

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA APLICADA AO MANEJO E CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS**

**Natália dos Santos Mamede**

**Caracterização espaço-temporal da população de boto-cinza, VAN BÉNÉDEN, 1864 (CETACEA: DELPHINIDAE) na Baía de Benevente, Espírito Santo, e implicações para a conservação**

**Juiz de Fora**

**2015**

**Natália dos Santos Mamede**

**Caracterização espaço-temporal da população de boto-cinza, VAN BÉNÉDEN, 1864  
(CETACEA: DELPHINIDAE) na Baía de Benevente, Espírito Santo, e implicações para  
a conservação**

Tese apresentada ao Instituto de Ciências  
Biológicas, da Universidade Federal de Juiz de  
Fora, como parte dos requisitos para obtenção do  
Título de Doutora em Ecologia Aplicada ao  
Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Artur Andriolo

Co-Orientador: Dr. Alexandre Novaes Zerbini

Juiz de Fora

2015

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

Mamede, Natália dos Santos.

Caracterização espaço-temporal da população de boto-cinza,  
VAN BÉNÉDEN, 1864 (CETACEA: DELPHINIDAE) na Baía de Benevente,  
Espírito Santo, e implicações para a conservação / Natália dos  
Santos Mamede. -- 2015.

121 f. : il.

Orientador: Artur Andriolo

Coorientador: Alexandre Novaes Zerbini

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Juiz de Fora,  
Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em  
Ecologia, 2015.

1. Sotalia guianensis . 2. Área de vida. 3. Abundância. 4.  
Comportamento. 5. Conservação. I. Andriolo, Artur, orient. II.  
Novaes Zerbini, Alexandre , coorient. III. Título.

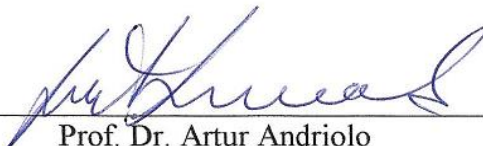
**“CARACTERIZAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA POPULAÇÃO DE BOTO-  
CINZA, VAN BÉNÉDEN, 1864 (CETACEA: DELPHINIDAE) NA BAÍA DE  
BENEVENTE, ESPÍRITO SANTO, E IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO”**

**NATÁLIA DOS SANTOS MAMEDE**

Orientador: Dr. Artur Andriolo

Tese apresentada ao Instituto de  
Ciências Biológicas, da  
Universidade Federal de Juiz de  
Fora, como parte dos requisitos  
para obtenção do Título de  
Doutora em Ecologia Aplicada ao  
Manejo e Conservação de  
Recursos Naturais.

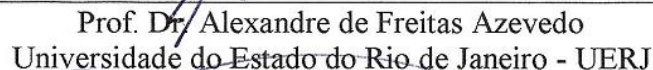
Aprovado em 10 de dezembro de 2015.



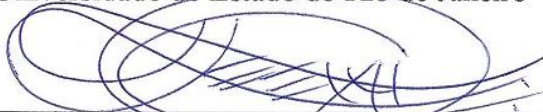
Prof. Dr. Artur Andriolo  
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF



Prof.ª Dr.ª Liliane Ferreira Lodi  
Instituto Mar Adentro



Prof. Dr. Alexandre de Freitas Azevedo  
Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ



Dr. Leonardo Liberali Wedekin  
Universidade de São Paulo - USP



Prof. Dr. Luciano Dalla Rosa  
Universidade Federal do Rio Grande - FURG

Dedico a todos que sonham, acreditam e lutam!

## AGRADECIMENTOS

São inúmeras as formas de auxílio que recebi durante o período de realização desta tese. Por isto agradeço imensamente a todos que dedicaram seja algum tempo diretamente a mim ou ao próprio projeto.

Em especial agradeço ao meu amigo e orientador Artur pela confiança, pelas oportunidades de aprendizado, pelas longas conversas, enfim por estes 11 anos de convivência e que só acrescentaram a minha vida profissional e pessoal.

Ao Alê, pelos ensinamentos, pela confiança no meu trabalho desde 2006, e pelo exemplo de profissionalismo e dedicação.

Agradeço a todos os amigos e professores da Bio da UFJF, do PGEcol e LABEC pela oportunidade de aprendizado nestes anos! Não poderia me esquecer do professor Gilson Castro que não somente cedeu sua casa para a realização deste projeto como também sempre se mostrou tão gentil comigo. Aos professores Roberto Jr e Juliane por aceitarem meu convite para a banca examinadora.

A todos os alunos e aos amigos pesquisadores que me auxiliaram em minhas idas a campo só tenho a agradecer a toda ajuda, companheirismo e pela oportunidade de crescimento pessoal e profissional durante tantas viagens ao Espírito Santo.

Em especial, agradeço não somente ao auxílio em campo, mas também a amizade que se iniciou durante a tese, das queridas Juliana, Ludemilla e Samara. Juliana, quantas risadas, lamentações e ‘gordices’ dividimos. Lude, por ser um exemplo de superação e de força. Samara, mãe e pesquisadora, sempre pronta a lhe ouvir. Vocês foram e são muito importantes para mim!

Ao Instituto Aqualie, por ter me acolhido desde 2006 e apoiar este projeto com os equipamentos e o auxílio na administração dos financiamentos.

A toda equipe da WinDive Ambiental, em especial ao Luiz Muri, pelo apoio logístico durante a realização do Projeto Botos de Benevente. Os momentos vividos em companhia desta equipe nunca serão esquecidos. Tarcísio e Clô companheiros de mar, amigos que muitas vezes foram os meus olhos e braços. A Tati, agradeço a paciência e o carinho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFJF pela oportunidade de realização do doutorado e a CAPES pela bolsa de estudos concedida.

Agradeço ao apoio e pelo auxílio financeiro da Fundação Boticário de Proteção à Natureza e *The Rufford Foundation*.

Aos pesquisadores que apoiaram e auxiliaram na conquista destes financiamentos só posso dedicar os meus agradecimentos eternos pelo tempo dedicado e, principalmente pela confiança. São eles: Artur Andriolo, Alexandre Zerbini, Alexandre Azevedo e Luciano Dalla Rosa.

A Liliane Lodi por compartilhar comigo um pouco do enorme conhecimento que possui, principalmente sobre foto-identificação. Por ser sempre tão solícita e gentil!

Aos membros da banca pela gentileza em aceitar o convite e pelas contribuições com a tese e a minha formação.

Aos meus pais e irmãs pelo amor e paciência, seja longe ou perto! Não existem palavras que expressem a minha gratidão e felicidade por receber tanto amor e apoio de vocês.

Por último, mas não menos importante ao Leandro pela dedicação ao nosso amor, por ser presente mesmo quando ausente, pela paciência, pelos debates sobre a tese, pelos conselhos, pelo companheirismo e por sempre acreditar em mim!

## RESUMO

No Brasil a pesquisa com Cetáceos tem se intensificado e uma espécie tem ganhado destaque seja pelo número de estudos quanto pelo status de conservação, o boto-cinza, *Sotalia guianensis*. Uma população de boto-cinza no sul do estado do Espírito Santo foi escolhida para o presente estudo devido a ausência de estudos prévios. Entre os anos de 2012 e 2014 esforços através de métodos que abrangem uma escala espaço-temporal. No total, 117 saídas de barco foram realizadas (472,4 horas), no período de dezembro de 2011 a novembro de 2014. A aplicação da técnica de foto-identificação possibilitou a identificação de 60 indivíduos. A maior parte dos indivíduos foto-identificados foi fiel a esta área durante este período e em diversos graus de residência. Entre os indivíduos foto-identificados não houve diferença entre os tamanhos das áreas de vida e a partir da sobreposição das áreas de vida destes indivíduos e dos grupos avistados, foi possível identificar que a porção mais ao norte da área amostrada da Baía de Benevente foi a mais utilizada pelos botos. As maiores áreas de vida já relatadas para a espécie foram registradas no presente estudo. A partir do método de marcação-recaptura foi estimada uma abundância de 65 a 80 indivíduos aproximadamente. Grupos de botos-cinza foram avistados em todos os anos e estações, correspondendo a 54,38% dos dias de esforço. Em média, os grupos foram compostos por oito indivíduos, e em sua maioria foi observada a presença de filhotes, assim como ao longo de todos os anos e estações. Sendo a presença de filhotes correlacionada ao aumento do tamanho dos grupos. As observações do comportamento dos grupos avistados identificaram que o estado comportamental mais frequente foi a alimentação, seguido pelo deslocamento, socialização e descanso. A ocorrência e a fidelidade desta população de boto-cinza a Baía de Benevente, assim como a presença de filhotes em todas as estações e do comportamento prevalente ser o de alimentação, são todos indicadores da importância da Baía de Benevente seja como área de alimentação e ou de cria. Neste contexto, o tamanho desta população associado a ameaças antrópicas já identificadas colocam esta população em um estado de atenção para possíveis ações de manejo.

