49, 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 **Rodrigo Hipolito Tardin Oliveira, Usuário Externo**, em 22/04/2026, às 14:25, 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 **Mariana Paschoalini Frias, Usuário Externo**, em 15/06/2026, às 15:41, 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-Ufjf (www2.ufjf.br/SEI) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **2929598** e o código CRC **8AEFA44C**.

À memória da minha mãe, que partiu antes de ver este trabalho concluído,
e do meu pai, que partiu antes mesmo de me ver iniciar esta jornada. Este trabalho
carrega muito do que aprendi com vocês. Onde quer que estejam, sei que estariam
comemorando e vibrando por mais esta conquista.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador, Artur Andriolo, pela orientação, confiança e apoio ao longo de todo o desenvolvimento deste trabalho. Sou grata também pela paciência, pelos ensinamentos e pelas contribuições fundamentais que foram essenciais para a realização desta pesquisa e para minha formação

Agradeço à Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF) pela oportunidade de realizar este mestrado e por contribuir de forma significativa para minha formação acadêmica e profissional. Em especial aos meus colegas de laboratório (LABEC) que tornaram minha rotina no mestrado mais leve. Também aos membros do Instituto Aqualie pelas colaborações e oportunidades de campos realizados durante meu mestrado que contribuíram muito para a minha formação acadêmica.

À minha família, que me acolheu no momento mais difícil da minha vida, e que sem o apoio deles eu não teria conseguido me reerguer e finalizar a escrita desse trabalho. Uma família que em meio ao luto fez de tudo pra que eu ainda tivesse suporte e tivesse como estudar e terminar esse trabalho, aqui representados principalmente pelos meus tios Vanilza e Valmir, meu irmão Gustavo, e minhas primas Fernanda, Mayara, Nathália e Ariel.

Aos meus amigos, aos velhos e aos novos que fiz no caminho. Mas nesse momento os agradecimentos especiais vão pra duas pessoas que foram essenciais do início ao fim, Fernanda, minha prima-irmã que me ajudou nas questões emocionais, e Carol que foi a amiga que o mar me trouxe pra me ajudar nas questões emocionais e também nas questões acadêmicas. Sem vocês eu não teria chegado até aqui.

Aqui agradeço à uma pessoa que não lerá a esse texto, minha mãe Marilda Lyra, que foi a maior apoiadora de todos os meus sonhos e não poderia deixar de agradecer a ela por apoiar até o final mais esse. Obrigada mãe por cada ensinamento, cada palavra. Você me ensinou a ser forte e corajosa, me ensinou a ser independente, você foi guia. E eu te segui, aprendi, e agora estou pronta pra passar seus ensinamentos adiante. Muito obrigada.

RESUMO

A compreensão dos determinantes ambientais na distribuição de predadores de topo é essencial para a conservação marinha. Este estudo investigou padrões de distribuição de *Tursiops truncatus* e *Steno bredanensis* no Espírito Santo, Brasil. Através do monitoramento acústico passivo (MAP) conduzido entre 2019 e 2022, abordo de um veleiro de 40 pés em transectos em zigue-zague. Um hidrofone rebocado registrou sons, analisados em tempo real via PAMGuard. A classificação acústica com Random Forest obteve mais de 89% de acurácia. Modelos de Distribuição de Espécies (SDMs) incluíram temperatura, salinidade, pH, profundidade e distância da costa. Os modelos apresentaram elevado desempenho preditivo ($AUC > 0,90$), revelando padrões de distribuição não aleatórios. Para *T. truncatus*, a profundidade e a distância da costa configuraram-se como os principais preditores, corroborando sua afinidade por ambientes costeiros. Para *S. bredanensis*, observou-se uma influência significativa de variáveis físico-químicas, como pH e salinidade, além de uma transição na importância dos preditores ao longo do período amostral. Os resultados indicam que a profundidade atua como o principal mecanismo de segregação de nicho durante eventos de simpatria, sugerindo um particionamento vertical do habitat para redução de competição interespecífica. A dinâmica temporal na hierarquia das variáveis reforça a plasticidade ecológica das espécies frente a flutuações oceanográficas. Conclui-se que a integração de métodos acústicos e modelagem preditiva é eficaz para a caracterização de nichos ecológicos e para subsidiar estratégias de manejo de cetáceos em ecossistemas tropicais.

Palavras-chave: Ecologia de habitat, Monitoramento Acústico Passivo, *Random Forest*, distribuição de cetáceos.

ABSTRACT

Understanding the environmental determinants of top predator distribution is essential for marine conservation. This study investigated the distribution patterns of *Tursiops truncatus* and *Steno bredanensis* in Espírito Santo, Brazil. Passive Acoustic Monitoring (PAM) was conducted between 2019 and 2022 aboard a 40-foot sailing vessel following zig-zag transects. A towed hydrophone recorded acoustic signals, which were analyzed in real-time using PAMGuard. Acoustic classification via Random Forest achieved an accuracy exceeding 89%. Species Distribution Models (SDMs) incorporated temperature, salinity, pH, depth, and distance from the coast. The models exhibited high predictive performance ($AUC > 0.90$), revealing non-random distribution patterns. For *T. truncatus*, depth and distance from the coast emerged as the primary predictors, corroborating its affinity for coastal environments. For *S. bredanensis*, a significant influence of physicochemical variables, such as pH and salinity, was observed, alongside a shift in predictor importance throughout the sampling period. The results indicate that depth acts as the main mechanism for niche segregation during sympatry events, suggesting vertical habitat partitioning to reduce interspecific competition. The temporal dynamics in variable hierarchy reinforce the ecological plasticity of these species in response to oceanographic fluctuations. In conclusion, the integration of acoustic methods and predictive modeling is effective for characterizing ecological niches and providing baseline data for cetacean management strategies in tropical ecosystems.

Keywords: Habitat ecology, Passive Acoustic Monitoring, Random Forest, cetacean distribution.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Áreas de estudo por ano de projeto e seus devidos transectos. Fonte: Elaborado pela autora. (2026)	18
Figura 2. Importância das variáveis ambientais para o modelo de distribuição de <i>Tursiops truncatus</i> no Ano 1. Os valores representam o índice Mean Decrease Accuracy (MDA), que indica a perda percentual de acurácia do modelo quando a variável é removida por ordem de importância. Siglas: Prof (Profundidade); Salin (Salinidade); Dist (Distância da costa); pH (Potencial hidrogeniônico); Temp (Temperatura da superfície do mar).. Fonte: Elaborado pela autora. (2026)	26
Figura 3. Importância das variáveis ambientais para o modelo de distribuição de <i>Steno bredanensis</i> e <i>Tursiops truncatus</i> no Ano 2. Os valores representam o índice Mean Decrease Accuracy (MDA), que indica a perda percentual de acurácia do modelo quando a variável é removida por ordem de importância . Siglas: Prof (Profundidade); Salin (Salinidade); Dist (Distância da costa); pH (Potencial hidrogeniônico); Temp (Temperatura da superfície do mar). Fonte: Elaborado pela autora. (2026)	27
Figure 4. Importância das variáveis ambientais para o modelo de distribuição de <i>Steno bredanensis</i> no Ano 3. Os valores representam o índice Mean Decrease Accuracy (MDA), que indica a perda percentual de acurácia do modelo quando a variável é removida por ordem de importância . Fonte: Elaborado pela autora. (2026)	28
Figure 5. Importância das variáveis ambientais para o modelo de distribuição de <i>Steno bredanensis</i> no Ano 5. Os valores representam o índice Mean Decrease Accuracy (MDA), que indica a perda percentual de acurácia do modelo quando a variável é removida por ordem de importância. Elaborado pela autora (2026).	29
Figure 6. Distribuição espacial média da probabilidade de presença predita para <i>Tursiops truncatus</i> (esquerda) e <i>Steno bredanensis</i> (direita), obtida a partir dos modelos de Random Forest. As probabilidades foram estimadas para cada célula da grade regular que abrange a área de estudo. O Rio Doce e as Unidades de Conservação estão indicados.Fonte: Elaborado pela autora. (2026)	33
Figure 7. Divergência espacial das probabilidades de presença preditas para <i>Tursiops truncatus</i> (esquerda) e <i>Steno bredanensis</i> (direita), estimada a partir dos modelos de Random Forest. Valores mais elevados indicam maior variabilidade entre as previsões dos modelos, enquanto valores próximos de zero refletem maior consistência.. Fonte: Elaborado pela autora. (2026) ..	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Número de registros acústicos por espécies em cada ano de projeto. Fonte: Elaborado pela autora. (2026)	24
Tabela 2. Descriptive statistics for whistles and clicks of Sg, Guiana dolphin (<i>Sotalia guianensis</i>); Tt, bottlenose dolphin (<i>Tursiops truncatus</i>); Sb, rough-toothed dolphin (<i>Steno bredanensis</i>) ; and Pb, franciscana (<i>Pontoporia blainvillei</i>) . Values are presented as mean $\pm$ 6 standard deviation and coefficient of variation below. Parameters of whistles: Fmin, minimum frequency; Fmax, maximum frequency; FF, final frequency; DUR, duration (seconds). Parameters of clicks: PF, peak frequency; B3, 3 dB bandwidth; B10, 10 dB bandwidth. Frequency parameters are in kHz. Amorim et al 2022.	25
Tabela 3. Estatística descritiva da comparação entre os dados encontrados para dois anos de estudo de uma mesma espécie <i>Tursiops truncatus</i> . As variáveis ambientais estão expressas nas seguintes unidades: temperatura (°C), salinidade (PSU), profundidade (m) e distância da costa (m). *** valor-p com valor <0,001 indicando diferença significativa. Fonte: Elaborado pela autora. (2026)	30
Tabela 4. Dados da estatística descritiva de comparação interespecífica quando encontradas no mesmo ano de estudo (Ano 2) As variáveis ambientais estão expressas nas seguintes unidades: temperatura (°C), salinidade (PSU), profundidade (m) e distância da costa (m)). *** valor-p com valor <0,001 indicando diferença significativa. Fonte: Elaborado pela autora. (2026)	30
Tabela 5. Estatística descritiva da comparação entre os dados encontrados para três anos de estudo de uma mesma espécie <i>Stenobredanensis</i> . As variáveis ambientais estão expressas nas seguintes unidades: temperatura (°C), salinidade (PSU), profundidade (m) e distância da costa (m). *** valor-p com valor <0,001 indicando diferença significativa. . Fonte: Elaborado pela autora. (2026)	31

Sumário

1.INTRODUÇÃO	12
2. METODOLOGIA	18
2.1 Área de Estudo	18
2.2 Coleta de dados	18
2.2.1 Monitoramento Visual	18
2.2.2 Monitoramento Acústico Passivo (PAM).....	19
2.3 Extração de Parâmetros e Localização.....	19
2.4 Classificação Acústica de Espécies	20
2.5 Variáveis Ambientais	20
2.6 Extração de Variáveis Ambientais para Pontos de Ocorrência Acústica.....	20
2.7 Modelo de distribuição de espécies	21
2.7.1 Random Forest.....	21
2.7.2 Modelagem de distribuição de espécies.....	21
2.8 Análise estatística.....	23
3.RESULTADOS	24
3.1 Classificação de espécies e identificação acústica.....	24
3.2 Modelo de distribuição de espécies	25
3.3 Estatística descritiva.....	29
3.4 Modelos preditivos de distribuição espacial	31
4. DISCUSSÃO	35
5. REFERÊNCIAS.....	36
APÊNCIE A – CURVAS ROC DOS MODELOS	48
APENDICE B – PROBABILIDADE DE PRESENÇA E INFLUENCIA DAS VARIÁVEIS	49
APÊNDICE C- PREVISÕES DE DISTRIBUIÇÕES ANUAIS	52

1. INTRODUÇÃO

A compreensão dos padrões de distribuição geográfica das espécies e seus determinantes ambientais é um aspecto fundamental da ecologia. Tais investigações não apenas elucidam os princípios ecológicos que governam a ocorrência das espécies, mas também fornecem subsídios cruciais para a identificação de áreas prioritárias para conservação e aprimoram a capacidade preditiva de respostas biológicas às rápidas transformações ambientais, especialmente aquelas impulsionadas pelas mudanças climáticas (Guisan & Zimmermann, 2000; MacLeod, 2009; Mannocci et al., 2017).

A ordem Cetacea abrange 88 espécies viventes, divididas em duas subordens: Odontoceti (baleias dentadas, incluindo golfinhos) e Mysticeti (baleias de barbatanas) (Jefferson et al., 2011), das quais 47 foram oficialmente registradas em águas brasileiras (Cypriano-Souza et al., 2017; Santos et al., 2010). A presença desses mamíferos aquáticos nos ecossistemas exerce forte influência sobre a estrutura das comunidades, regulando populações de presas e contribuindo para a dinâmica de nutrientes.

Como predadores de topo, os cetáceos desempenham um papel regulador essencial nas cadeias tróficas marinhas e contribuem para processos biogeoquímicos fundamentais, como a ciclagem de nutrientes. Devido à sua posição em distintos níveis tróficos e sua elevada sensibilidade a perturbações, são amplamente reconhecidos como organismos “sentinelas” marinhos (Plön et al., 2024). Alterações em sua condição fisiológica, comportamento ou abundância refletem impactos antecipados na disponibilidade de recursos, degradação de habitats e contaminação química (Viale, 1994; Clarke et al., 2021; Méndez-Fernandez et al., 2022).

A distribuição dessas espécies é não aleatória, sendo estritamente determinada por variáveis oceanográficas como temperatura, profundidade, massas d'água e hidrodinâmica que modulam a produtividade primária e a disponibilidade trófica (Jefferson et al., 1993; Richardson et al., 1995).

Essa sensibilidade torna os cetáceos particularmente vulneráveis a múltiplas pressões ambientais e antropogênicas. As mudanças climáticas, por meio do aquecimento

e da acidificação, alteram a química e a produtividade dos oceanos, resultando na redistribuição de espécies e na alteração de habitat (Albouy, 2020; IPCC, 2019). Uma resposta comum documentada nesses mamíferos inclui o deslocamento das áreas de distribuição (Kashner, 2011; Evans, 2013) e impactos diretos no sucesso reprodutivo, como observado em cachalotes expostos a aquecimento superficial prolongado (Burek, 2008).