**Palavras-chave:** *Sotalia guianensis*. Áreas de vida. Abundância. Comportamento



## ABSTRACT

In Brazil, research with cetaceans has been intensified the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, has gained distinction because of the increasing number of studies regarding its conservation status. An estuarine dolphin population in the southern state of Espírito Santo was chosen for this study due to lack of previous studies. Between 2012 and 2014 efforts were done by methods covering a spatio-temporal scale. A total of 117 boat trips were made (472.4 hours), from December 2011 to November 2014. The application of photo-identification technique allowed the identification of 60 individuals. Most photo-identified individuals were faithful to this area during this period and in various degrees of residence. Among individuals photo-identified no difference between the sizes of home ranges and from the overlapping areas of life of individuals and sighted groups, it observed that the portion farther north of the sampled area of Benevente Bay was most commonly used by dolphins. The largest home range previously reported for the species were recorded in this study. From the mark-recapture method was estimated 59-80 individuals. Estuarine dolphin groups were sighted in all the years and seasons, corresponding to 54.38% of the effort days. On average, the groups were composed of eight individuals, and mostly we observed the presence of calves, as well as over all the years and seasons. Since the presence of calves were correlated to the increase in size of the groups. The observations of the behavior of the sighted group found that the most common behavioral state was foraging, followed by the displacement, socialization and resting. The occurrence and fidelity of this population of Guiana dolphin in Benevente Bay, as well as the presence of calves in all seasons and prevalent behavior was foraging, all are indicators of the importance of Benevente Bay as an feeding and breeding area. In this context, the size of this population associated with anthropogenic threats already identified puts this population in a state of attention to possible management actions.

**Keywords:** *Sotalia guianensis*. Home range. Abundance. Behaviour

## SUMÁRIO

<b>I.</b>	<b>Introdução geral</b> .....	9
<b>II.</b>	<b>Espécie alvo de estudo</b> .....	11
<b>III.</b>	<b>Área de estudo</b> .....	13
<b>IV.</b>	<b>Capítulo I. Áreas de vida e residência do boto-cinza, <i>Sotalia guianensis</i> (Van Bénéden, 1864), na Baía de Benevente, Espírito Santo</b>	
	Resumo.....	17
	Introdução.....	19
	Material e Métodos.....	24
	Resultados.....	28
	Discussão.....	44
<b>V.</b>	<b>Capítulo II. Estimativa de abundância de boto-cinza na Baía de Benevente, Espírito Santo</b>	
	Resumo.....	53
	Introdução.....	55
	Material e Métodos.....	58
	Resultados.....	66
	Discussão.....	72
<b>VI.</b>	<b>Capítulo III. Caracterização do comportamento do <i>Sotalia guianensis</i> na Baía de Benevente, Espírito Santo</b>	
	Resumo.....	78

Introdução.....	80
Material e Métodos.....	82
Resultados.....	88
Discussão.....	97
<b>VII. Considerações finais.....</b>	<b>103</b>
<b>VIII. Referências.....</b>	<b>105</b>

## I. Introdução Geral

Muitas espécies de cetáceos possuem distribuição abrangente e respondem à variabilidade dos ecossistemas marinhos com mudanças nos padrões de distribuição (FORNEY, 2000), mais do que através de mudanças na sobrevivência e no sucesso reprodutivo (REDFERN et al., 2006). A variação espacial e temporal da distribuição e abundância de cetáceos, como acontece com outros grupos (BOWMAN et al., 2000; STAHL et al., 2001; BAKER; THOMPSON, 2007) deve ser compreendida, para assim determinar se ações de manejo são necessárias e a eficácia daquelas já tomadas. Sendo estas interpretadas à luz de outras informações sobre a estrutura populacional através de efeitos antropogênicos diretos ou indiretos (EVANS; HAMMOND, 2004).

No final do século, cresceu a preocupação sobre a saúde dos oceanos, e a atenção para a condição de certas populações de mamíferos marinhos buscando investigar a ligação entre predadores de topo e seu ambiente (MOORE, 2008). Os cetáceos são considerados sentinelas do oceano, pois integram e refletem a variação ecológica ao longo da escala espacial e temporal (MOORE, 2008). A aplicação dos mamíferos marinhos como sentinelas dos ecossistemas é por oferecerem uma visão que nos dá insights sobre os ecossistemas oceânicos, tanto do topo da cadeia via sinais veiculados em seus tecidos e no sentido contrário em seus padrões de distribuição e movimentos (MOORE, 2008).

Uma nova abordagem é necessária para auxiliar os tomadores de decisões quanto ao nível de precaução necessária para a conservação de populações costeiras de cetáceos (EVANS; HAMMOND, 2004). Os avanços científicos recentes fornecem uma variedade de métodos para a compreensão dos cetáceos e das suas necessidades de habitat, com técnicas não invasivas de especial valor quando se estuda espécies em risco. Estas incluem pesquisas sobre distribuição, abundância e uso de habitat, estudos fotográficos de identificação, sensoriamento remoto, acústica passiva, ferramentas de modelagem habitat multidimensionais, e outros meios de compreender a biologia e ecologia de cetáceos (ROSS et al., 2011). O uso de modelos pode trazer significativa contribuição aos fenômenos e processos biológicos que regem sistemas complexos nos quais as populações persistem

(COSTA; GODOY, 2010). Predições bem embasadas podem encorajar o aumento dos esforços em mitigar ameaças antropogênicas a fim de reduzir a possibilidade de impactos antrópicos conduzindo em longo prazo ao extermínio das populações (WELLS et al., 2010).

Técnicas de modelagem aplicadas aos estudos com cetáceos ainda são uma ferramenta relativamente nova de investigação, porém esta técnica tem sido utilizada em uma série de aplicações (REDFERN et al., 2006), incluindo aprimoramento das estimativas de abundância (FORNEY, 2000), determinação de áreas marinhas protegidas (HOOKER et al., 1999), compreensão das interações cetáceos-pesca (STEFÁNSSON et al., 1997), respostas comportamentais dos cetáceos ao turismo (LUSSEAU, 2003) e a predição da distribuição (GREG; TRITES, 2001).

No Brasil a pesquisa com cetáceos tem se intensificado a partir da década de 1980 (AZEVEDO et al., 2009) e uma espécie tem ganhado destaque, seja pelo número de estudos quanto pelo seu status de conservação, neste caso o boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864). Neste sentido o presente estudo se justifica ao buscar conhecer uma população de boto-cinza e que ainda não foi estudada. Técnicas e análises de estudo em ecologia e comportamento animal foram aplicadas. A técnica da foto-identificação foi aplicada e abordada nos capítulos I e II, nos quais as análises das áreas de vida e fidelidade de área são investigadas e a estimativa de abundância foram realizadas respectivamente. No capítulo III, registros do comportamento foram feitos com o intuito de se descrever o orçamento temporal desta população. Por último, o capítulo IV apresenta considerações finais sobre o trabalho e a conservação desta população.

## II. Espécie-alvo do estudo

### Boto-cinza

O gênero *Sotalia* compreende atualmente duas espécies devido a uma separação da *Sotalia fluviatilis* em espécies e não mais em ecótipos, fluvial e marinho, com base em informações do tamanho e forma do crânio (MONTEIRO-FILHO et al., 2002) e posteriormente na genética (CUNHA et al., 2005; CABALLERO et al., 2007). Desde então é reconhecido *Sotalia guianensis* para golfinhos marinhos e *S. fluviatilis* para aqueles que ocorrem em rios da Amazônia.