Adicionalmente, ameaças diretas incluem a poluição acústica, que pode mascarar sinais de ecolocalização ou induzir danos auditivos (Weilgart, 2007; Gómez et al., 2016); a perda e degradação de habitat, especialmente em zonas costeiras (Marsh et al., 2002); e a bioacumulação de poluentes, que compromete a fisiologia e aumenta a susceptibilidade a doenças (Desforges et al., 2016).

Diante dessas ameaças combinadas, investigar os padrões de distribuição e o uso de habitat é crucial para subsidiar ações de conservação, conferindo à análise da ecologia e saúde dos cetáceos uma função vital na mitigação de impactos marinhos. Para monitorar este grupo complexo e diversificado, métodos tradicionais são complementados por ferramentas emergentes, como o monitoramento acústico. Esta tecnologia expande significativamente a capacidade de avaliar a ocorrência de espécies e suas respostas às pressões antrópicas (Afonso et al., 2024; Yang et al., 2024; Ushio et al., 2025). O conhecimento preciso gerado por esse monitoramento é indispensável para o manejo eficaz de áreas protegidas e a regulação de atividades humanas, como navegação e pesca (Matear et al., 2019; Carlucci et al., 2021).

A costa do Espírito Santo é caracterizada por uma dinâmica oceanográfica complexa, fortemente influenciada pela Corrente do Brasil, que transporta águas quentes e oligotróficas ao longo da margem leste brasileira (Campos et al., 1995; Silveira et al., 2000; Stramma & England, 1999). A plataforma continental capixaba apresenta um estreitamento acentuado, com rápida transição para o talude, o que modifica padrões de circulação e promove heterogeneidade de habitats (IEMA, 2010; Zembruiski, 1979). Embora os sistemas de ressurgência mais intensos da região Sudeste estejam concentrados em Cabo Frio e Cabo de São Tomé, suas intrusões podem influenciar massas d'água adjacentes, incluindo setores do litoral capixaba, alterando a estrutura térmica e a disponibilidade de nutrientes na coluna d'água (Gaeta & Brandini, 2006; Miranda et al., 1990; Valentin, 2001). Além disso, processos de mesoescala como o

Vitória Eddy contribuem para a redistribuição de água e biomassa, ampliando a conectividade ecológica da região (Schmid et al., 1995).

A costa do Espírito Santo também apresenta elevada heterogeneidade de habitats, composta por fundos consolidados, recifes biogênicos, bancos arenosos e costões rochosos (IJSN, 2012; Pinheiro et al., 2015), o que sustenta comunidades bentônicas e nectônicas diversas (Miloslavich et al., 2011). Essa diversidade estrutural e oceanográfica qualifica o litoral capixaba como um hotspot de biodiversidade, reconhecido como área prioritária para conservação e fundamental para o trânsito, alimentação e reprodução de espécies marinhas, incluindo cetáceos (MMA, 2018; Moura et al., 2016; Pinheiro et al., 2015). Estudos ao longo da costa leste do Brasil reforçam ainda a relevância dessa região para a megafauna marinha, destacando sua importância como área de uso para diversas espécies de cetáceos (Andriolo et al., 2010; Wedekin et al., 2014).

Os delfínidos exibem uma variação impressionante na especialização de habitat, oferecendo informações valiosas sobre a dinâmica dos ecossistemas marinhos. Duas espécies exemplificam esse contraste: o golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), um generalista com notável plasticidade ecológica (Wells & Scott, 2009), e o golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*), que tipicamente prefere águas pelágicas profundas (Lodi & Tardin, 2018).

O golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) pertence à família Delphinidae, o grupo mais diverso dentro dos cetáceos odontocetos. Trata-se de uma espécie cosmopolita, amplamente distribuída em águas temperadas e tropicais de todos os oceanos (Wells & Scott, 1999), e considerada uma das mais estudadas entre todas as espécies de golfinhos devido à sua ampla ocorrência, plasticidade ecológica e facilidade de observação (Connor et al., 2000). No ambiente brasileiro, *T. truncatus* é frequentemente registrado em áreas costeiras rasas, estuários e desembocaduras de rios (Simões-Lopes, 1991; Di Tullio et al., 2015), embora também ocorra em regiões oceânicas sobre a plataforma e o talude continental, refletindo sua capacidade de explorar diferentes nichos ecológicos.

Ao longo da costa brasileira, a complexidade taxonômica de *Tursiops truncatus* tem sido amplamente discutida, com avanços significativos nas últimas duas décadas. Análises morfológicas detalhadas, como as de Wickert et al. (2016), evidenciaram a

existência de duas formas distintas, sustentando a revalidação de *T. gephyreus* como espécie separada. Estudos subsequentes, incorporando dados genéticos mitocondriais e nucleares, reforçaram essa diferenciação ao revelar forte estrutura populacional entre grupos costeiros e oceânicos no Atlântico Sul (Oliveira et al., 2019). Trabalhos integrativos mais recentes, combinando morfometria, genética e ecologia, sugerem que essas formas representam unidades evolutivamente significativas (ESUs), possivelmente correspondendo a duas subespécies em processo de divergência (Costa et al., 2021). Em paralelo, avanços globais na taxonomia de *Tursiops*, incluindo a recente revalidação de *T. erebennus* para o ecótipo costeiro do Atlântico Norte (Costa et al., 2022), fortalecem a interpretação de que padrões de segregação costeiro–offshore são recorrentes no gênero. Estudos genômicos publicados nos últimos anos, baseados em milhares de marcadores SNP, confirmam que o ecótipo costeiro do Atlântico Sudoeste apresenta assinaturas de divergência genômica e possíveis adaptações locais, ainda que mantenha algum grau de conexão histórica com populações oceânicas. Esse conjunto de evidências ressalta que a distinção entre formas costeiras e oceânicas é hoje a hipótese mais consistente, reforçando a relevância de estudos de distribuição, conectividade e uso de habitat para compreender a dinâmica evolutiva e ecológica desses golfinhos no Atlântico Sul.

A espécie é atualmente classificada como “Pouco Preocupante” na Lista Vermelha da IUCN (Wells et al., 2019), embora populações costeiras possam apresentar maior vulnerabilidade devido à sobreposição com atividades humanas. Adultos podem alcançar de 2 a 3,8 metros de comprimento e pesar até 600 kg (Wells & Scott, 1999; dos Santos, 1998). A identificação individual é frequentemente realizada por meio da análise de marcas naturais, especialmente na barbatana dorsal, cuja forma, cortes e cicatrizes permitem discriminar indivíduos em estudos fotoidentificatórios. Não há dimorfismo sexual evidente, o que dificulta a distinção entre machos e fêmeas por observação a longa distância (Connor et al., 2000).

A dieta de *T. truncatus* é composta predominantemente por peixes ósseos, crustáceos e cefalópodes, variando conforme a disponibilidade de presas e as características oceanográficas locais. A espécie emprega diversas estratégias de captura, muitas vezes cooperativas, adaptadas tanto à fisiografia dos locais de forrageamento quanto ao tipo de presa alvo (Leatherwood, 1975; Mattos et al., 2007). Assim, o entendimento de seus hábitos alimentares é essencial para compreender padrões de uso

de habitat, interações tróficas e potenciais conflitos com atividades pesqueiras (Boyd, 2010; Dunshea et al., 2013; Milmann, 2016).

O golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*) apresenta um padrão de distribuição amplamente associado a ambientes oceânicos de média e grande profundidade em escala global, sendo tradicionalmente considerado um odontoceto tipicamente mesopelágico (West et al., 2011). No entanto, ao longo da costa brasileira, especialmente no Sudeste e Nordeste, a espécie demonstra notável flexibilidade ecológica, ocorrendo de forma recorrente em áreas costeiras e sobre a plataforma continental, inclusive em regiões urbanizadas do Atlântico Sudoeste (Lodi & Maricato, 2020; Lodi et al., 2012). Essa presença costeira tem sido relacionada a processos oceanográficos locais, como zonas de ressurgência e regiões de elevada produtividade primária, que tendem a concentrar presas epipelágicas e mesopelágicas, favorecendo a permanência dos grupos nessas áreas (Pitman & Stinchcomb, 2002). A fisiologia dos organismos mesopelágicos que compõem sua dieta é fortemente sensível à temperatura da água, variável capaz de modular padrões comportamentais, disponibilidade e distribuição dessas presas (MacLeod, 2009). Além disso, alterações em parâmetros físico-químicos, como pH, salinidade e oxigenação, podem reestruturar comunidades pelágicas profundas e influenciar de forma indireta a ecologia alimentar da espécie (Fabry et al., 2008; Choy et al., 2017).

No Brasil, ainda persistem lacunas expressivas quanto à abundância, conectividade populacional e uso de habitat de *S. bredanensis*, reforçando a necessidade de esforços sistemáticos de monitoramento, incluindo fotoidentificação, modelagem de nicho e abordagens acústicas para subsidiar estratégias de conservação (Siciliano et al., 2016; Lodi & Maricato, 2020). Tais esforços são particularmente relevantes diante das ameaças documentadas no país, como capturas acidentais em pescarias artesanais e ingestão de resíduos sólidos, que já resultaram em mortalidade de indivíduos em diferentes regiões do litoral (Monteiro-Neto et al., 2000; de Meirelles & Barros, 2007).

Entre os algoritmos de Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs), as abordagens de aprendizado de máquina, como o Random Forest, são particularmente valiosas para modelar a distribuição de golfinhos devido à sua capacidade de capturar relações complexas e não lineares entre as espécies e seus ambientes. Para elucidar essas relações ecológicas, os MDEs tornaram-se ferramentas analíticas poderosas em ecologia

(Elith & Leathwick, 2009). Esses modelos podem ser categorizados em duas abordagens principais: (i) modelos correlativos, que identificam associações estatísticas entre registros de ocorrência e variáveis ambientais ecologicamente relevantes (Pearson, 2007); e (ii) modelos preditivos, que não apenas caracterizam essas relações, mas também projetam distribuições potenciais de espécies em áreas não amostradas ou cenários futuros (Guisan & Zimmermann, 2000).

A aplicação dessas abordagens avançadas de modelagem é particularmente relevante no contexto atual de aceleração das mudanças climáticas, que afetam os ecossistemas marinhos de forma mais rápida e intensa do que os ambientes terrestres (Pinsky et al., 2019). Estudos recentes demonstraram que o aumento da temperatura dos oceanos já está causando mudanças mensuráveis na distribuição, abundância e padrões de movimento de cetáceos (Chambault et al., 2018; Albouy et al., 2020). Para espécies altamente móveis, como o golfinho-nariz-de-garrafa e o golfinho-de-dentes-rugosos, os Modelos de Distribuição de Espécies (SDMs) podem revelar como a mudança nos nichos térmicos ou na disponibilidade de presas pode impulsionar a expansão ou contração da distribuição geográfica, fortalecendo estratégias de conservação direcionadas. Nesse cenário, os SDMs baseados em algoritmos robustos, como o Random Forest, não apenas preveem mudanças nas distribuições potenciais das espécies, mas também identificam determinantes ambientais críticos de ocorrência — informações essenciais para o desenvolvimento de estratégias de conservação proativas (Guillera-Aroita et al., 2015). Além disso, esses modelos podem avaliar as alterações potenciais na estrutura da comunidade marinha e seus impactos em cascata na dinâmica do ecossistema oceânico (Estes et al., 2016), tornando-os ferramentas indispensáveis para a gestão adaptativa da biodiversidade marinha sob mudanças globais.

Este estudo visa modelar a distribuição de *Tursiops truncatus* e *Steno bredanensis* para identificar quais variáveis ambientais influenciam mais fortemente a ocorrência de cada espécie. Além disso, o estudo visa comparar os modelos resultantes para determinar se as espécies ocupam habitats semelhantes e se os principais preditores têm importância comparável para ambas. Finalmente, a análise examina se a influência das variáveis ambientais na distribuição de *T. truncatus* difere significativamente dependendo da presença ou ausência de *S. bredanensis*.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de Estudo

Os dados utilizados neste estudo foram coletados durante quatro levantamentos de campo do Projeto Megafauna/Bioacústica (Ano 1: fev/19 a mai/19; Ano 2: dez/19 a mar/20, Ano 3: fev/21 a mai/21; Ano 4: fev/22 a mai/22), que ocorreram entre a cidade de Vitória, (20.32° S, 40.34° W), e o limite norte do estado do Espírito Santo (18.34° S, 39.67°W). Os dados foram coletados ao redor da foz do Rio Doce, incluindo áreas costeiras e oceânicas e as Unidades de Conservação (UCs) ali presentes: REBIO Combios, APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz.

2.2 Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada a bordo de um veleiro de 40 pés, seguindo rotas de transecção em ziguezague (*zigzag transects*), exceto em situações onde as condições ambientais impediam a manutenção deste delineamento. O esforço de pesquisa concentrou-se no monitoramento de cetáceos por meio de métodos visuais e acústicos simultâneos. No Ano 2 do projeto, foram executadas 10 campanhas de coleta de dados entre 21 de dezembro de 2019 e 17 de março de 2020, totalizando 87 dias de calendário de esforço.