*Sotalia guianensis* ocorre da Honduras central (14°N), até a cidade de Florianópolis, Santa Catarina (27°S), sul do Brasil (FLORES; DA SILVA, 2009), provavelmente de maneira descontínua (BOROBIA et al., 1991). É considerado um golfinho de porte pequeno, medindo até 220 cm de comprimento e 121 kg (ROSAS et al., 2010). A maturidade sexual em fêmeas é atingida entre cinco e sete anos quando podem medir entre 160 e 169 cm, já para machos a maturidade sexual é atingida entre seis e sete anos, com tamanhos corporais entre 170 e 180 cm (ROSAS et al., 2010). A idade máxima já relatada para a espécie é de 30 anos (ROSAS et al., 2010). A gestação dura cerca de 11,3 a 12 meses e os filhotes nascem medindo entre 90 e 106 cm (ROSAS et al., 2010).

O boto-cinza está na categoria “Vulnerável” segundo o critério A3bcde de acordo com a Lista Nacional Oficial das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção, Portaria número 444 (17/12/14) / Ministério do Meio Ambiente e na categoria “Insuficientemente Conhecida”, segundo a IUCN (*International Union for Conservation of Nature* 2015 versão Secchi 2012). A mudança de categoria ocorreu ao considerar que a espécie ocorre principalmente nos ecossistemas costeiros, que sofrem maior pressão antrópica (baías, enseadas e estuários), e que esta pressão tende a aumentar. Assim como o declínio observado na população de boto-cinza que ocorre na Baía de Guanabara, RJ pode ser projetado para outras áreas de concentração da espécie. Acredita-se que o declínio populacional no Brasil

será superior a 30% em três gerações (Lista Nacional Oficial das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção, Portaria número 444 (17/12/14) / Ministério do Meio Ambiente).

Ao longo de sua distribuição o boto-cinza encontra-se ameaçado a partir de uma variedade de fontes antrópicas (FLORES, 2002). Esta espécie por apresentar distribuição costeira e estuarina enfrenta diferentes níveis de ameaças antrópicas incluindo a perda do habitat, a poluição, a redução dos estoques pesqueiros e, principalmente, a captura acidental (FLORES, 2002). Em geral baías, portos e estuários, áreas de sua ocorrência, estão sujeitos à atracação de navios, embarcações de pesca e atividades recreativas, que geram intensa poluição química, pelo grande aporte de esgotos e dejetos industriais, e sonora devido ao tráfego marinho (COLLAÇO, 2008; LODI, 2003).

As áreas de vida registradas para a espécie são relativamente pequenas (FLORES; BAZZALO, 2004), assim como migrações e ou movimentos de longo alcance nunca foram registrados (WEDEKIN et al., 2007). Estas características associadas ao seu habitat costeiro e a pressão de ameaças antrópicas nestas áreas são questões importantes para a conservação do boto-cinza. Além disso, ainda são escassas as informações a respeito de parâmetros biológicos e ecológicos importantes para o seu conhecimento e sua conservação (IBAMA, 2011).

### **O boto-cinza no estado do Espírito Santo**

No estado do Espírito Santo, a presença do boto-cinza é conhecida e trabalhos vêm sendo realizados com a espécie a partir de animais encalhados, com enfoque em morfologia e biologia, genética e interações com a pesca (FREITAS NETTO; DI BENEDITTO, 2008; CUNHA et al., 2010; RAMOS et al., 2010; CARVALHO et al., 2012; BECEGATO et al., 2015; CARVALHO et al., 2015). Estudos com espécimes vivos foram realizados mais no norte do estado, em Regência, por Cepile (2008) e Pinheiro (2014).

Enquanto no sul do estado somente recentemente os esforços se iniciaram, na Baía de Benevente, como resultado de duas dissertações por Stutz (2013) e Stutz-Reis (2013). Estas pesquisas foram pioneiras no estado não somente pela área de estudo como também pelos métodos empregados (bioacústica e uso de habitat) seja para cetáceos, como para a espécie.

Ambos os estudos na Baía de Benevente se iniciaram simultaneamente ao presente estudo em outubro de 2011.

### **III. Área de Estudo**

#### **Baía de Benevente, Espírito Santo**

A área de estudo se concentra na Baía de Benevente, situada no sul do estado do Espírito Santo. A baía compreende os municípios de Anchieta, Iriiri, Piúma, Itaoca, Itapemirim e Marataízes (Fig.01). Duas cidades tem um destaque na baía de Benevente, no norte encontra-se o município de Anchieta, incluindo parte do estuário do rio Benevente (BARROSO et al., 2007). Na sequência, o município de Piúma com uma alta diversidade de ecossistemas, incluindo o mangue, a Mata Atlântica, restingas e um ambiente marinho, com recifes vivos e corais de algas calcárias (ROCHA, 2003).

A região sofre influencia dos seguintes rios: Benevente (Anchieta), Iriiri, Piúma e Itapemirim (entre Itapemirim e Marataízes) (Fig.02). A plataforma continental rasa do sul do Espírito Santo é composta por embasamentos de formações bem distintas, com recifes rochosos submersos, complexos insulares que formam as ilhas da região (Ilhas de Piúma (Ilha do Gambá, dos Cabritos e do Meio), Ilha dos Franceses, Ilha Itapetinga e Ilha Branca), banco de algas calcárias, recifes submersos truncados e fundos biogênicos (PINHEIRO et al., 2010). A presença destes rios e ilhas, assim como o litoral recortado e outras características da região atuam como armadilha de sedimentos favorecendo a formação de extensas planícies costeiras e trechos salientes sem condições de deposição de areias (MARTIN et al. 1996). Estas características morfológicas conferem à região um grande potencial agregativo para o desenvolvimento de espécies bentônicas incrustantes que servem de alimentos para diversos peixes (PINHEIRO et al., 2010).



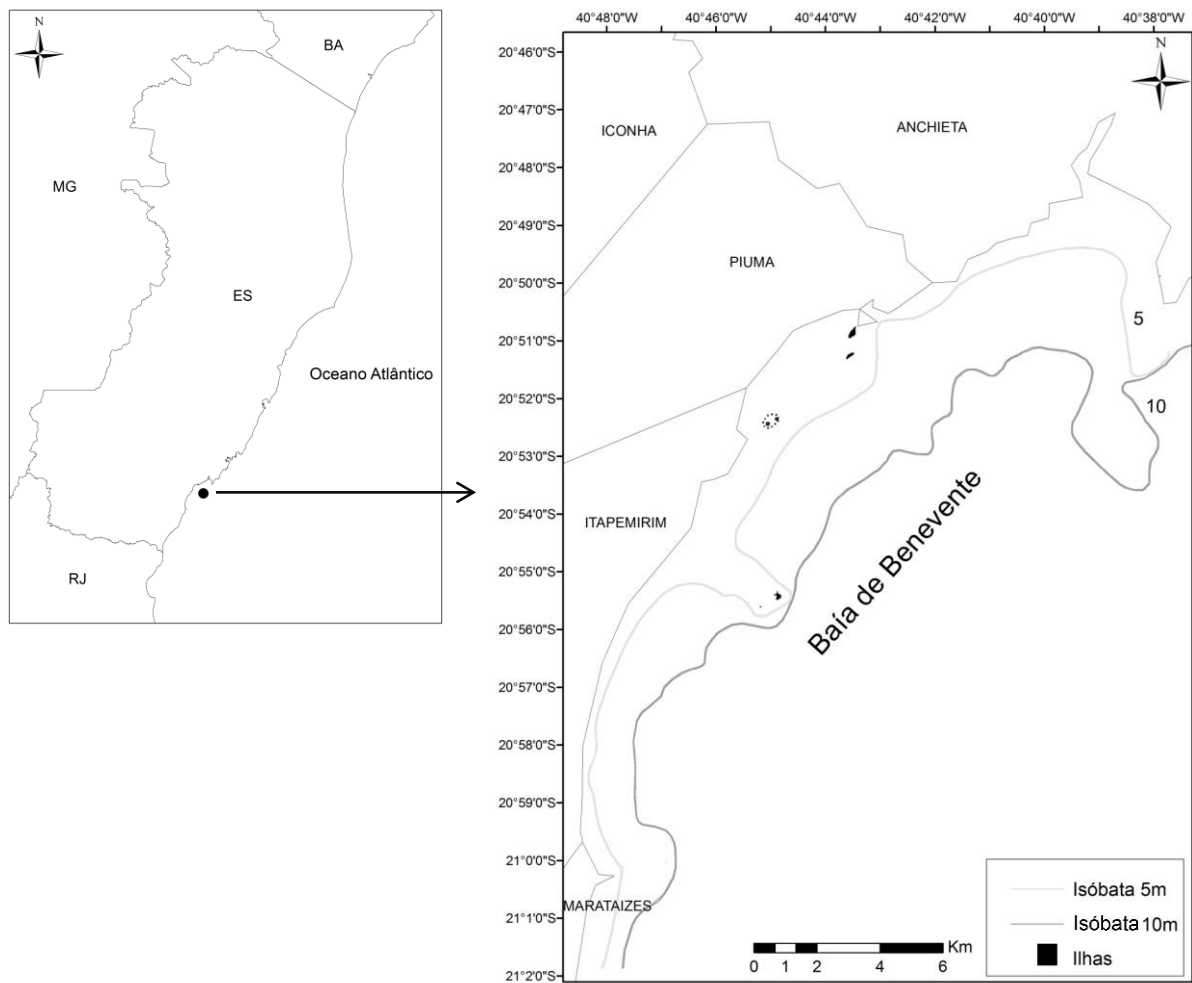


Figura 01. Localização da Baía de Benevente na costa do Espírito Santo (círculo preto). Na sequência as cidades, isóbatas e ilhas que compõem a Baía de Benevente são representadas.

### Proposta de criação de uma Unidade de Conservação na costa sul do Espírito Santo

Em 2009 deu início em ao projeto “Diagnóstico da Biodiversidade do Arquipélago Sul Capixaba”, e nele estava incluída a Baía de Benevente. Foi realizado o “Mapeamento dos habitats marinhos da costa sul capixaba” onde ambientes recifais como os recifes rochosos, fundos biogênicos, recifes biogênicos (cabeços), fundo biogênico com cobertura de algas e fundos inconsolidados foram caracterizados (PINHEIRO et al., 2010). Além destes estudos, foi feita uma caracterização socioeconômica da região com o intuito de unir esforços para a

elaboração de uma proposta para criação de uma Unidade de Conservação (UC) nesta área, na costa sul do Espírito Santo. A região é considerada como uma área de importância biológica e como prioritária em ação (estudos e manejo) extremamente alta pelo governo brasileiro (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2007). Até o presente momento tal proposta ainda não foi efetivada.

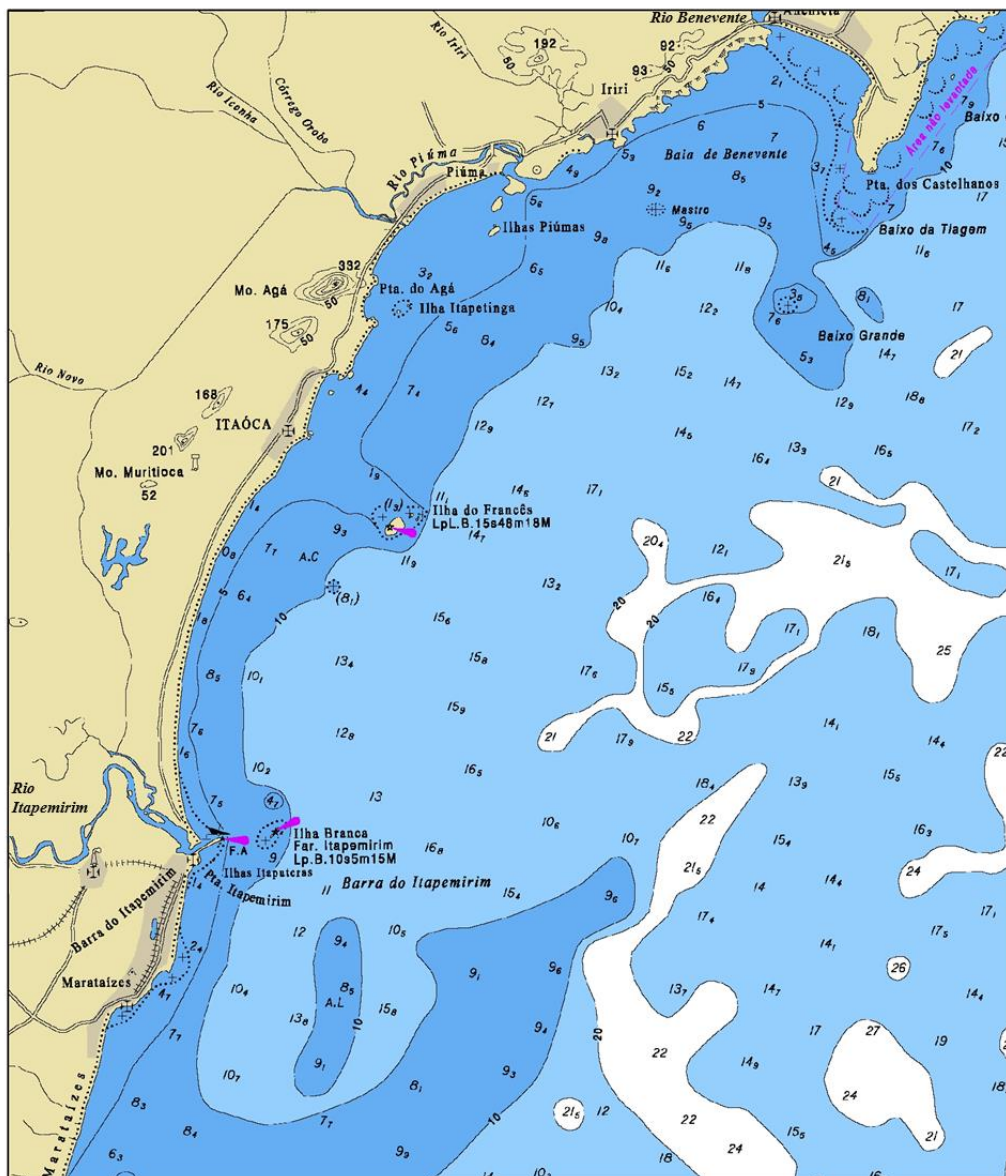


Figura 02. Carta náutica nº 1403 (Fonte: Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil) representando as ilhas e rios que compõem a Baía de Benevente, Espírito Santo.

## Capítulo I

**ÁREAS DE VIDA E RESIDÊNCIA DO BOTO-CINZA, *Sotalia guianensis* (Van Bénéden, 1864), NA BAÍA DE BENEVENTE, ESPÍRITO SANTO**

## RESUMO

A área de vida é aquela que um animal percorre para realizar suas atividades vitais, tais como forragear, acasalar, e cuidar da prole. Os animais são limitados em relação a sua capacidade de movimentação diária. A maioria dos animais não usa toda a sua área de vida com a mesma intensidade, e se concentram em áreas específicas dentro delas. As áreas de vida do boto-cinza foram analisadas na Baía de Benevente, ES. No total, 117 saídas de barco foram realizadas (472,4 horas), no período de Janeiro de 2012 a novembro de 2014. O home range via Mínimo Polígono Convexo (MPC) e o Estimador de Densidade de Kernel (isolinhas de densidade de 95% (área vital) e de 50% (área crítica)) foram analisados considerando indivíduos foto-identificados e dos grupos avistados. A taxa e o grau de residência também foram calculados. De acordo com o método do MPC, a área vital da população de boto-cinza da Baía de Benevente, corresponde a 60,2 km<sup>2</sup>. Segundo o método de Kernel, a área crítica corresponde a 12,6 km<sup>2</sup> e a vital 54,0 km<sup>2</sup>. Em relação às estações do ano, as estimativas das áreas críticas não diferiram, assim como as áreas vitais. Porém, dentre as estações analisadas diferiram nos invernos de 2013 e 2014. Maiores exigências espaciais dos botos em estações frias, por interferência do comportamento das presas, seria uma hipótese. A porção mais ao norte da baía foi a mais utilizada por todos os grupos e características ambientais poderiam indicar o porquê desta preferência em específico pelo boto-cinza na Baía de Benevente. Foram selecionados 21 indivíduos, para comparação das áreas de vida individuais, sendo 14 o número máximo de registros para um mesmo indivíduo. A maioria dos indivíduos se mostrou residente no período de estudo, mesmo que nos seus diversos graus. Porém é possível que os botos que utilizam a Baía de Benevente também utilizem áreas próximas. A preferência pela porção norte, associada à fidelidade de área são fatores importantes com relação à conservação desta população, pois este fato a torna mais suscetível a possíveis impactos não somente na Baía de Benevente, como também em toda a região.