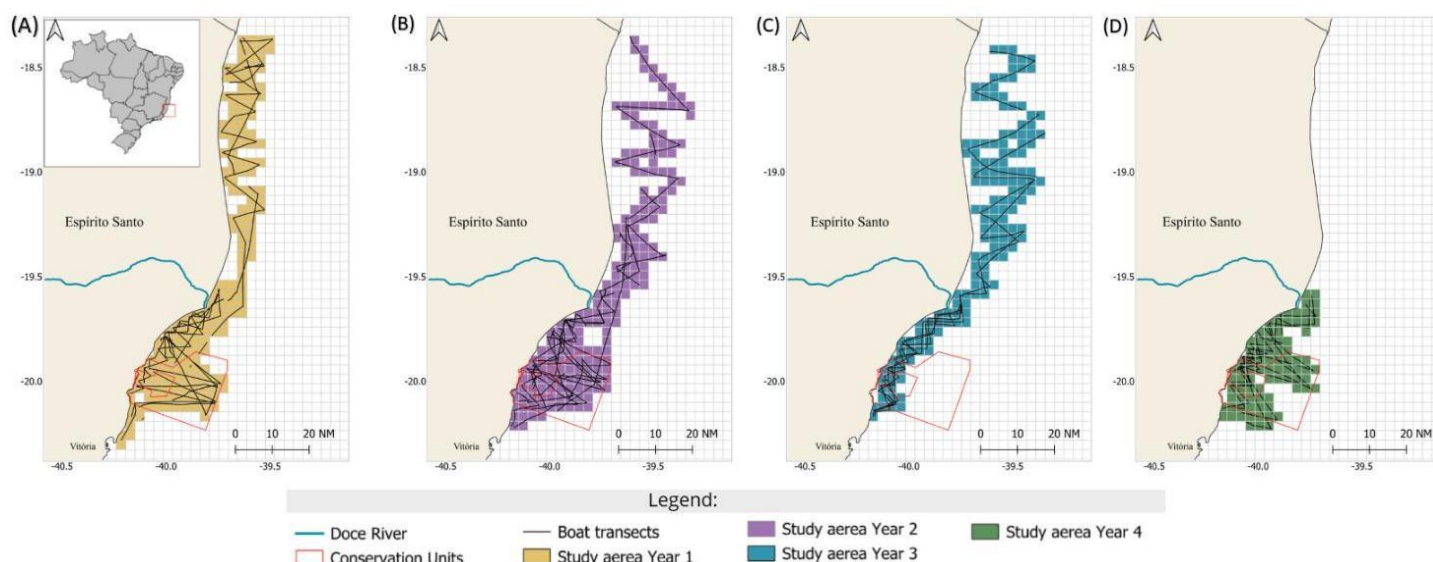


Figura 1 Áreas de estudo por ano de projeto e seus devidos transectos. A) Área de estudo referente ao ANO 1; B) Área de estudo referente ao ANO 2; C) Área de estudo referente ao ANO 3; D) Área de estudo referente ao ANO 4.. Fonte: Elaborado pela autora. (2026)

2.2.1 Monitoramento Visual

O monitoramento visual foi conduzido durante o período diurno, utilizando observação a olho nu e binóculos, exclusivamente sob condições ambientais consideradas

favoráveis para a detecção: Escala Beaufort de até cinco, boa visibilidade e altura de onda máxima de 2 metros. Para cada avistamento visual de um grupo de cetáceos, os seguintes parâmetros foram registrados: localização GPS, data e hora, Escala Beaufort, altura da onda, composição do grupo, identificação da espécie e descrição do comportamento observado.

2.2.2 Monitoramento Acústico Passivo (PAM)

O monitoramento acústico passivo (PAM) foi realizado utilizando uma matriz de hidrofones de 50 m rebocado continuamente, equipado com quatro hidrofones omnidirecionais (frequência de amostragem de até 500 kHz) e uma placa de aquisição Sail DAQ (taxa de resposta de 250 kHz). O software PAMGuard (Gillespie et al., 2008) foi utilizado para a aquisição de dados acústicos e de GPS.

2.3 Extração de Parâmetros e Localização

O processamento inicial dos dados acústicos envolveu a geração do Long-term Spectrogram Average (LTSA), utilizando o software Matlab R2014b (MathWorks, Inc., 2014) em combinação com o pacote Triton (Wiggins et al., 2010), essencial para a identificação visual e acústica preliminar de sons pulsados e tonais. Em seguida, as vocalizações foram analisadas detalhadamente. Os sons tonais, ou assobios (whistles), foram caracterizados no programa Raven Pro 1.6 (Center for Conservation Bioacoustics, 2019), com extração de parâmetros de frequência (mínima, máxima, delta, de pico, central, inicial e final), tempo (duração) e modulação de contorno. Esta análise espectral foi padronizada através do emprego de uma janela de Hann de 1024 pontos para a Transformada de Fourier Discreta (DFT), com uma sobreposição de 60%.

O processamento das sequências de cliques (*click trains*) ocorreu no modo *viewer* do PAMGuard, com a seleção e localização das sequências realizadas via Análise de Movimento do Alvo (TMA) (Leaper et al., 2000). Foram gerados dois modelos de localização, aplicando-se o Critério de Informação de Akaike (AIC) para determinar o ajuste ideal de cada sequência. Posteriormente, os arquivos localizados foram submetidos a uma rotina personalizada em MATLAB R2014b para o cálculo dos parâmetros espectrais: frequência de pico e larguras de banda de 3 e 10 dB como descrito por Amorim et al. (2022).

2.4 Classificação Acústica de Espécies

A classificação ao nível de espécie para registos exclusivamente acústicos baseou-se nos cliques e assobios do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) que foram identificados e confirmados por avistamentos nos Ano1 e Ano2, juntamente com cliques e assobios do golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*) fornecidos pelo LABEC (Amorim et al., 2019 – Laboratório de Ecologia Comportamental e Bioacústica da UFJF). O golfinho-de-dentes-rugosos foi incorporado na classificação uma vez que a ocorrência desta espécie foi confirmada na área de estudo (Barreto et al., 2021). A franciscana (*Pontoporia blainvillei*) não integrou a análise de identificação acústica, visto que os seus cliques apresentam um padrão único e banda de alta frequência (Melcón et al., 2012, 2016), permitindo a identificação através do espectrograma.

Os modelos de classificação com os parâmetros de assobios e cliques (Amorim et al., 2019) foram construídos através do algoritmo Random Forest (Floresta Aleatória), computado no programa R – package randomForest (Liaw e Wiener, 2002), de acordo com Amorim et al. (2022). Cada encontro classificado ao nível de espécie teve a sua coordenada geográfica associada determinada para integrar a análise espacial e de relação com variáveis ambientais.

2.5 Variáveis Ambientais

Os dados de temperatura e salinidade da superfície do mar foram obtidos da base de dados E.U. Copernicus Marine Service Information (Guinehut et al., 2012), enquanto os dados de pH foram obtidos da base de dados Bio-ORACLE (Assis et al., 2024). A distância da linha da costa e a batimetria foram calculadas diretamente no RStudio (versão 4.3.2).

2.6 Extração de Variáveis Ambientais para Pontos de Ocorrência Acústica

Os rasters das variáveis ambientais foram combinados em uma pilha de rasters (raster stack) utilizando o RStudio, e os valores ambientais correspondentes aos pontos de ocorrência acústica de cada espécie foram subsequentemente extraídos, incluindo a distância da costa e a profundidade. Os dados representam os valores médios para os meses durante os quais os levantamentos ocorreram em cada ano. Foi gerado um raster

com uma resolução espacial de 5 km /5 km utilizando o sistema de referência SIRGAS 2000, UTM zona 24S, por meio do pacote *terra* no R.

2.7 Modelo de distribuição de espécies

2.7.1 Random Forest

O algoritmo Random Forest (RF) foi selecionado como ferramenta principal para a Modelagem da Distribuição de Espécies (SDM) de golfinhos. Esta escolha deve-se à sua capacidade de modelar as complexas e não lineares relações entre as espécies e o ambiente.

O RF é um método robusto de aprendizado de máquina (ensemble) que combina múltiplas árvores de decisão. Isso garante vantagens como a redução do sobreajuste (overfitting) e a capacidade de lidar com interações complexas entre variáveis preditoras (Prasad et al., 2006).

O funcionamento do algoritmo baseia-se no Bagging (bootstrap aggregating) e na seleção aleatória de características. A avaliação do desempenho do modelo é feita através da Estimativa de Erro Out-of-Bag (OOB), que oferece uma medida robusta da precisão preditiva (Breiman, 2001).

Além disso, o RF fornece mecanismos internos para quantificar a importância das variáveis ambientais e utiliza gráficos de dependência parcial para visualizar a natureza funcional das relações entre preditores e a probabilidade de ocorrência das espécies (Friedman, 2001).

2.7.2 Modelagem de distribuição de espécies

A modelagem da distribuição de espécies foi conduzida utilizando o pacote *randomForest* no software R (versão 4.3.2). Para a construção dos modelos, as variáveis ambientais (pH, salinidade, temperatura, distância da linha da costa e profundidade) foram utilizadas como preditoras, enquanto os dados de ocorrência acústica serviram como variável resposta. Dados de pseudo-ausência foram gerados aleatoriamente, e os parâmetros ambientais também foram extraídos para estes pontos. Foi adotada uma razão de 1:5 (presença:pseudo-

ausência), seguindo práticas estabelecidas na modelagem ecológica (Hysen et al., 2022) optando-se por uma configuração intermediária para mitigar o desbalanceamento de dados. Esta estratégia preveniu que a predominância numérica das pseudo-ausências enviesasse o aprendizado do algoritmo, garantindo que o modelo mantivesse a capacidade de distinguir as preferências ambientais específicas da espécie frente à disponibilidade do habitat (Whitford et al., 2024).

Para todas as espécies, os mesmos parâmetros de modelagem foram aplicados: o número de árvores (*ntree*) e o número mínimo de observações por nó terminal (*nodesize*). O valor de *ntree* foi otimizado de forma iterativa, testando-se diferentes números de árvores para identificar a configuração que minimizasse o erro de predição. Como resultado, *ntree* foi definido como 500 e *nodesize* como 2.

Foi implementado um procedimento de validação cruzada por meio da divisão do conjunto de dados em 70% para treino e 30% para teste, garantindo uma distribuição equilibrada dos registos de presença e ausência. Esta abordagem visou prevenir o sobreajuste (overfitting) e avaliar a capacidade de generalização do modelo.

Para avaliar o desempenho dos modelos de distribuição de espécies, foi utilizada a métrica True Skill Statistic (TSS). Esta métrica considera simultaneamente a sensibilidade e a especificidade do modelo. Os valores de TSS variam de -1 (pior que a predição aleatória) a $+1$ (predição perfeita), sendo que valores acima de 0,5 são geralmente considerados indicativos de bom desempenho. A fórmula utilizada é:

$$\text{TSS} = \text{Sensibilidade} + \text{Especificidade} - 1 \text{ (Allouche et al., 2006)}.$$

Além do OOB, cada modelo forneceu a importância das variáveis, medida pela redução média de impureza ou perda de acurácia quando cada variável era permutada. Esse índice foi registrado em todas as execuções, permitindo identificar quais variáveis ambientais mais contribuíam para o modelo. A avaliação dos modelos foi baseada na matriz de confusão, construída a partir das predições no conjunto de validação. A partir dela foram calculadas métricas fundamentais para problemas de classificação:

Sensibilidade (S): capacidade do modelo de identificar corretamente os positivos

TP: Total positivos

TN: Total negativos

FP: Falso positivos

$$S = \frac{TP}{TP + TN}$$

Especificidade (E): capacidade de identificar corretamente os negativos

$$E = \frac{TN}{TN + FP}$$

A importância relativa das variáveis ambientais em cada modelo foi avaliada por meio do índice MeanDecreaseAccuracy (MDA). Este índice quantifica a redução na precisão preditiva quando os valores de uma determinada variável são permutados aleatoriamente. Tal métrica permite a identificação dos preditores ambientais que contribuem de forma mais significativa para a capacidade do modelo em prever a ocorrência da espécie.

Para visualização dos resultados foram gerados gráficos de barras para avaliar como as métricas de cada variável influenciava cada modelo gerado, utilizando o MDA. Além dos cálculos das métricas mencionadas (sensibilidade, especificidade e TSS).

Posteriormente, os modelos anuais foram integrados no software QGIS, onde foram gerados modelos de média e de desvio-padrão de ocorrência. Essa etapa permitiu identificar, respectivamente, as áreas de maior adequabilidade ambiental persistente e as zonas de maior instabilidade ou incerteza preditiva ao longo do tempo.

2.8 Análise estatística

Os seguintes parâmetros descritivos foram calculados a fim de caracterizar os registros obtidos: (1) Mediana, (2) valor-p, (3) mínimo e (4) máximo. Diferenças nas variáveis ambientais foram avaliadas por meio de testes não paramétricos, em função da não normalidade dos dados.

As variações temporais intraespecíficas (comparando a mesma espécie entre anos) foram analisadas por meio do teste de Kruskal–Wallis, seguido de teste pós-hoc de Dunn para comparações múltiplas quando detectadas diferenças significativas. As variações interespecíficas anuais (comparando ambas as espécies em um mesmo período) foram avaliadas por meio do teste de Mann–Whitney. Em todas as análises, adotou-se nível de significância de $p < 0,05$.

As comparações interespecíficas foram realizadas exclusivamente nos anos em que ambas as espécies coocorreram e em que os tamanhos amostrais foram considerados suficientes para suportar análises estatísticas robustas. Nos anos caracterizados pela predominância de uma única espécie ou por registros limitados da outra, as análises foram restritas à avaliação de padrões específicos de cada espécie.

3.RESULTADOS

No total foram mais de 1802 milhas náuticas navegadas, 585 h de registros acústicos. Foram 87 avistagens no total, 58 correspondem ao boto-cinza, 10 correspondendo ao golfinho-nariz-de-garrafa, 2 do golfinho de dentes rugosos, e 27 de espécies não identificadas.

Os registros acústicos de assobios e cadeias de clicks foram as unidades consideradas para cada ocorrência.

3.1 Classificação de espécies e identificação acústica

O modelo de classificação baseado em assobios alcançou uma precisão geral de 90,26% (OOB = 6,95), enquanto o modelo baseado em cliques de ecolocalização alcançou uma precisão geral de 89,42% (OOB = 12,94%). As curvas ROC, que representam a robustez de cada modelo, mostraram valores de área sob a curva (AUC) superiores a 0,9, apoiando a conclusão de que ambos os modelos foram suficientemente robustos para a identificação confiável de espécies.

Análises de importância de variáveis baseadas na diminuição da precisão, índice de Gini e pureza do nó indicaram que, para o modelo de assobio, a duração, a frequência final e a frequência máxima foram as características mais influentes para a classificação das três espécies incluídas no modelo. Para o modelo baseado em cliques, a frequência de pico e a largura de banda de 3 dB foram identificadas como os parâmetros mais relevantes para a discriminação de espécies, os resultados gráficos dessa etapa de

classificação já foram demonstrados por Amorim et al. (2022), as variáveis mais importantes estão demonstradas na Tabela 1. Apenas os eventos classificados como

golfinho-de-dentes-rugosos e golfinho-nariz-de-garrafa foram utilizados para o SDM.