**Palavras-chave:** Mínimo Polígono Convexo. Kernel. Fidelidade de área. *Sotalia guianensis*

## ABSTRACT

The area of living or use to carry out their vital activities such as foraging, mating, and parental care. Animals are limited in relation to their daily movement capacity. Most animals do not use all their area of living with the same intensity, and tend to focus on specific areas within them. The living areas of the estuarine dolphin were analyzed in the Benevente Bay, ES. A total of 117 boat trips were made (472.4 hours) in the period from January 2012 to November 2014. The home range via Minimal Polygon Convex (MPC) and the Kernel Density Estimation (isoline 95% density (living area) and 50% (critical area)) analyzed out considering individuals photo-identified and sighted groups. The rate and degree residence were also calculated. According to the method of the MPC, the vital area of Guiana dolphin population of the Benevente Bay, corresponding to 60.2 km<sup>2</sup>. According to the Kernel method, the critical area corresponds to 12.6 km<sup>2</sup> and the vital area to 54.0 km<sup>2</sup>. In relation to the seasons, estimates of critical areas did not differ as well as the vital areas. However, among the analyzed stations differed in the winters of years 2013 and 2014. More space requirements porpoises in cold seasons, interference behavior of the prey would be a hypothesis. The portion farther north of the bay was the most used by all groups and environmental characteristics could indicate why this preferred in particular by the estuarine dolphin in the Benevente Bay. 21 individuals were selected for comparison of individual living areas, 14 the maximum number of records for the same individual. Most subjects showed resident in the study period, even in its various degrees. But it is possible that the dolphins using the Benevente Bay also use nearby areas. The preference for the northern portion associated with the fidelity of area are important factors in relation to the conservation of this population, since this fact makes it more susceptible to possible impacts not only in the Benevente Bay, as well as throughout the region.

**Keywords:** Minimum Convex Polygon. Kernel. Fidelity of area. *Sotalia guianensis*

## I. Introdução

O uso do espaço por mamíferos é comumente descrito pela área de vida dos indivíduos (SOUTH, 1999). A área de vida pode ser entendida como a área que um animal percorre para realizar suas atividades vitais, tais como forragear, acasalar, e cuidar da prole (BURT, 1943). O conceito de área de vida dos animais (*Home Range*) tem sido cada vez mais ampliado seja na sua compreensão como nos seus estimadores (WORTON et al., 1987; BURGMAN; FOX, 2003; POWELL et al., 2012). Powell et al. (2012) ampliam este conceito, em um contexto ecológico e comportamental, e o definem como parte de um mapa cognitivo do animal que ele escolhe para manter-se atualizado do status de recursos (incluindo alimentos, parceiros em potencial, locais seguros, e assim por diante) e onde ele está disposto a ir para atender as suas exigências (mesmo que não possa ir para todos esses lugares).

Os animais são limitados em relação a sua capacidade de movimentação diária. Isto é refletido pelos valores gerados pelos estimadores das áreas de vida (MCNAB, 1963). Ecólogos têm se esforçado para explicar por que quase todos os animais formam áreas de vida (ou seja, uma área de uso de espaço restrito ou espacialmente contagiosa por indivíduos) apesar da grande diversidade de nichos ecológicos, padrões de movimento, e padrões de espaçamento das populações observados entre as espécies (SPENCER, 2012). Spencer (1992) afirma que a chave para o desenvolvimento de uma "teoria unificada" da utilização do espaço pelo animal e da quase universalidade do comportamento de área de vida pode ser explicado pela importância da aprendizagem e da memória nas decisões sobre como usar o espaço.

A maioria dos animais não usa toda a sua área de vida com a mesma intensidade, e tendem a se concentrar em áreas específicas dentro delas (DIXON; CHAPMAN, 1980). São os "centros de atividade" definidos como a localização geográfica dentro da área de vida onde se registra a maior atividade (DIXON; CHAPMAN, 1980). Assim as áreas de uso diferem entre os indivíduos dentro de uma espécie, entre animais de diferentes espécies, e até mesmo para os mesmos indivíduos ao longo do tempo (POWELL et al., 2012), inclusive diariamente (RICHARD et al., 2014). Em nível individual, a variação no uso do espaço pode ser devido a diferenças genéticas ou a plasticidade fenotípica (PUTMAN; FLUECK, 2011). A variação

espaço-temporal no uso das áreas de vida e dentro delas está relacionado a diversos fatores ambientais, a dieta e tamanho (TUCKER et al., 2014) e assim como a sua própria estrutura social (RAMANZIN et al., 2007).

Independentemente das formas de variação do uso do espaço, para diversos grupos animais existem locais preferidos para área de vida ao longo do tempo, ou seja, existe uma fidelidade de área. Estas áreas ou locais preferidos podem ter sido escolhidos por diversos fatores como uma área de alimentação, reprodução e descanso (SWITZER, 1993). Aprender, determinar e ou reconhecer uma área de vida exige tempo, levando a uma fidelidade ao local, e a fidelidade ao local tem sido usado, para definir se um animal estabeleceu uma área de vida (SPENCER et al., 1990). A fidelidade de área pode ser entendida como a tendência de um animal em ocupar uma área ou para retornar a uma área ou local anteriormente ocupada por certo período de tempo (WHITE; GARROT, 1990). Ao pesquisar a fidelidade de área estamos estudando uma sequência de comportamentos de estabelecimento de um animal, uma vez que, pelo menos, dois períodos de tempo são necessários para um animal para retornar a um local. Fatores que influenciam o tamanho das áreas de uso e fidelidade a estas áreas variam muito ao longo do tempo (RICHARD et al., 2014). Muitas das influências e as consequências de retornar a estas áreas utilizadas mesmo que por motivos diferentes podem ser semelhantes, mesmo que o grau de fidelidade seja diferente (SWITZER, 1993).

### **Técnicas para a determinação das áreas de vida**

Diversos métodos para determinar a área de vida têm sido aplicados para diversas espécies de cetáceos (GUBBINS, 2002; FRÈRE et al., 2010; DUARTE, 2015). Dois métodos, Mínimo Polígono Convexo e Kernel, foram escolhidos com o objetivo de responder questões diferentes. Assim como com o intuito de se ter resultados para comparação com outras áreas de ocorrência do boto-cinza. O método mais simples é o Mínimo Polígono Convexo (MPC) (MORH, 1947), no qual os pontos de observação extremos são conectados para se criar um polígono, com sua área calculada (WHITE; GARROTT, 1990). Este desenho representa área total em que um indivíduo ou população foi visto, não fornecendo qualquer informação sobre a densidade ou frequência das avistagens nessa área (BURGMAN; FOX, 2003).

Desenvolvimentos recentes na análise das áreas de vida aplicam técnicas que estimam uma distribuição da utilização a partir dos dados observados sendo presumivelmente mais realista (SAMUEL et al., 1985). Esta probabilidade de distribuição, a distribuição de utilização, é em relação a utilização do espaço com respeito ao tempo. Isto é, a distribuição de utilização geralmente mostra as probabilidades de um animal ser encontrado aleatoriamente em qualquer momento escolhido (POWELL; MITCHELL, 2012).

A partir da quantificação da distribuição de utilização (DU), ou seja, da probabilidade de distribuição se define a utilização do espaço pelo animal ou população (WORTON, 1989). Esta forma de análise também permite avaliar outros aspectos não contemplados pelo MPC (MILLSPAUGH et al., 2006), como por exemplo, os centros de atividade. Neste contexto, outro método foi escolhido para determinar as áreas de vida além do MPC, o Estimador de Densidade de Kernel, pois estima diretamente uma função de probabilidade correspondente ao DU (MILLSPAUGH et al., 2006). Estimadores de Kernel são comumente utilizados para estimar a densidade de DU (WORTON, 1989). São produzidas isolinhas de densidade representadas por 95%, que representa a área de vida, ou seja, aquela que o animal efetivamente utiliza, e a de 50%, que corresponde à área crítica, ou seja, ao centro de atividade, com a maior densidade de ocorrência (WHITE; GARROT, 1990).

### **A técnica de foto-identificação**

Os cetáceos podem exibir em suas nadadeiras, dorsais ou caudais, padrões de coloração específicos, curvas e recortes, bem como cicatrizes que se acumulam ao longo de suas vidas por meio da interação com outros indivíduos, predadores e com o meio ambiente. Estas características em conjunto geralmente fornecem uma maneira de distinção de um indivíduo do outro. A partir destas distinções, técnicas de foto-identificação foram desenvolvidas (WURSIG; WURSIG, 1977) e uma série de estudos ao redor do mundo tem incorporado esse método como uma ferramenta para a obtenção de uma abordagem ampla de conhecimentos sobre a vida dos cetáceos. A técnica de foto-identificação para cetáceos vem sendo utilizada para as mais diversas espécies do grupo (SCOTT et al., 1990; WURSIG; JEFFERSON, 1990; URIAN; WELLS, 1996; ZOLMAN, 2002; GOMEZ-SALAZAR et al.,



2011; GOMEZ-SALAZAR et al., 2014; BOER et al., 2013). Estudos comportamentais com o objetivo de interpretar as interações sociais e associações de cetáceos, quantificar as frequências de comportamento e ampliar a compreensão global da estrutura social dentro destes grupos são dependentes da foto ou vídeoidentificação. As informações obtidas sobre indivíduos ao longo do tempo esclarecem mudanças espaciais e temporais na composição da comunidade através de indivíduos identificados que permanecem ou não numa determinada área. Além disso, a identificação individual amplia nossa compreensão de questões como o tamanho de uma população, rotas migratórias, a fidelidade dos animais a uma área, o seu habitat preferencial, sobre sua expectativa de vida e histórico reprodutivo (CARPINELLI et al., 2014; FURY et al., 2013; GERO et al., 2015; JUTAPRUET et al., 2015; LODI; MONTEIRO-NETO, 2012; QUINTANA-RIZZO; WELLS, 2001).

O boto-cinza também se inclui entre as espécies estudadas através da foto-identificação, e estudos tem se utilizado da técnica para análises das áreas de vida e ou fidelidade de área ao longo de sua distribuição (SIMÃO et al., 2000; AZEVEDO et al., 2004; FLORES; BAZZALO, 2004; HARDT, 2005; ROSSI-SANTOS et al. 2004; ROSSI-SANTOS et al., 2007; ANANIAS, 2006; SASAKI, 2010; ESPÉCIE et al., 2010; OSHIMA et al., 2010; SCHULZE, 2012; BATISTA et al., 2013; MEIRELLES, 2013). A nadadeira dorsal do boto-cinza apresenta marcas distintivas, baseadas em cortes ou perdas de tecido cartilaginoso que variam em tamanho, número e localização, o que torna cada indivíduo distinto dos demais (AZEVEDO et al., 2004; ROSSI-SANTOS et al., 2007; SIMÃO et al., 2000). Outros tipos de marcas como riscos no dorso, manchas ou cicatrizes em outros locais, além da nadadeira dorsal, foram classificados como marcas secundárias que podem somente auxiliar na identificação juntamente com as marcas na nadadeira dorsal (ROSSI-SANTOS, 2007).

A aplicação destas técnicas contribui para o entendimento da ecologia comportamental de uma espécie. Além disso, estudos sobre as áreas vitais, e a fidelidade e grau de residência a elas são importantes para a identificação de habitats críticos e tem implicações no manejo de uma população (ROSS et al., 2011). Neste contexto, o objetivo geral do presente estudo é analisar as áreas de vida, fidelidade e grau de residência do boto-cinza na Baía de Benevente, ES. Seguem os objetivos específicos:

1. Identificar as áreas de vida dos grupos de boto-cinza anualmente e por estação.
2. Determinar as áreas de vida dos indivíduos foto-identificados.
3. Descrever o padrão de residência dos indivíduos foto-identificados.

## II. Material e Métodos

O esforço de busca totalizou 117 saídas de barco, num total de 472,4 horas, durante o período de janeiro de 2012 a novembro de 2014. A maioria das saídas foram feitas entre os horários de 7:00 - 13:00 h sob condição ambiental favorável (escala Beaufort  $\leq 3$ ).

A equipe foi composta por um fotógrafo, um anotador e o piloto da embarcação. Eventualmente mais uma pessoa participava como auxiliar do observador, completando a equipe. A localização e as observações dos grupos foram feitas a olho nu e com o auxílio de binóculos (Fujinon 70x50), quando necessário. Observadores se atentavam para comportamentos como saltos, golpes, *splash* na água e presença de aves associadas para a localização inicial (HENDERSON et al., 2012) dos botos. Quando os grupos eram avistados, realizava-se a aproximação tentando minimizar a interferência em seu comportamento (HENDERSON et al., 2012). Os botos foram acompanhados em baixa velocidade, com deslocamento em paralelo evitando a interceptação direta do grupo. Os grupos tinham sua localização geográfica registrada ao longo de todo o período de observação a partir de um GPS (GARMIN 72).

O maior número possível de fotos foi registrado, com foco nas nadadeiras dorsais dos indivíduos que compunham os grupos. A partir de uma câmera fotográfica Canon EOS 7D com lente 70-300 mm, as fotos foram tiradas e gravadas em cartões de memória de 16, 4 e 2 Gb, nos formatos RAW e JPEG. Posteriormente a cada saída, estas eram transferidas e armazenadas em um computador portátil, assim como em um HD externo portátil, para maior segurança no armazenamento dos dados. Um total de 31018 fotos foram tiradas durante todo o período de realização do projeto, sendo destas 953 selecionadas para posterior identificação dos animais. As fotos foram triadas no programa ACDSSee Pro 5 segundo sua qualidade, baseada em quesitos como nitidez/foco, ângulo com relação ao fotógrafo (ideal de 90 graus), distância do animal, visualização de toda a nadadeira dorsal e a presença de brilho ou reflexo no corpo do animal, para então serem comparadas e incluídas ou não no catálogo.

Após a seleção foram preparadas no programa Corel PHOTO-PAINT X7, no qual as dorsais foram recortadas, redimensionadas em mesma dimensão padrão, uma cópia foi produzida a partir desta e correções automáticas foram feitas possibilitando melhor visualização da imagem, uma terceira cópia produzida foi modificada aumentando o contraste. A partir desta em uma quarta cópia o contorno da dorsal foi feito a partir de uma ferramenta automática do próprio programa. O catálogo produzido no CoreIDRAW X7, contém cada indivíduo, as imagens das dorsais recortadas, em alto contraste e com o contorno desenhado (LODI, 2009) (Fig.01). As dorsais também foram classificadas em categorias de acordo com o posicionamento das marcas, segundo definido por Lodi (2009) (Fig.02).