<i>Espécies</i>	Assobio				Click		
	Fmin	Fmax	FF	DUR	PF	B3	B10
<i>Sg</i>	6.7 ± 3.3	13.3 ± 5.0	12.9 ± 5.1	0.2 ± 0.1	69.4 ± 4.5	17.4 ± 7.7	60.6 ± 24.6
<i>Tt</i>	6.3 ± 2.9	13.8 ± 4.0	8.6 ± 5.1	0.8 ± 0.6	68.8 ± 2.5	14.7 ± 5.2	59.3 ± 26.6
<i>Sb</i>	6.2 ± 1.6	8.5 ± 1.5	7.8 ± 1.7	0.4 ± 0.3	45.9 ± 7.2	14.3 ± 4.9	49.9 ± 16.5
<i>Pb</i>	—	—	—	—	131.3 ± 15.6	14.0 ± 7.4	42.6 ± 15.0

Tabela 2 Descriptive statistics for whistles and clicks of *Sg*, Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*); *Tt*, bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*); *Sb*, roughtoothed dolphin (*Steno bredanensis*); and *Pb*, franciscana (*Pontoporia blainvillei*). Values are presented as mean ± standard deviation and coefficient of variation below. Parameters of whistles: Fmin, minimum frequency; Fmax, maximum frequency; FF, final frequency; DUR, duration (seconds). Parameters of clicks: PF, peak frequency; B3, 3 dB bandwidth; B10, 10 dB bandwidth. Frequency parameters are in kHz. Amorim et al 2022.

3.2 Modelo de distribuição de espécies

No primeiro ano do projeto (Ano 1), não houve registros da espécie *Steno bredanensis*, razão pela qual a modelagem foi restrita aos dados de *Tursiops truncatus*. O

modelo gerado apresentou um desempenho robusto, com uma taxa de erro OOB de 4,52% e um índice TSS de 0,74, indicando um alto poder preditivo. A análise de Curva ROC (ANEXO A- FIGURA A1) confirmou a alta capacidade discriminatória do modelo, com um valor de AUC de 0,86. De acordo com os valores de MDA(Figura 2), a profundidade foi a variável de maior importância para o modelo (44,26%), seguida pela salinidade (43,75%).

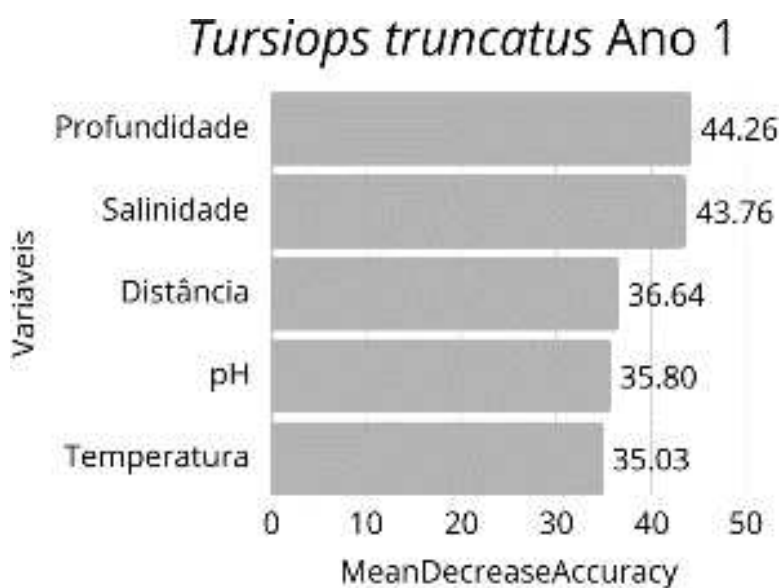


Figura 2 Importância das variáveis ambientais para o modelo de distribuição de *Tursiops truncatus* no Ano 1. Os valores representam o índice Mean Decrease Accuracy (MDA), que indica a perda percentual de acurácia do modelo quando a variável é removida por ordem de importância. Siglas: Prof (Profundidade); Salin (Salinidade); Dist (Distância da costa); pH (Potencial hidrogeniônico); Temp (Temperatura da superfície do mar).. Fonte: Elaborado pela autora. (2026)

No Ano 2, com a identificação de ambas as espécies na área de estudo, o modelo para *T. truncatus* exibiu uma melhora na sensibilidade preditiva, com o índice TSS elevando-se para 0,84 e valor de AUC de 0,96 , apesar de um leve incremento na taxa de erro OOB (6,59%). Quanto à importância das variáveis, observou-se uma alteração na hierarquia dos principais preditores em relação ao ano anterior: a distância da costa

assumiu a maior contribuição diagnóstica (42,29%), mantendo-se a salinidade (38,14%) como o segundo fator mais influente para a ocorrência da espécie (Figura 3).

Quanto à espécie *Steno bredanensis*, identificada a partir do Ano 2, o modelo apresentou uma taxa de erro *Out-of-Bag* (OOB) de apenas 4,98% e um índice TSS de 0,94, seguido por um AUC de 0,99 sugerindo uma alta precisão na segregação de áreas de ocorrência. Diferentemente do observado para *T. truncatus*, a hierarquia de importância das variáveis para *S. bredanensis* destacou fatores físico-químicos: o pH apresentou a maior contribuição segundo o índice MDA (32,85%), seguido de perto pela salinidade (32,69%).

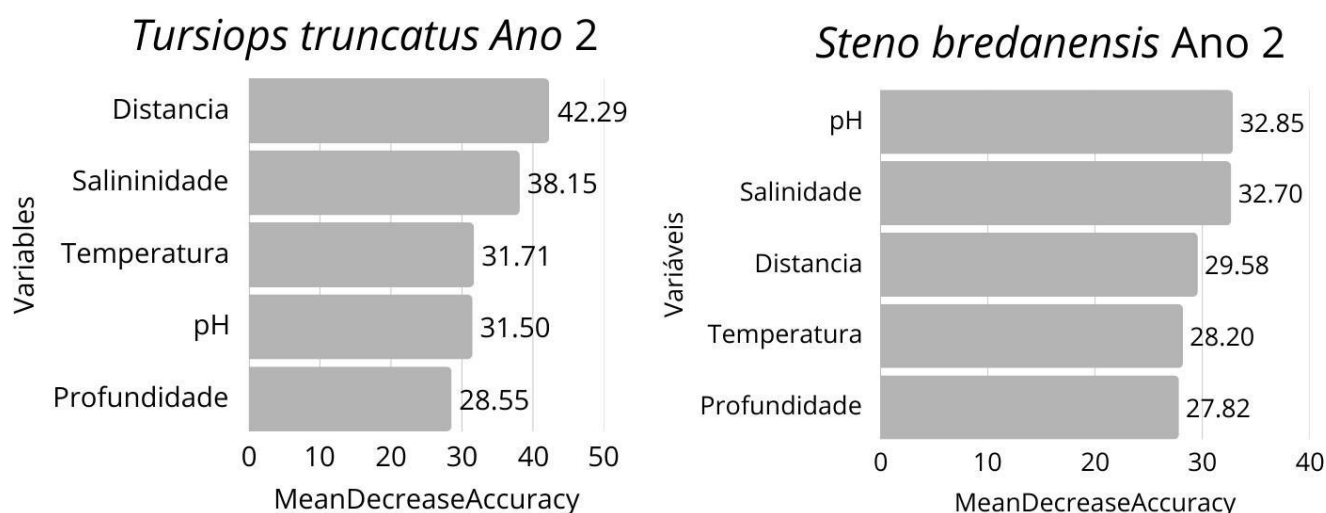


Figura 3 Importância das variáveis ambientais para o modelo de distribuição de *Steno bredanensis* e *Tursiops truncatus* no Ano 2. Os valores representam o índice Mean Decrease Accuracy (MDA), que indica a perda percentual de acurácia do modelo quando a variável é removida por ordem de importância. Siglas: Prof (Profundidade); Salin (Salinidade); Dist (Distância da costa); pH (Potencial hidrogeniônico); Temp (Temperatura da superfície do mar). Fonte: Elaborado pela autora. (2026)

No terceiro ano do projeto (Ano 3), observou-se um cenário distinto quanto à disponibilidade de dados: devido à insuficiência de registros de *Tursiops truncatus*, a modelagem foi realizada exclusivamente para *Steno bredanensis*. O modelo apresentou um desempenho sólido, com taxa de erro *Out-of-Bag* (OOB) de 14,09% e índice TSS de 0,80. A robustez preditiva foi corroborada pelo valor de AUC (0,925), indicando uma excelente capacidade discriminatória. Quanto à relevância ambiental, a distância da costa apresentou-se como o principal preditor segundo o índice MDA (43,40%), seguida pelo pH (27,69%), demonstrando uma transição na hierarquia de importância em comparação

ao ano anterior para esta espécie.

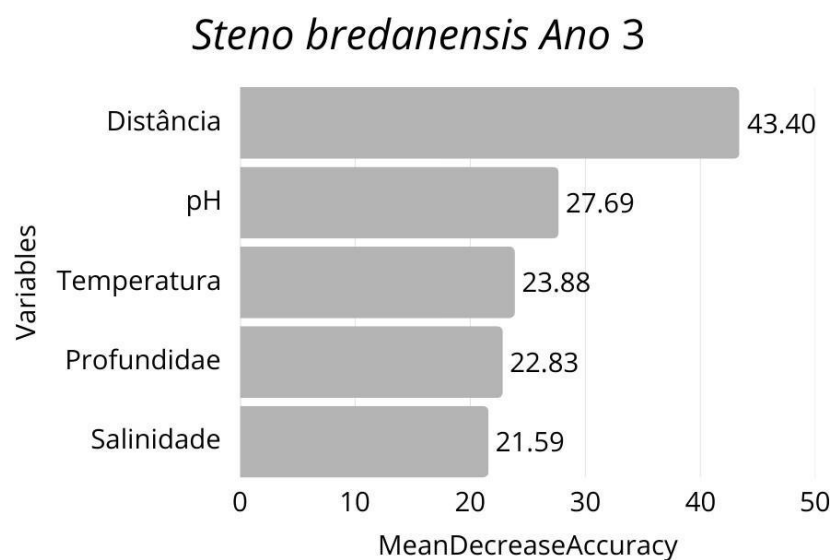


Figure 4 Importância das variáveis ambientais para o modelo de distribuição de *Steno bredanensis* no Ano 3. Os valores representam o índice Mean Decrease Accuracy (MDA), que indica a perda percentual de acurácia do modelo quando a variável é removida por ordem de importância.

As análises permaneceram focadas em *Steno bredanensis*, cujo modelo manteve um desempenho consistente, com taxa de erro OOB de 13,0% e índice TSS de 0,80. A precisão foi reforçada pelo valor de AUC de 0,95. A distância da costa consolidou-se como o principal preditor (41,80%), seguida pelo pH (31,59%), mantendo a estrutura de relevância ambiental observada no período anterior.

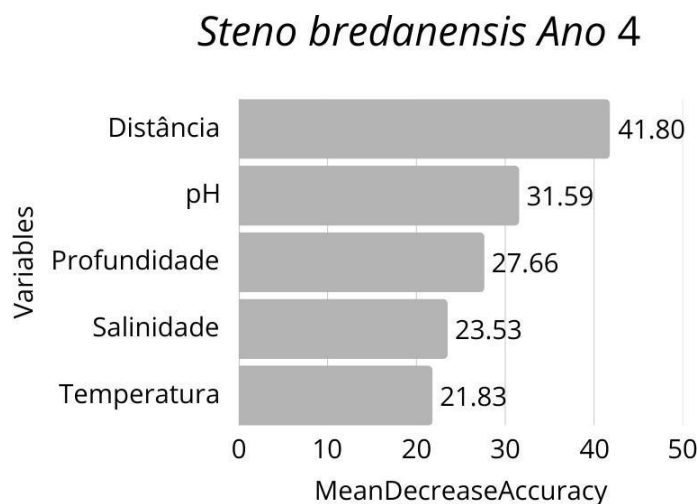


Figure 5 Importância das variáveis ambientais para o modelo de distribuição de *Steno bredanensis* no Ano 5. Os valores representam o índice Mean Decrease Accuracy (MDA), que indica a perda percentual de acurácia do modelo quando a variável é removida por ordem de importância. Elaborado pela autora (2026).

3.3 Estatística descritiva

Para caracterizar o contexto ambiental do conjunto de dados utilizado na modelagem da distribuição das espécies, foram calculadas estatísticas descritivas para todas as variáveis ambientais incluídas nas análises..

Foram realizadas comparações intra e interespecíficas, quando registradas co-ocorrências. As comparações intraespecíficas foram realizadas pra verificar se existiam diferenças entre as variaveis em que os animais foram registrados sozinhos, quando comparados com os dados de registros de ambas as espécies (Ano 2).

Entre os dois primeiros anos de estudo foi observada uma diferença significativa entre a temperatura e salinidade em que a espécie *Tursiops truncatus* foi registrada, como mostra na Tabela 3.

Variável	Ano 1			Ano 2			
	Mediana	Mín	Máx	Mediana	Min	Máx	valor-p
Temperatura	27.43	26.73	28.47	25.91	25.88	25.98	<0.001***
Salinidade	36.94	36.70	37.12	37.06	37.05	37.07	<0.001***
Distância da Costa	67408.06	14567	70319	54563.41	20735	70205	0.07
pH	8.04	8.03	8.04	8.04	8.03	8.04	0.94
Profundidade	-20.54	-7.4	-736.9	-18.82	-5.70	-490.20	0.53

Tabela 3. Estatística descritiva da comparação entre os dados encontrados para dois anos de estudo de uma mesma espécie *Tursiops truncatus*. As variáveis ambientais estão expressas nas seguintes unidades: temperatura (°C), salinidade (PSU), profundidade (m) e distância da costa (m). *** valor-p com valor <0,001 indicando diferença significativa. Valores representativos para onde houveram detecções acústicas. Fonte: Elaborado pela autora. (2026).

Já quando feita a análise interespecífica do Ano 2, apenas a profundidade se mostrou significativamente diferente para as espécies (Tabela 4).