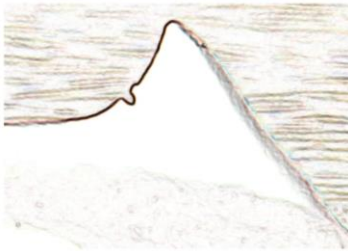
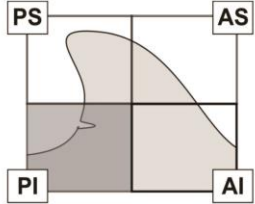
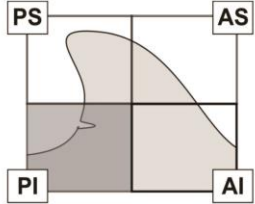
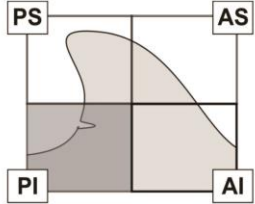
IDENTIFICAÇÃO INDIVIDUAL		ESPÉCIE: <i>Sotalia guianensis</i>	Técnica: fotoidentificação							
Código: BB#50		Avistagem inicial: 15/07/14	Lat: Lon:							
	<b>HISTÓRICO DE REAVISTAGENS</b> DATA: 08 / 08 / 14 manhã DATA: 08 / 10 / 14 DATA: 29 / 10 / 14 DATA: DATA: DATA: __ / __ / __ DATA: __ / __ / __ DATA: __ / __ / __ DATA: __ / __ / __ DATA: __ / __ / __ DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __						
		DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __						
		DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __						
		DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __						
		DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __						
		DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __						
		DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __						
		DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __						
		DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __						
		DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __	DATA: __ / __ / __						
		<b>CATEGORIA</b> <table border="1"> <tr> <td>PS</td> <td>AS</td> </tr> <tr> <td colspan="2" style="text-align: center;">  </td> </tr> <tr> <td>PI</td> <td>AI</td> </tr> </table> <b>CATEGORIA (02)</b> Posterior Inferior			PS	AS			PI	AI
PS	AS									
										
PI	AI									

Figura 01. Exemplo de indivíduo BB#050 integrante do catálogo de foto-ID de boto-cinza na Baía de Benevente, ES, produzido no CoreIDRAW.

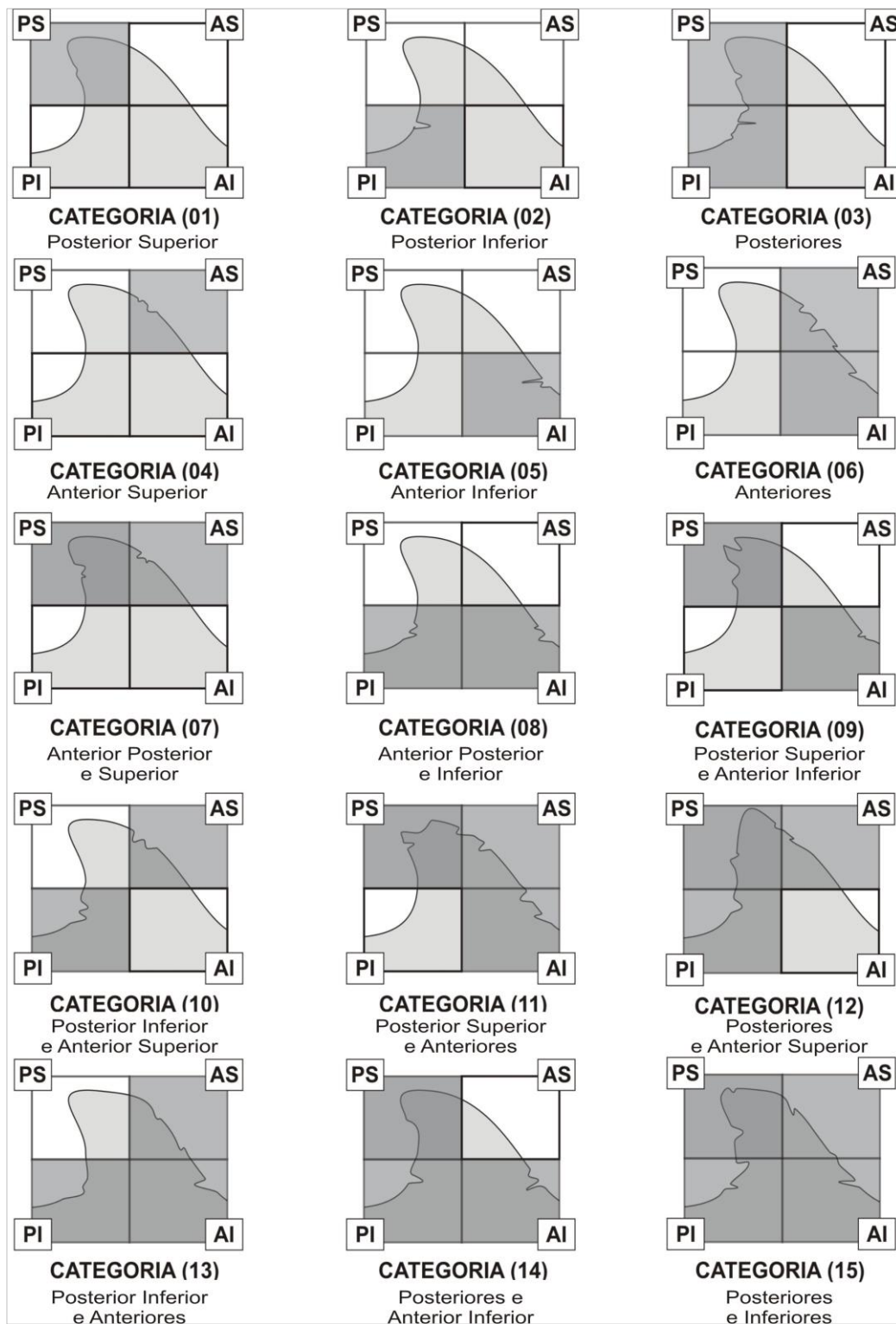


Figura 02. Categorias nas quais as dorsais catalogadas no presente estudo foram incluídas de acordo com o posicionamento de suas marcas permanentes, segundo o definido por Lodi (2009).

### **Análise das Áreas de vida**

A determinação das áreas de vida foi possível a partir da elaboração de um arquivo *shape* contendo nas localizações geográficas obtidas em cada coleta, seja para o grupo como para os indivíduos foto-identificados. As localizações geográficas foram projetadas utilizando como sistema de coordenadas UTM\_Zone\_24S e a unidade linear foi o metro. As análises foram conduzidas no software de sistemas de informação geográfica ArcGIS 9.3 ESRI, que possibilita armazenar, analisar e visualizar dados espaciais. O Método do Mínimo Polígono Convexo e o estimador de Kernel foram aplicados para o cálculo das áreas de vida a partir da ferramenta *Spatial Analyst Tool* e a extensão *Hawth's Analysis Tools*.

O teste de Kruskal-Wallis foi aplicado para comparação das áreas de vida entre as estações, e o teste de Friedman para comparação das áreas de vida entre os indivíduos, no software BioEstat versão 5.0.

### **Taxa e padrão de residência**

A taxa de residência foi calculada a partir da divisão do número de re-capturas pelo número de datas de esforço segundo (SCHULZE, 2012).

O grau de residência foi determinado segundo duas citações: segundo SCHULZE, 2012 (adaptado de BALLANCE, 1990) residentes são aqueles indivíduos que foram vistos em todas as estações de um ano, parcialmente residentes são foram avistados em três estações de um ano, pouco residentes aqueles avistados em duas estações de um ano ou transeuntes como os avistados em apenas uma estação. Espécie et al. 2010 (adaptado de BALLANCE, 1990) definiram um conjunto de parâmetros para a determinação do padrão de residência, são eles: o total de re-capturas por indivíduo identificado, o intervalo de tempo entre a primeira avistagem e a última re-captura de cada indivíduo, além do valor médio de dias entre as re-capturas.

### III. Resultados

Um total de 117 saídas foram realizadas e 144 grupos de boto-cinza foram avistados na Baía de Benevente, entre os anos de 2012, 2013 e 2014 (Tab.01).

Tabela 01. Número de saídas e de avistagens de boto-cinza na Baía de Benevente de acordo com a estação e ano.