Variável	<i>T. truncatus</i>			<i>S. bredanensis</i>			
	Mediana	Mín	Máx	Mediana	Mín	Máx	valor-p
Temperatura	25.91	25.88	25.98	25.92	25.88	25.92	0.56
Salinidade	37.06	37.05	37.07	37.06	37.05	37.06	0.07
Distância da Costa	54563.41	20735	70205	53332.27	51992	70201	0.08
pH	8.04	8.03	8.04	8.04	8.04	8.04	0.36
Profundidade	-18.82	-5.70	-490.20	-23.11	-19.24	-490.2	<0.001***

Tabela 4 Dados da estatística descritiva de comparação interespecífica quando encontradas no mesmo ano de estudo (Ano 2) As variáveis ambientais estão expressas nas seguintes unidades: temperatura (°C), salinidade (PSU), profundidade (m) e distância da costa (m)). *** valor-p com valor <0,001 indicando diferença significativa. Valores representativos para onde houveram detecções acústicas. Fonte: Elaborado pela autora. (2026)

A variação intraespecífica nas condições ambientais associadas aos registros de *Steno bredanensis* foi avaliada por meio da comparação entre os anos 2, 3 e 4 do estudo. Considerando que esses períodos diferem quanto ao contexto de coocorrência interespecífica e ao esforço amostral, optou-se por uma abordagem exclusivamente intraespecífica. As diferenças entre os anos foram testadas utilizando o teste não paramétrico de Kruskal–Wallis, aplicado individualmente a cada variável ambiental, a fim de verificar a existência de variações significativas na distribuição das condições ambientais ocupadas pela espécie. (Tabela 5).

Variável	Ano 2			Ano 3			Ano 4			valor-p
	Mediana	Min	Máx	Mediana	Min	Max	Mediana	Min	Máx	
Temperatura	25.92	25.88	25.92	26.99	24.95	27.72	27.82	27.24	27.89	<0.001***
Salinidade	37.06	37.05	37.06	36.92.	36.82	37.03	36.48	36.38	36.48	<0.001***
Distância da Costa	53332.27	51992	70201	66701.88	15956.8	68918.2	61627.95	59917.2	69780.3	<0.001***
pH	8.04	8.04	8.04	8.04	8.04	8.05	8.04	8.04	8.04	<0.001***
Profundidade	-23.11	-19.24	-490.2	-22.53	-10.54	-36.43	-28.01	-28.01	-33.47	<0.001***

*Tabela 5 Estatística descritiva da comparação entre os dados encontrados para três anos de estudo de uma mesma espécie Stenobredanensis. As variáveis ambientais estão expressas nas seguintes unidades: temperatura (°C), salinidade (PSU), profundidade (m) e distância da costa (m). *** valor-p com valor <0,001 indicando diferença significativa. Valores representativos para onde houveram detecções acústicas.. Fonte: Elaborado pela autora. (2026)*

Todas as variáveis analisadas apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os grupos comparados. No entanto, considerando a expressiva discrepância nos tamanhos amostrais entre os grupos, esses resultados devem ser interpretados com cautela.

3.4 Modelos preditivos de distribuição espacial

A partir dos modelos de Random Forest, foram gerados mapas de distribuição potencial para as espécies ao longo da área de estudo. Esses mapas representam a

probabilidade relativa de ocorrência estimada pelos modelos com base nas variáveis ambientais consideradas, permitindo a visualização espacial dos padrões preditos. As probabilidades foram espacializadas em uma grade regular, sendo os registros observados de presença sobrepostos para fins de comparação visual. Para reduzir a variabilidade associada às diferentes execuções do algoritmo, os mapas apresentados correspondem à média das probabilidades preditas obtidas a partir do conjunto de modelos ajustados.

O mapa de distribuição média é um combinado dos mapas anuais e mostra, em vermelho, as áreas que o modelo estimou ter mais probabilidade de ocorrência das espécies. A barra de escala de cores indica que quanto mais próximo de tons de vermelho, mais os modelos previram a ocorrência das espécies naquele local. E o mapa mostra três áreas de concentração desses pontos de maior probabilidade, próximo a desembocadura do Rio Doce, dentro dos limites das unidades de conservação, e mais ao norte do estado. A única diferença entre as espécies é que para o golfinho-de-dentes-rugosos a desembocadura do rio doce não apresenta ser uma área de probabilidade de ocorrência tão grande quanto para o golfinho-nariz-de-garrafa (Figura 6).

Em contraste o mapa de variabilidade espacial é calculado a partir dos desvios padrões do mapa de médias. Esse mapa foi feito com o objetivo de obter uma melhor informação sobre a divergência dos modelos. Os pontos mais avermelhados indicam onde os modelos anuais mais tem divergências sobre a previsão de distribuição das espécies. O modelo do golfinho-nariz-de-garrafa apresenta pontos com maior divergência entre os modelos, próximos às áreas de conservação e a desembocadura do Rio Doce. Já para o golfinho-de-dentes-rugosos o modelo apresenta valores de menor divergência, em um quadro geral, e apenas alguns pontos de grande divergência (pontos vermelhos) entre os modelos, o que indica que os modelos dessa espécie seguiram um padrão mais uniforme de predição. (Figura 7).

DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL MÉDIA

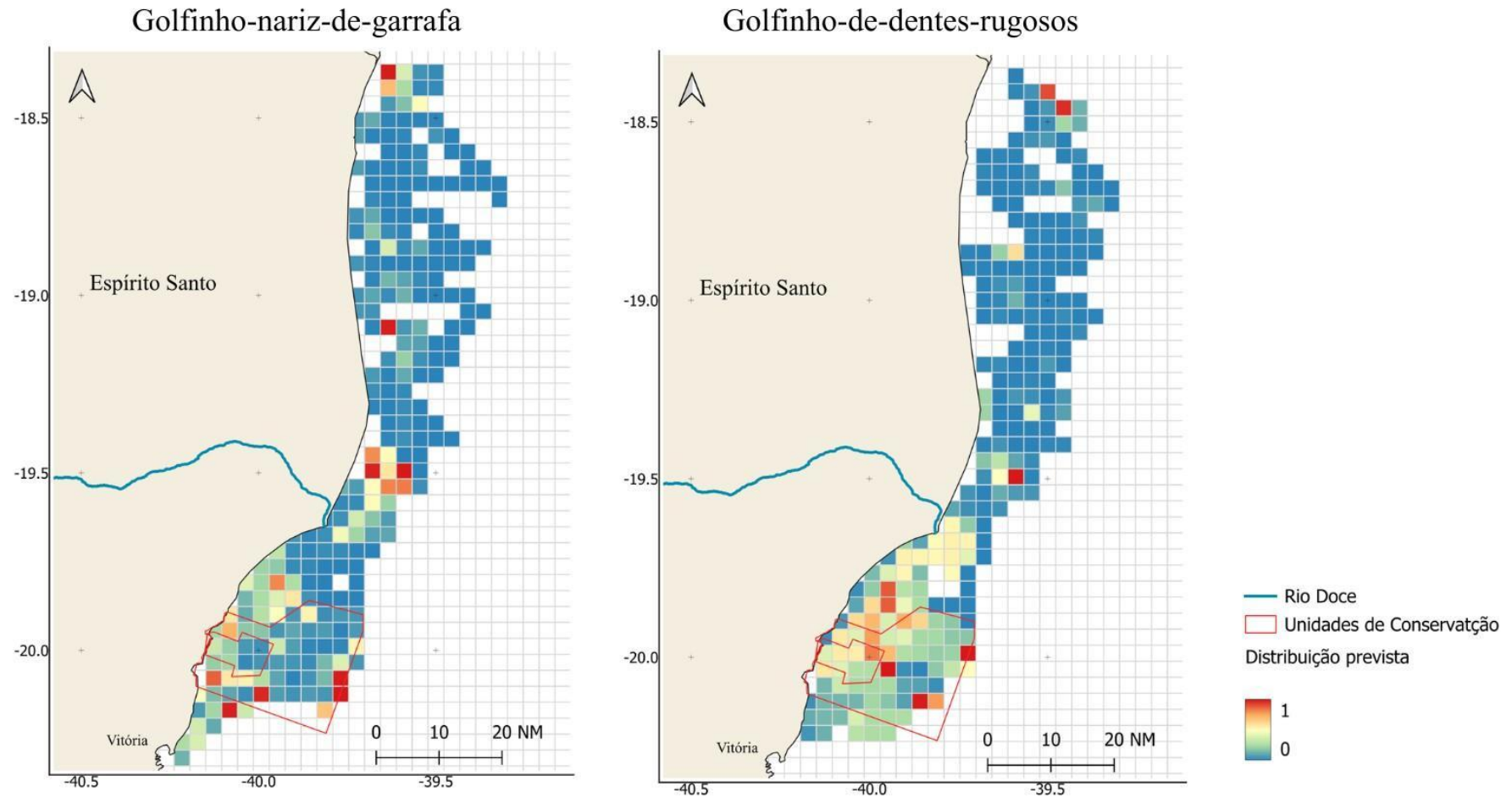


Figure 6 Distribuição espacial média da probabilidade de presença predita para *Tursiops truncatus* (esquerda) e *Steno bredanensis* (direita), obtida a partir dos modelos de Random Forest. As probabilidades foram estimadas para cada célula da grade regular que abrange a área de estudo. O Rio Doce e as Unidades de Conservação estão indicados. Fonte: Elaborado pela autora. (2026)

VARIABILIDADE ESPACIAL DAS PREVISÕES DE DISTRIBUIÇÃO

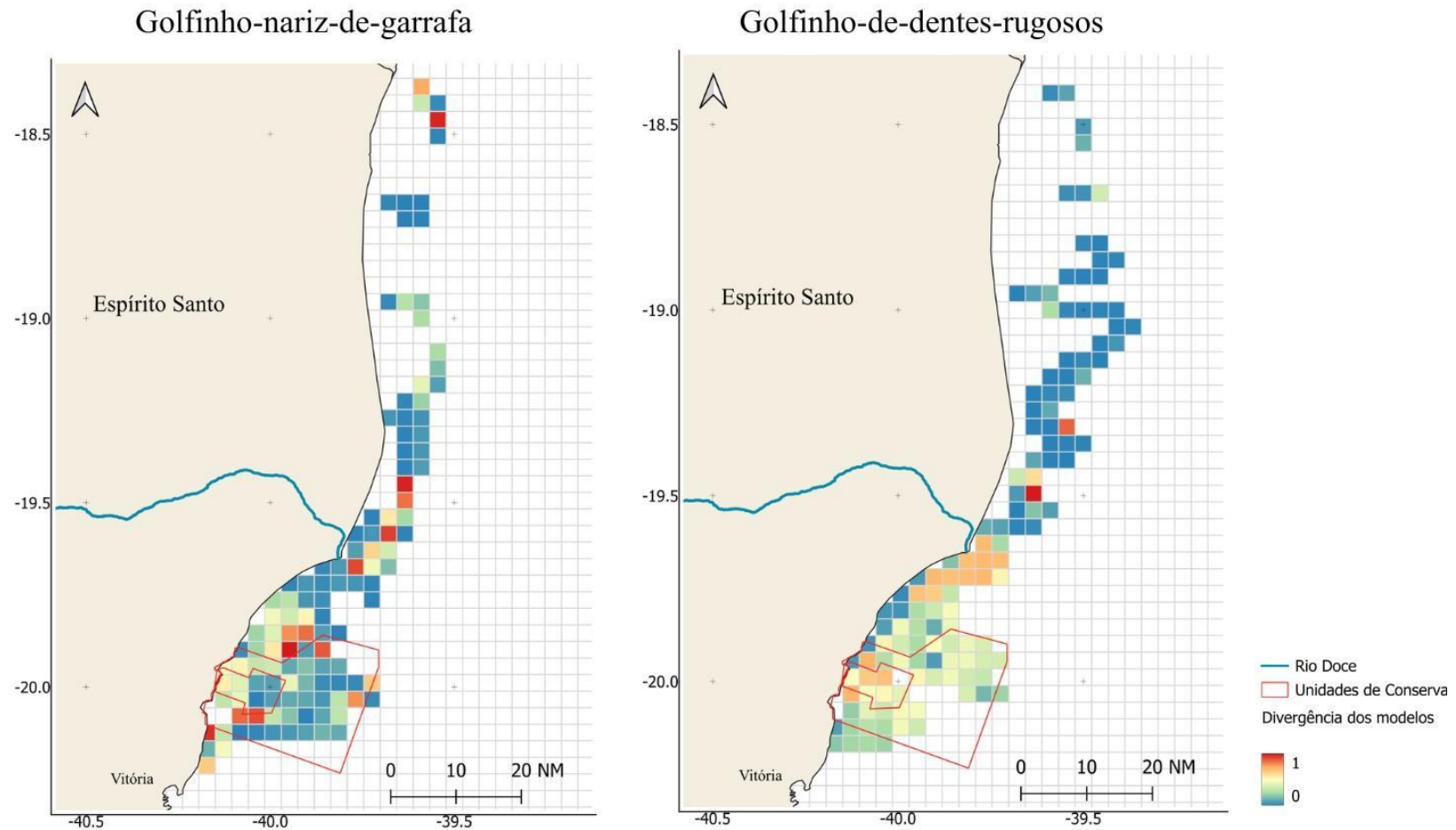


Figure 7 Divergência espacial das probabilidades de presença previstas para *Tursiops truncatus* (esquerda) e *Steno bredanensis* (direita), estimada a partir dos modelos de Random Forest. Valores mais elevados indicam maior variabilidade entre as previsões dos modelos, enquanto valores próximos de zero refletem maior consistência.. Fonte: Elaborado pela autora. (2026)

4. DISCUSSÃO

A análise do Ano 1 revelou que a distribuição de *Tursiops truncatus* foi condicionada primordialmente pela distância da costa e pelo pH. Tal configuração sugere uma preferência por zonas de interface costeira, onde as propriedades físico-químicas da água podem atuar como indicadores de áreas de elevada produtividade primária. No entanto, em virtude da ausência de registros de *Steno bredanensis* nesse período a distribuição observada foi possivelmente resultante de respostas individuais às flutuações oceanográficas sazonais.

No Ano 2, a coocorrência de ambas as espécies permitiu a identificação de padrões de distribuição sob influência interespecífica. Para *T. truncatus*, observou-se a manutenção do pH e da salinidade como os principais preditores, o que indica que tais variáveis físico-químicas constituem parâmetros determinantes para a ocupação da área, independentemente do contexto de competição. A comparação estatística interespecífica demonstrou que a profundidade foi a única variável a apresentar divergência significativa ($p < 0,001$). Esse resultado evidencia um mecanismo de segregação vertical de habitat, sugerindo que, embora as espécies selecionem massas de água com características físico-químicas similares, a partilha de recursos é viabilizada pela exploração de estratos batimétricos distintos na coluna d'água.

A partir do Ano 3, a análise focada exclusivamente em *S. bredanensis* demonstrou estabilidade na importância dos preditores ambientais. A persistência da distância da costa e do pH como variáveis determinantes nos Anos 3 e 4 corrobora a hipótese de que esta espécie utiliza o espaço em uma escala distinta de *T. truncatus*. Para *S. bredanensis*, a distância da costa representa um gradiente em direção a águas de maior estabilidade ambiental, características de zonas de transição para a plataforma externa. A relevância da profundidade, particularmente no Ano 4, reforça a seletividade da espécie por estruturas verticais específicas, condizente com o hábito pelágico e a afinidade oceânica descritos para o táxon.

Em síntese, os resultados sugerem que o pH e a salinidade atuam como filtros ambientais basais para a ocorrência das espécies na região, enquanto a profundidade emerge como a dimensão crítica para a segregação de nicho durante períodos de simpatria. Salienta-se que as elevadas significâncias estatísticas reportadas devem ser

interpretadas sob a ótica do robusto tamanho amostral, priorizando-se a magnitude ecológica dos deslocamentos e a coerência biológica dos modelos na interpretação final da dinâmica de distribuição destes cetáceos.

Adicionalmente, cumpre ressaltar que a detecção de diferenças estatisticamente significativas em todos os parâmetros oceanográficos para *S. bredanensis* deve ser interpretada com cautela sob a ótica do desenho amostral. Testes de hipóteses não paramétricos baseados em postos, como o Mann-Whitney e o Kruskal-Wallis, apresentam um incremento substancial de poder estatístico conforme o aumento do tamanho amostral (n). No presente estudo, a sensibilidade exacerbada decorrente do volume de registros pode ter conduzido à rejeição da hipótese nula em variáveis cuja magnitude de variação ecológica é discreta. Dessa forma, a significância estatística observada ($p < 0,001$) reflete a robustez matemática dos dados, mas não implica, necessariamente, em uma alteração drástica nas preferências ambientais da espécie, devendo a interpretação priorizar a magnitude dos desvios e a consistência biológica dos modelos de distribuição.

Em conclusão, os padrões de distribuição observados ao longo dos quatro anos de monitoramento indicam que a coexistência entre *T. truncatus* e *S. bredanensis* em sistemas costeiros tropicais é mediada por uma complexa interação entre fidelidade a massas de água e plasticidade espacial. A estabilidade da importância do pH e da salinidade sugere que estas variáveis físico-químicas atuam como filtros ambientais basais, definindo o envelope de ocorrência de ambas as espécies. Contudo, a detecção de segregação batimétrica significativa durante o período de simpatria aponta a dimensão vertical como o principal eixo de partilha de nicho, mecanismo essencial para a redução da sobreposição trófica e espacial. Por fim, a variabilidade na hierarquia dos preditores ressalta a importância de abordagens temporais amplas, capazes de distinguir flutuações oceanográficas pontuais de padrões consistentes de uso de habitat, fornecendo subsídios mais robustos para a conservação de pequenos cetáceos em ambientes dinâmicos.

5. REFERÊNCIAS

A.S. Kavanagh, M. Nykänen, W. Hunt, N. Richardson, M.J. Jessopp, Seismic surveys reduce cetacean sightings across a large marine ecosystem, Sci. Rep. 9 (2019) 19164, doi: 10.1038/s41598-01955500-4 .

Albouy, C., Delattre, V. L., Donati, G., Frölicher, T. L., Albouy-Boyer, S., Rufino, M., ... & Mouillot, D. (2020). Global vulnerability of marine mammals to global warming. *Scientific Reports*, 10(1), 548. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-57280-3>

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

Amorim, T.O.S., Rezende de Castro, F., Rodrigues Moron, J., Ribeiro Duque, B., Couto Di Tullio, J., Resende Secchi, E., Andriolo, A., 2019. Integrative bioacoustics discrimination of eight delphinid species in the western South Atlantic Ocean. *PLoS ONE* 14, e0217977.

Barreto, J., Cajaíba, L., Teixeira, J.B., Nascimento, L., Giacomo, A., Barcelos, N., Fettermann, T., Martins, A., 2021. Drone monitoring: Improving the detectability of threatened marine megafauna. *Drones*. 5, 14.

Barros, N. B., & Odell, D. K. (1990). Food habits of bottlenose dolphins in the southeastern United States. In *Proceedings of the Second Marine Mammal Stranding Workshop*, 32–38.

Barros, N. B., & Wells, R. S. (1998). Prey and feeding patterns of resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Sarasota Bay, Florida. *Journal of Mammalogy*, 79(3), 1045–1059. <https://doi.org/10.2307/1383114>

Baum, J. K., and Worm, B. (2009). Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *J. Anim. Ecol.* 78, 699–714. doi: 10.1111/j.1365-2656.2009.01531.x

Bearzi, G., Reeves, R. R., Remonato, E., Pierantonio, N., & Airoidi, S. 2011. Risso's dolphin *Grampus griseus* in the Mediterranean Sea. *Mammalian Biology*, 76(4): 385–400. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2010.10.003>

Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 45(1), 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>

Burgess, M. G., and Becker, S. L. (2022). Good and bad news for ocean predators. *Science* 378, 596–597. doi: 10.1126/science.add0342

Carvalho, R. R., Amorim, T. O. S., de Castro, F. R., Lima, I. M. S., & Lailson-Brito, J. 2021. Habitat use of two dolphin species in southeastern Brazil: influence of environmental variables and anthropogenic activities. *Aquatic Ecology*, 55: 507–522. <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09853-2>

Center for Conservation Bioacoustics. (2019). Raven Pro: Interactive Sound Analysis Software (Version 1.6) [Software]. Cornell Lab of Ornithology. Disponível em <https://ravensoundsoftware.com>

Chambault, P., Tervo, O. M., Garde, E., Hansen, R. G., Blackwell, S. B., Williams, T. M., ... & Heide-Jørgensen, M. P. (2020). The impact of rising sea temperatures on an Arctic top predator, the narwhal. *Scientific Reports*, 10, 18678. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-75658-6>

Choy, C. A., Popp, B. N., Hannides, C. C. S., & Drazen, J. C. (2013). Trophic structure and food resources of epipelagic and mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre ecosystem inferred from nitrogen isotopic compositions. *Limnology and Oceanography*, 58(1), 232–245.

Connor, R. C., Heithaus, M. R., & Barre, L. M. (2001). Complex social structure, alliance stability and mating access in a bottlenose dolphin “super-alliance.” *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 268(1464), 263–267. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1357>

Connor, R. C., Heithaus, M. R., & Barre, L. M. (2001). Complex social structure, alliance stability and mating access in a bottlenose dolphin “super-alliance.” *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 268(1464), 263–267. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1357>

Cutler, D. R., Edwards, T. C., Beard, K. H., Cutler, A., Hess, K. T., Gibson, J., & Lawler, J. J. (2007). Random forests for classification in ecology. *Ecology*, 88(11), 2783–2792. <https://doi.org/10.1890/07-0539.1>

D'Agrosa, C., C. E. Lennert-Cody, and O. Vidal. 2000. Vaquita bycatch in Mexico's artisanal gillnet fisheries: driving a small population to extinction. *Conservation Biology* 14:1110–1119.

Desforges, J.P.W., Sonne, C., Levin, M., Siebert, U., De Guise, S., Dietz, R., 2016. Immunotoxic effects of environmental pollutants in marine mammals. *Environ. Int.* 86, 126–139.

Di Tullio, J. C., Gandra, T. B. R., Zerbini, A. N., & Secchi, E. R. (2015). Diversity and distribution patterns of cetaceans in the subtropical southwestern Atlantic outer continental shelf and slope. *PLoS ONE*, 10(2), e0118372. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118372>

Dinis, A., Alves, F., Cascão, I., & Freitas, L. (2021). Habitat use by oceanic dolphins in the Azores. *Marine Ecology Progress Series*, 654, 233–247. <https://doi.org/10.3354/meps13511>

Diniz, K., Medeiros, M. V., Sucunza, F., & Simões-Lopes, P. C. 2017. Residency patterns of rough-toothed dolphins *Steno bredanensis* off southern Brazil. *Marine Mammal Science*, 33(3): 824–841. <https://doi.org/10.1111/mms.12392>

Dulvy, N. K., Simpfendorfer, C. A., Davidson, L. N., Fordham, S. V., Bräutigam, A., Sant, G., et al. (2017). Challenges and priorities in shark and ray conservation. *Curr. Biol.* 27, R565–R572. doi:10.1016/j.cub.2017.04.038

Efron, B. (1979). Bootstrap methods: Another look at the jackknife. *Annals of Statistics*, 7(1), 1–26. <https://doi.org/10.1214/aos/1176344552>

Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677–697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>

Estes, J. A., Heithaus, M., McCauley, D. J., Rasher, D. B., and Worm, B. (2016). Megafaunal impacts on structure and function of ocean ecosystems. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 41, 83–116. doi: 10.1146/annurev-environ-110615-085622

Fabry, V. J., Seibel, B. A., Feely, R. A., & Orr, J. C. (2008). Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES Journal of Marine Science*, 65(3), 414–432. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn048>

Ferretti, F., Myers, R. A., Serena, F., and Lotze, H. K. (2008). Loss of large predatory sharks from the Mediterranean sea. *Conserv. Biol.* 22, 952–964. doi: 10.1111/j.15231739.2008.00938.x

FOLEY, M. M.; HALPERN, B. S.; MICHELI, F.; ARMSBY, M. H.; CALDWELL, M. R.; CRAIN, C. M., PRAHLER, E.; ROHR, N.; SIVAS, D.; BECK, W. M.; CARR, M. K.; CROWDER, L. R.; DUFFY, E. J. HACKER, D. S.; MCLEOD, K. L.; PALUMBI, S. R.; PETERSON, C. H.; REGAN, H. M. STENECK, R. S.; 2010. Guiding ecological principles for marine spatial planning. *Mar. Pol.*; v. 34, n. 5, p. 955–966.

Forney, K. A., Ferguson, M. C., Becker, E. A., Fiedler, P. C., Redfern, J. V., & Barlow, J. 2012. Habitat-based spatial models of cetacean density in the Eastern Pacific Ocean. *Endangered Species Research*, 16(2): 113–133. <https://doi.org/10.3354/esr00393>

Friedman, J. H. (2001). Greedy function approximation: A gradient boosting machine. *Annals of Statistics*, 29, 1189–1232. <https://doi.org/10.1214/aos/1013203451>

G. Nabi, R.W. McLaughlin, Y. Hao, K. Wang, X. Zeng, S. Khan, D. Wang, The possible effects of anthropogenic acoustic pollution on marine mammals' reproduction: an emerging threat to animal extinction, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25 (2018) 19338–19345, doi: 10.1007/s11356-0182208-7 .

Gannon, D. P., & Waples, D. M. (2004). Diets of coastal bottlenose dolphins from the U.S. mid-Atlantic coast differ by habitat. *Marine Mammal Science*, 20(3), 527–545. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2004.tb01177.x>

Genuer, R., Poggi, J.-M., & Tuleau-Malot, C. (2010). Variable selection using random forests. *Pattern Recognition Letters*, 31, 2225–2236. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2010.03.014>

Gómez, C., Lawson, J.W., Wright, A.J., Buren, A.D., Tollit, D., Lesage, V., 2016. A systematic review on the behavioural responses of wild marine mammals to noise: the disparity between science and policy. *Can. J. Zool.* 94, 801–819.

Grömping, U. (2009). Variable importance assessment in regression: Linear regression versus random forest. *The American Statistician*, 63, 308–319. <https://doi.org/10.1198/tast.2009.08199>

Guillera-Aroita, G., Lahoz-Monfort, J. J., Elith, J., Gordon, A., Kujala, H., Lentini, P. E., ... & Wintle, B. A. (2015). Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. *Global Ecology and Biogeography*, 24, 276–292. <https://doi.org/10.1111/geb.12268>

Guinehut, S., Dhomps, A.-L., Larnicol, G., & Le Traon, P.-Y. (2012). High resolution 3-D temperature and salinity fields derived from in situ and satellite observations. *Ocean Science*, 8(5), 845–857. <https://doi.org/10.5194/os-8-845-2012>

Guisan, A., & Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2–3): 147–186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)

Hastie, G. D., Russell, D. J. F., McConnell, B., Moss, S., Thompson, D., & Janik, V. M. 2015. Sound exposure in harbour seals during the installation of an offshore wind farm: predictions of auditory damage. *Journal of Applied Ecology*, 52(3): 631–640. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12403>

Hastie, T., Tibshirani, R., & Friedman, J. H. 2009. *The elements of statistical learning: Data mining, inference, and prediction* (2nd ed.). Springer.

Heithaus, M. R., Frid, A., Wirsing, A. J., and Worm, B. (2008). Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends Ecol. Evol.* 23, 202–210. doi: 10.1016/j.tree.2008.01.003

Hersh, S. L., & Duffield, D. A. (1990). Distinction between northwest Atlantic offshore and coastal bottlenose dolphins based on hemoglobin profile and morphometry. In S.

Leatherwood & R. R. Reeves (Eds.), *The bottlenose dolphin* (pp. 129–139). Academic Press.

Hijmans, R. J., & Graham, C. H. (2006). The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*, 12, 2272–2281. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01256.x>

Hooker, S. K., Cañadas, A., Hyrenbach, K. D., Corrigan, C., Polovina, J. J., Reeves, R. R. 2011. Making Protected Area Networks Effective For Marine Top Predators. *Endanger. Species Res.* V. 13, P. 203–218.

Hoyt, E. 2011. *Marine Protected Areas For Whales, Dolphins And Porpoises: A World Handbook For Cetacean Habitat Conservation*. 2^a Ed. Earthscan, Londres E Nova York, P. 477. Isbn: 978-1-84407-762-5 And 978-1-84407-763-2.

Hysen, E., Torregrosa, A., Jarnevich, C. S., & Bellis, E. A. (2022). Evaluating the impact of background point selection on species distribution models. *Ecological Modelling*, 474, 110027. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110027>

Jefferson, T. A., Webber, M. A., & Pitman, R. L. (2015). *Marine Mammals of the World: A Comprehensive Guide to Their Identification*. Elsevier.

Kaschner, K., Tittensor, D.P., Ready, J., Gerrodette, T., Worm, B., 2011. Current and future patterns of global marine mammal biodiversity. *PLoS One* 6, e19653.

Liaw, A., & Wiener, M. (2002). Classification and regression by randomForest. *R News*, 2(3), 18–22.

Lodi, L., & Tardin, R. H. (2018). Citizen science contributes to the understanding of the occurrence and distribution of cetaceans in southern Brazil — A case study. *Ocean & Coastal Management*, 158, 45–55. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.03.029>

MacLeod, C. D. (2009). Global climate change, range changes and potential implications for the conservation of marine cetaceans: A review and synthesis. *Endangered Species Research*, 7, 125–136. <https://doi.org/10.3354/esr00197>

- Mannocci, L., Roberts, J. J., Halpin, P. N., & Monestiez, P. 2017. Extrapolating cetacean densities to quantitatively assess human impacts on populations in the high seas. *Conservation Biology*, 31(3): 601–614. <https://doi.org/10.1111/cobi.12856>
- Marini, C., Fossa, F., Paoli, C., Bellingeri, M., Gnone, G., & Vassallo, P. (2015). Modelling habitat suitability for cetaceans: Comparing presence-only methods and significance thresholds. *Journal of Environmental Management*, 150, 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2008.11.001>
- Marsh, H., Penrose, H., Eros, C., Hugues, J., 2002. Dugong: status report and action plans for countries and territories. In: I.S.S.S. Group (Ed.), UNEP: Early Warning and Assessment Report Series, ownsville.
- Marsili, L., Jiménez, B., Borrell, A., 2018. Chapter 7 - Persistent Organic Pollutants in Cetaceans Living in a Hotspot Area: The Mediterranean Sea, in: Fossi, M.C., Panti, C. (Eds.), *Marine Mammal Ecotoxicology*. Academic Press, pp. 185–212. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-8121443.00007-3>
- Maze-Foley, K., & Würsig, B. (2002). Patterns of social affiliation and group composition for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in San Luis Pass, Texas. *Gulf of Mexico Science*, 20(2), 122–134. <https://doi.org/10.18785/goms.2002.05>
- Melcon, M.L., Failla, M., Iñíguez, M.A., 2012. Echolocation behavior of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in the wild. *J. Acoust. Soc. Am.* 131, 448–453.
- Melcón, M.L., Failla, M., Iñíguez, M.A., 2016. To understand the ontogeny of echolocation in franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*). *Mar. Mam. Sci.* 32, 1516–1521.
- Myers, R. A., Baum, J. K., Shepherd, T. D., Powers, S. P., and Peterson, C. H. (2007). Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science* 315, 1846–1850. doi: 10.1126/science.1138657
- Olson, R. J., et al. (2014). Modeling the effects of variations in ocean conditions on the food-web dynamics of eastern tropical Pacific tuna. *Progress in Oceanography*, 124, 69–84.

P.D. Jepson, R. Deaville, J.L. Barber, À. Aguilar, A. Borrell, S. Murphy, J. Barry, A. Brownlow, J. Barnett, S. Berrow, A.A. Cunningham, N.J. Davison, M. ten Doeschate, R. Esteban, M. Ferreira, A.D. Foote, T. Genov, J. Giménez, J. Loveridge, Á. Llavona, V. Martin, D.L. Maxwell, A. Papachlimitzou, R. Penrose, M.W. Perkins, B. Smith, R. de Stephanis, N. Tregenza, P. Verborgh, A. Fernandez, R.J. Law, PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters, *Sci. Rep.* 6 (2016) 18573, doi: 10.1038/srep18573 .

Pearson, R. G. (2007). Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. *Lessons in Conservation*, 3, 54–89.

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)

Perrin, W. F.; Wursig, B.; Thewissen, J. G. M. 2009. *Encyclopedia Of Marine Mammals*. 2. Ed., Amsterdam: Elsevier.

Phillips, R. A., Gales, R., Baker, G. B., Double, M. C., Favero, M., Quintana, F., et al. (2016). The conservation status and priorities for albatrosses and large petrels. *Biol. Conserv.* 201, 169–183. doi: 10.1016/j.biocon.2016.06.017

Pinsky, M. L., Selden, R. L., & Kitchel, Z. J. (2020). Climate-driven shifts in marine species ranges: Scaling from organisms to ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 12, 153–179. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010419-010916>

Pörtner, H. O. (2010). Oxygen- and capacity-limitation of thermal tolerance: a matrix for integrating climate-related stressor effects in marine ecosystems. *Journal of Experimental Biology*, 213(6), 881–893. <https://doi.org/10.1242/jeb.037523>

Prasad, A. M., Iverson, L. R., & Liaw, A. (2006). Newer classification and regression tree techniques: Bagging and random forests for ecological prediction. *Ecosystems*, 9(2), 181–199. <https://doi.org/10.1007/s10021-005-0054-1>

R Core Team. 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

Redfern, J. V., Ferguson, M. C., Becker, E. A., Hyrenbach, K. D., Good, C., Barlow, J., ... & Fauchald, P. 2006. Techniques for cetacean–habitat modeling. *Marine Ecology Progress Series*, 310: 271–295. <https://doi.org/10.3354/meps310271>

Reeves, R. R., B. D. Smith, E. Crespo, G. Notarbartolo di Sciara, and the Cetacean Specialist Group. 2003. Dolphins, whales, and porpoises: 2003–2010 conservation action plan for the world’s cetaceans. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.

Reeves, R.R., Smith, B.D., Crespo, E.A., di Sciara, G.N., 2003. Dolphins, Whales and Porpoises: 2002–2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK (comp).

Ridgway, S. H., & Harrison, R. (Eds.). (1999). *Handbook of marine mammals. Volume 6: The second book of dolphins and the porpoises*. San Diego: Academic Press.

Rodríguez, A., Arcos, J. M., Bretagnolle, V., Dias, M. P., Holmes, N. D., Louzao, M., et al. (2019). Future directions in conservation research on petrels and shearwaters. *Front. Mar. Sci.* 6. doi: 10.3389/fmars.2019.00094

Rossi, S., 2019. The End of the Cetaceans’ Reign, in: Rossi, S. (Ed.), *Oceans in Decline*. Springer International Publishing, Cham, pp. 43–51. https://doi.org/10.1007/978-3-030-02514-4_5

Sergio, F., Caro, T., Brown, D., Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J., Et Al. 2008. Top Predators As Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, And Efficacy. *Annu. Rev. Ecol. Evol.* P. 1–19.

Silva, M. A., et al. (2014). Spatial and temporal distribution of cetaceans in the mid-Atlantic waters around the Azores. *Marine Biology Research*, 10(2), 123–137. <https://doi.org/10.1080/17451000.2013.793814>

Simmonds, M., Isaac, S., 2007. The impacts of climate change on marine mammals: early signs of significant problems. *Oryx* 41, 1–8.

Tardin, R. H. (2018). Ecologia e comportamento do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) na Baía de Ilha Grande, RJ (Tese de Doutorado). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.

The MathWorks, Inc. (ano). MATLAB (versão utilizada) [Software]. Disponível em <https://www.mathworks.com>

Torres, L. G., Read, A. J., & Halpin, P. (2008). Fine-scale habitat modeling of a top marine predator: Do prey data improve predictive capacity? *Ecological Applications*, 18(7), 1702–1717. <https://doi.org/10.1890/07-1455.1>

Weilgart, L.S., 2007. The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Can. J. Zool.* 85, 1091–1116.

Wells, R. S., & Scott, M. D. (2009). Common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). In W. F. Perrin, B. Würsig, & J. G. M. Thewissen (Eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (2nd ed., pp. 249–255). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373553-9.00062-6>

West, K. L. (2011). *Steno bredanensis* (Cetacea: Delphinidae). *Mammalian Species*, 43(1), 177–189. <https://doi.org/10.1644/886.1>

West, K. L., Paglia, D. E., & Oleson, E. M. (2017). Examination of the stomach contents from stranded rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) from Hawaiian waters. *Pacific Science*, 71(4), 457–471.

Whitford, A. M., Shipley, B. R., & McGuire, J. L. (2024). The influence of the number and distribution of background points in presence-background species distribution models. *Ecological Modelling*, 488. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110604>

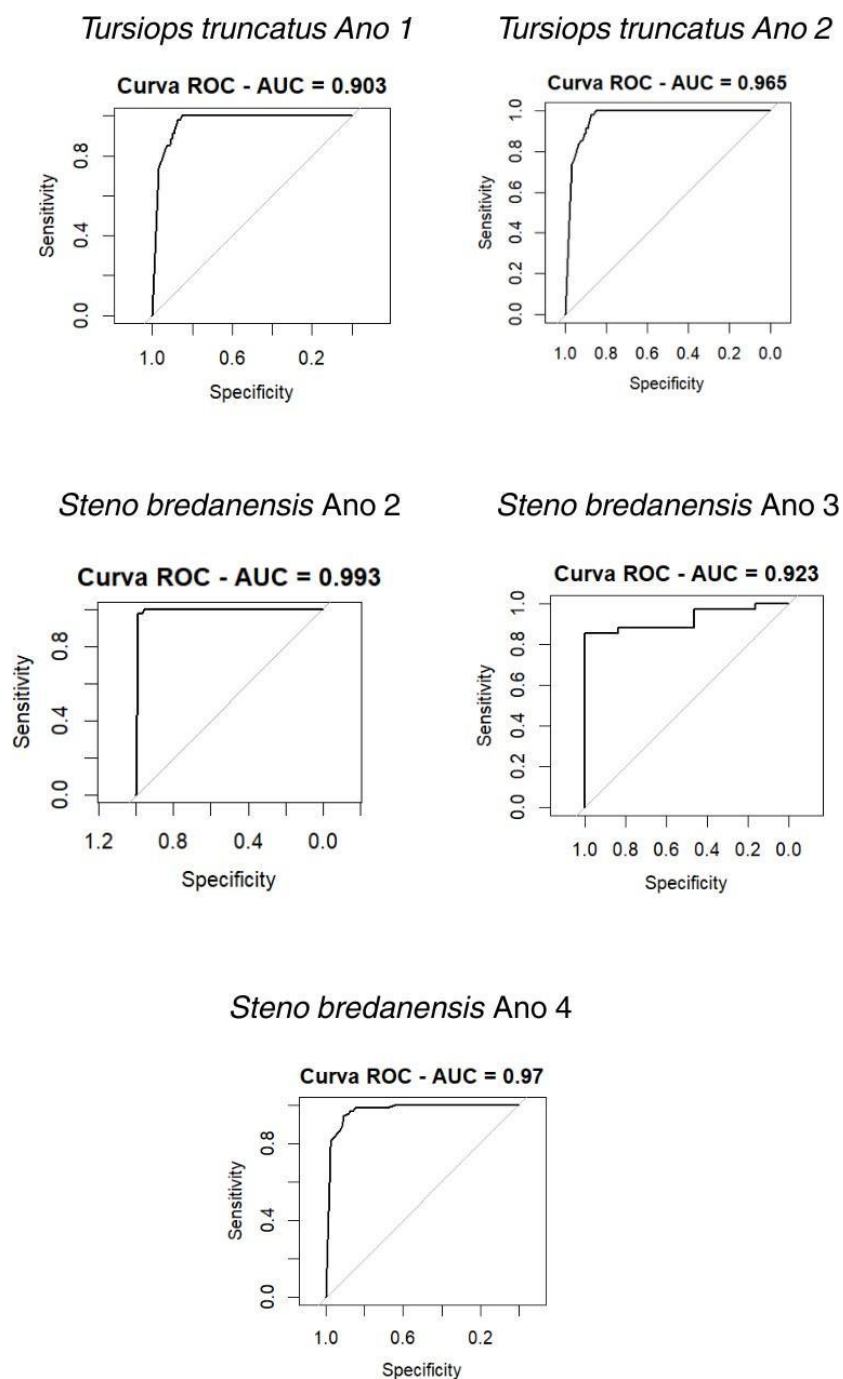
Wiggins, S.M., Roch, M.A., Hildebrand, J.A., 2010. Triton software package: Analyzing large passive acoustic monitoring datasets using MATLAB. *J. Acoust. Soc. Am.* 128, 2299–2299.

Z.-T. Wang, T. Akamatsu, P.-X. Duan, L. Zhou, J. Yuan, J. Li, P.-Y. Lei, Y.-W. Chen, Y.-N. Yang, K.-X. Wang, D. Wang, Underwater noise pollution in China's Yangtze River

critically endangers Yangtze finless porpoises (*Neophocaena asiaeorientalis asiaeorientalis*), Environ. Pollut. 262 (2020) 114310, doi: 10.1016/j.envp

APÊNCIE A – CURVAS ROC DOS MODELOS

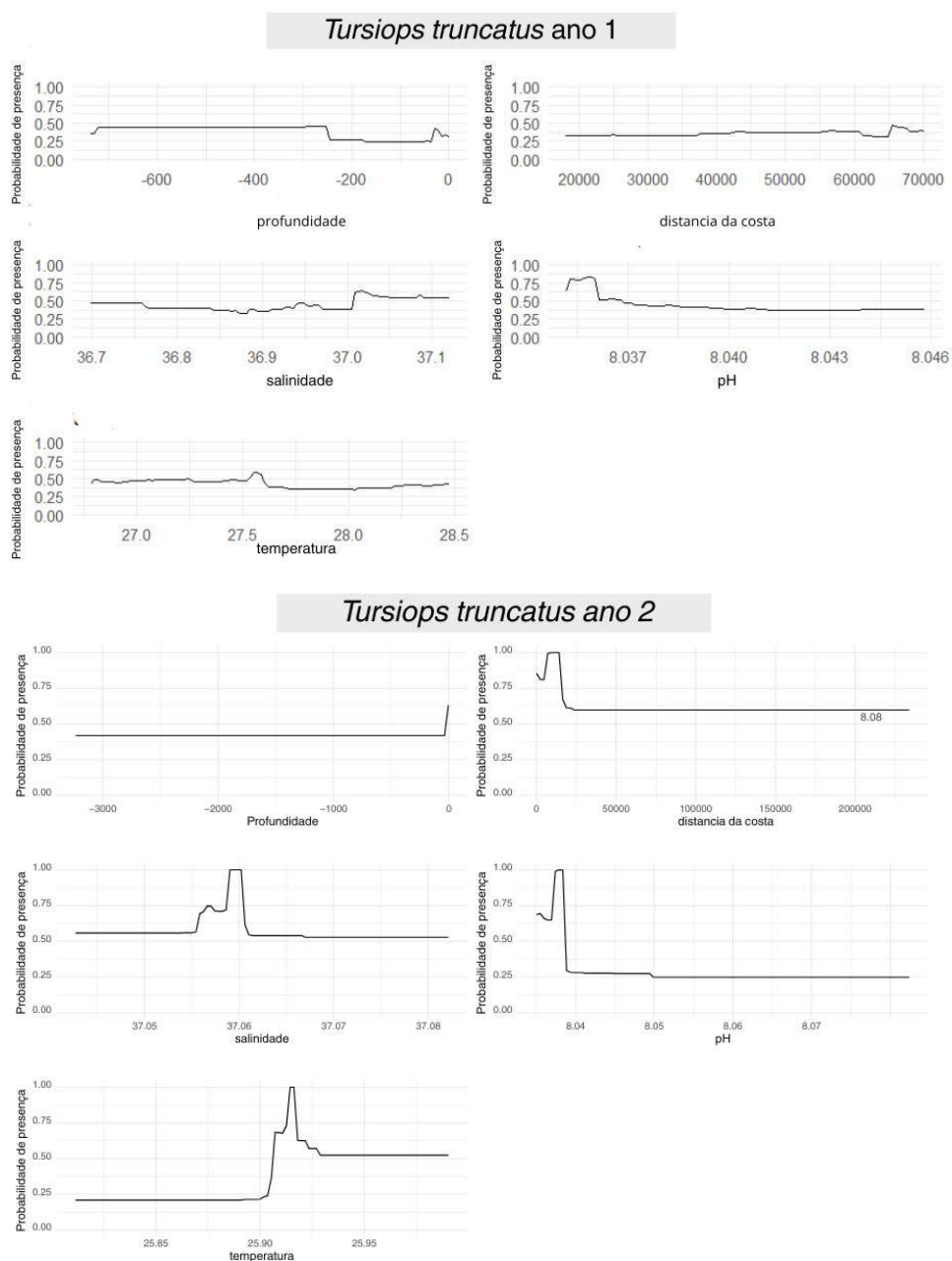
Figura A1. Saida das curvas ROC e seus respectivos AUC dos modelos RF para as espécies.



Fonte: Elaborado pela autora. (2026).

APENDICE B – PROBABILIDADE DE PRESENÇA E INFLUENCIA DAS VARIÁVEIS

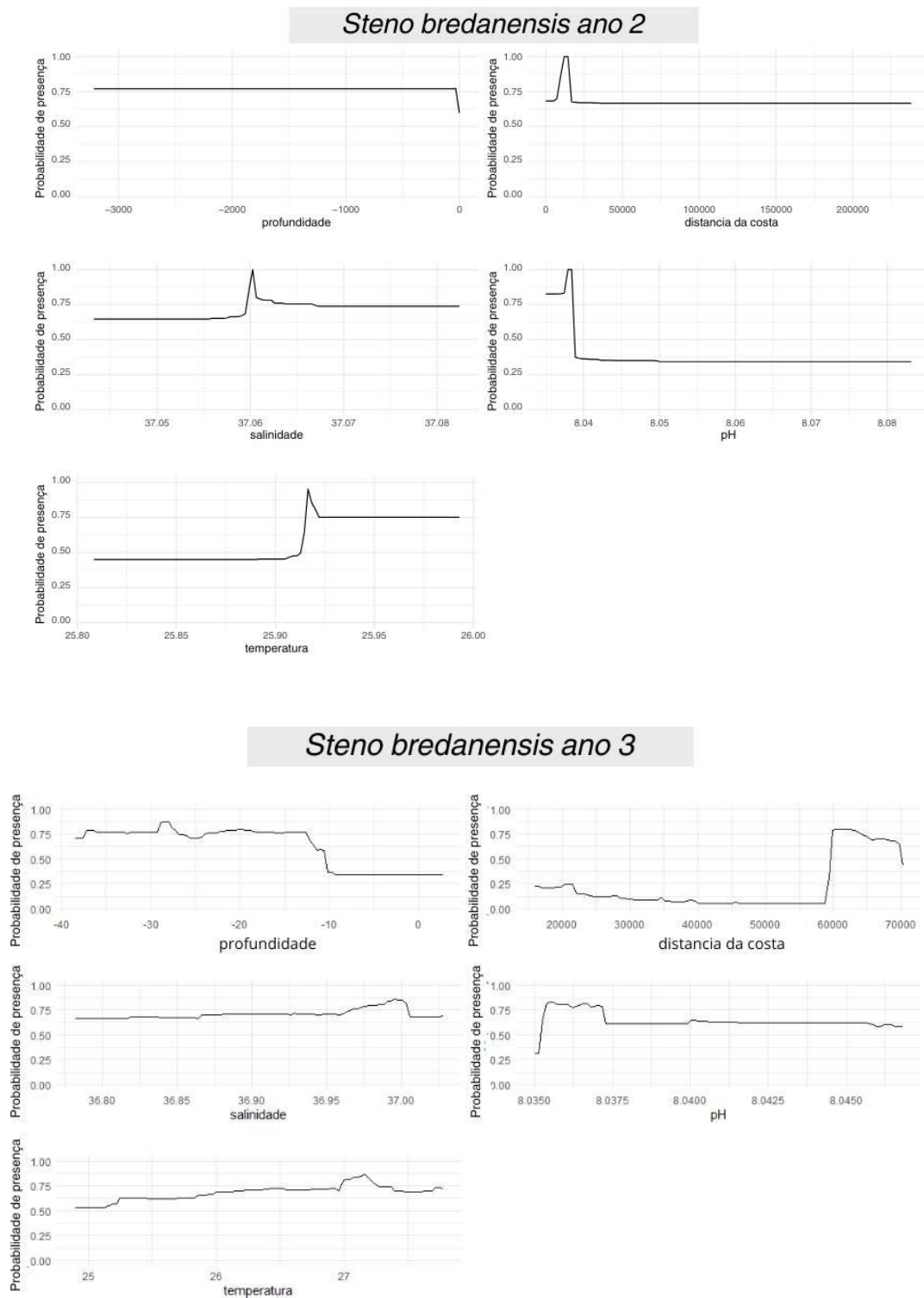
FIGURA B1. Grafico da probabilidade de presença prevista pelo modelo ao longo do gradiente das variaveis, para dois anos de estudo para *Tursiops truncatus*.



Fonte: Elaborado pela autora. (2026)

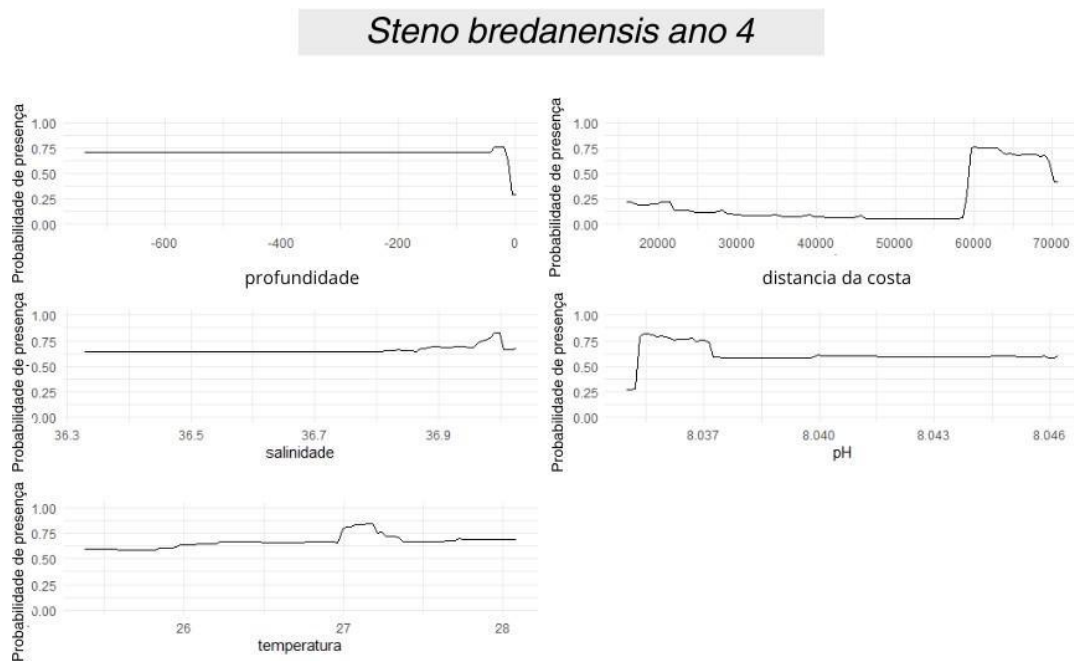
Os graficos mostram como a presença da espécie podem variar (nessa amostragem) de acordo com as alterações dos fatores ambientais . Os picos representam áreas de maior probabilidade de presença daquela espécie naquele valor de variável.

Figura B2. Grafico da probabilidade de presença prevista pelo modelo ao longo do gradiente das variáveis, para dois anos de estudo para *Steno bredanensis*.



Fonte: Elaborado pela autora. (2026).

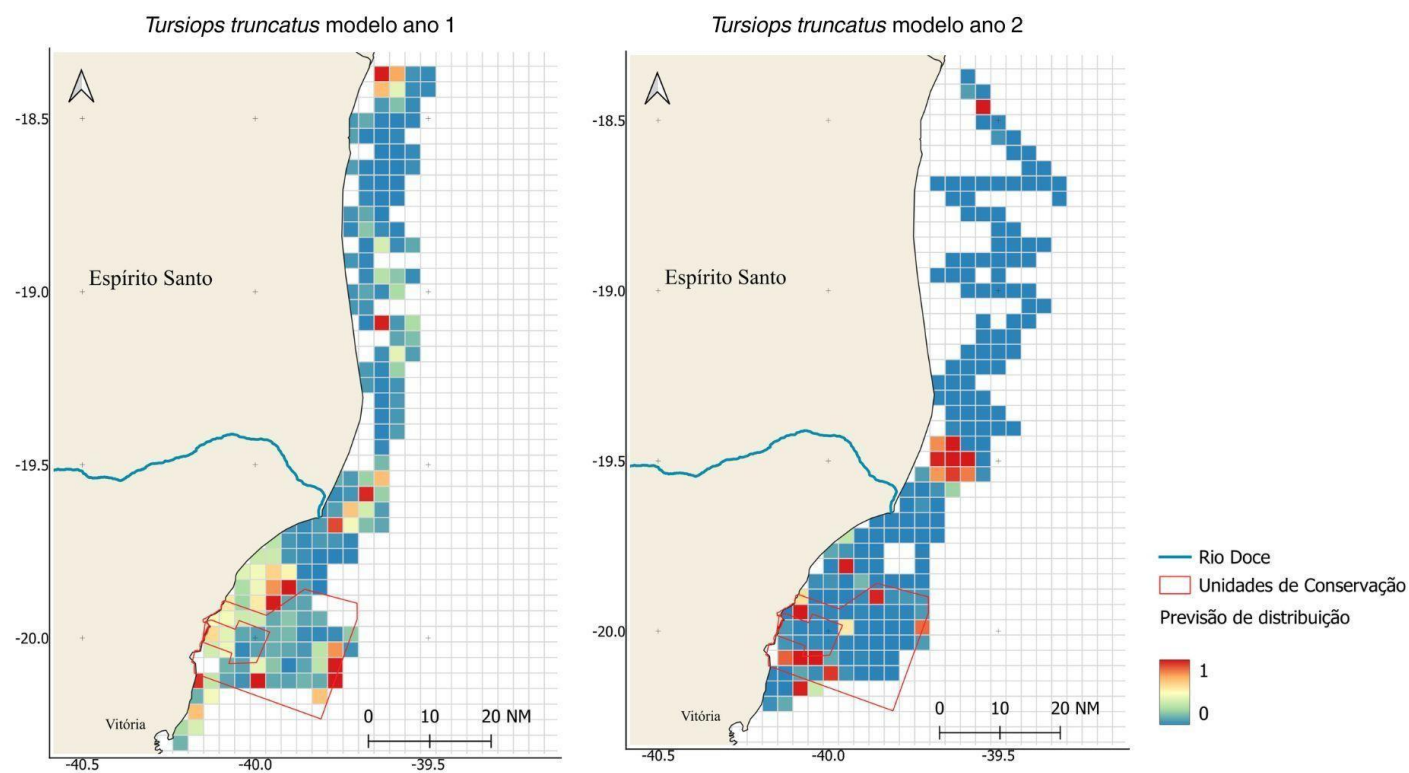
Figura B3. Gráfico da probabilidade de presença prevista pelo modelo ao longo do gradiente das variáveis, para o ano 4 da espécie *Steno bredanensis*.



Fonte: Elaborado pela autora. (2026).

APÊNDICE C- PREVISÕES DE DISTRIBUIÇÕES ANUAIS

FIGURA C1. Mapas de distribuição Mapas de previsão de distribuição anuais gerados pelos modelos, e seus respectivos grids anuais para os dois primeiros anos de estudo. (Anos em que foram gerados modelos pra espécie).



Fonte: elaborado pela autora (2026).

FIGURA C2. Mapas de previsão de distribuição anuais gerados pelos modelos, e seus respectivos grids anuais.

Fonte: elaborado pela autora (2026).