Estações	2012		2013		2014	
	saídas	avistagens	saídas	avistagens	saídas	avistagens
<b>Verão</b>	8	9	7	1	16	21
<b>Outono</b>	7	10	5	1	15	26
<b>Inverno</b>	4	6	9	3	15	38
<b>Primavera</b>	6	8	11	2	14	19
<b>Total</b>	25	33	32	7	60	104

#### Áreas de uso do boto-cinza na Baía de Benevente, ES

De acordo com o método do MPC, a área de vida desta população corresponde a 60.2 km<sup>2</sup> (Tab.02) (Fig. 03). Segundo o método de Kernel, a área crítica da população de boto-cinza da Baía de Benevente, corresponde a 12.6 km<sup>2</sup> e a área de vida a 54.0 km<sup>2</sup>. As médias anuais, baseando-se nos valores das estações, dos três estimadores em 2014 foram superiores aos de 2013 (Tab.03) (Fig. 04). A área de interseção dos três métodos é apresentada na figura 05.

Tabela 02. Valores anuais e total das estimativas das áreas de vida dos grupos de boto-cinza na Baía de Benevente, ES, obtidas pelos métodos de Kernel e Mínimo Polígono Convexo (MPC) (Fig.04).

<b>Ano</b>	<b>Área crítica 50% (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área vital 95% (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área MPC (km<sup>2</sup>)</b>
2012	22,2	69,0	51,1
2013	5,9	25,7	28,2
2014	12,6	49,8	49,5
2012/2013/2014	22	54,0	60,2

Tabela 03. Valores médios anuais\* das estimativas das áreas de vida do boto-cinza na Baía de Benevente, ES, obtidas pelos métodos de Kernel e Mínimo Polígono Convexo (MPC).

<b>Ano</b>	<b>Área crítica 50% (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área vital 95% (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área MCP (km<sup>2</sup>)</b>
2013	2.7	10.8	0.7
2014	3.3	13.5	1.6

\* Os registros de 2012 não possibilitaram tais análises



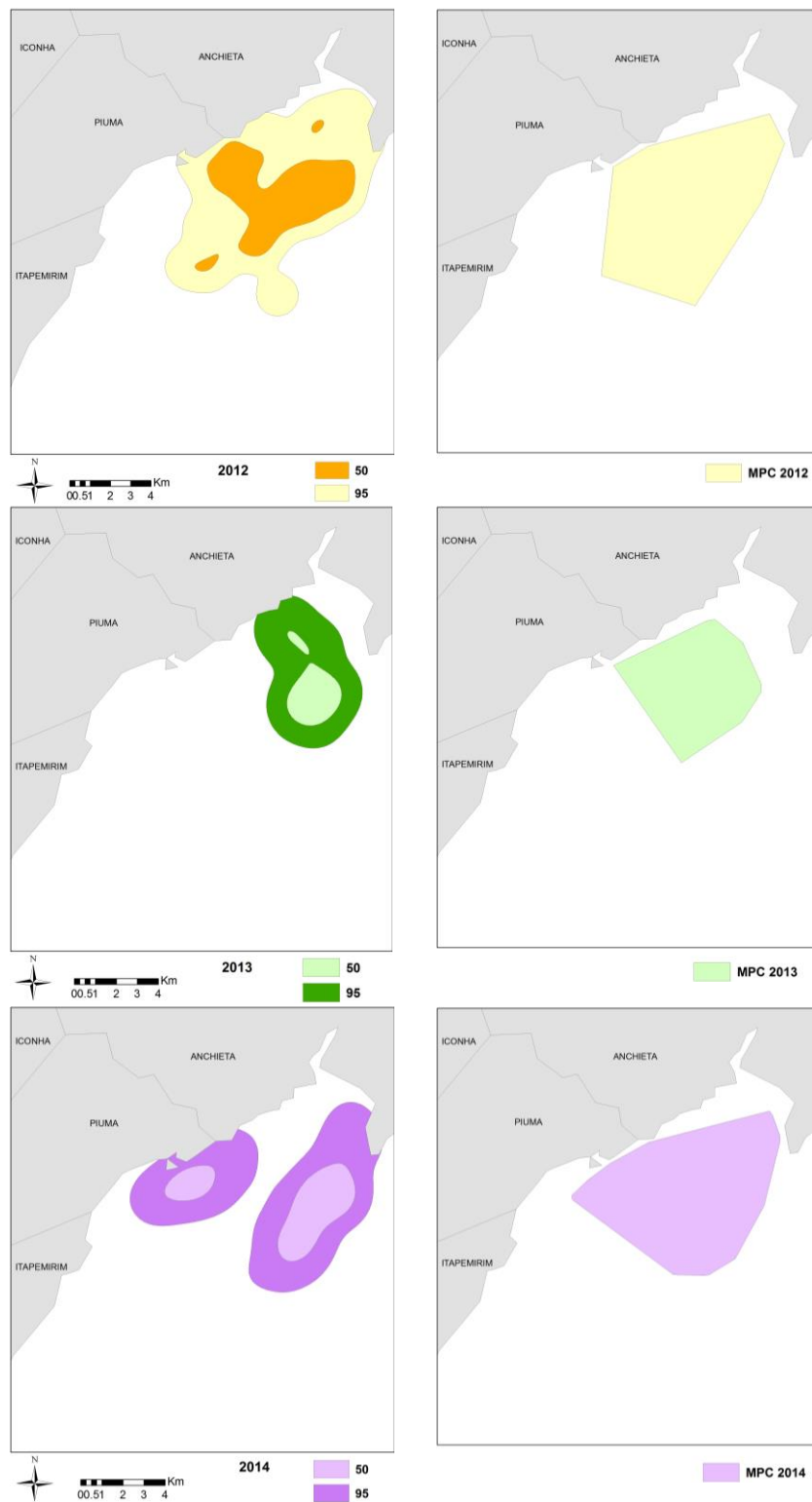


Figura 03. Áreas críticas (50) e Áreas vitais (95) estimadas pelo método de Kernel para os anos de 2012, 2013 e 2014. Áreas de vida estimadas pelo método do Mínimo Polígono Convexo (MPC) para os anos de 2012, 2013 e 2014.

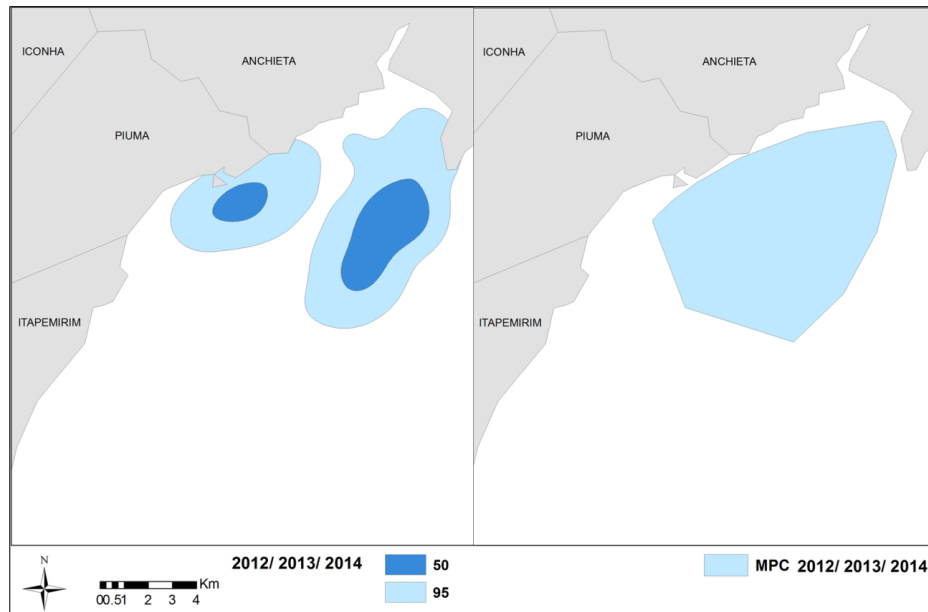


Figura 04. Áreas críticas (50) e Áreas vitais (95) estimadas pelo método de Kernel para os anos de 2012, 2013 e 2014. Área vital estimada pelo método do Mínimo Polígono Convexo (MPC) para os anos de 2012, 2013 e 2014.

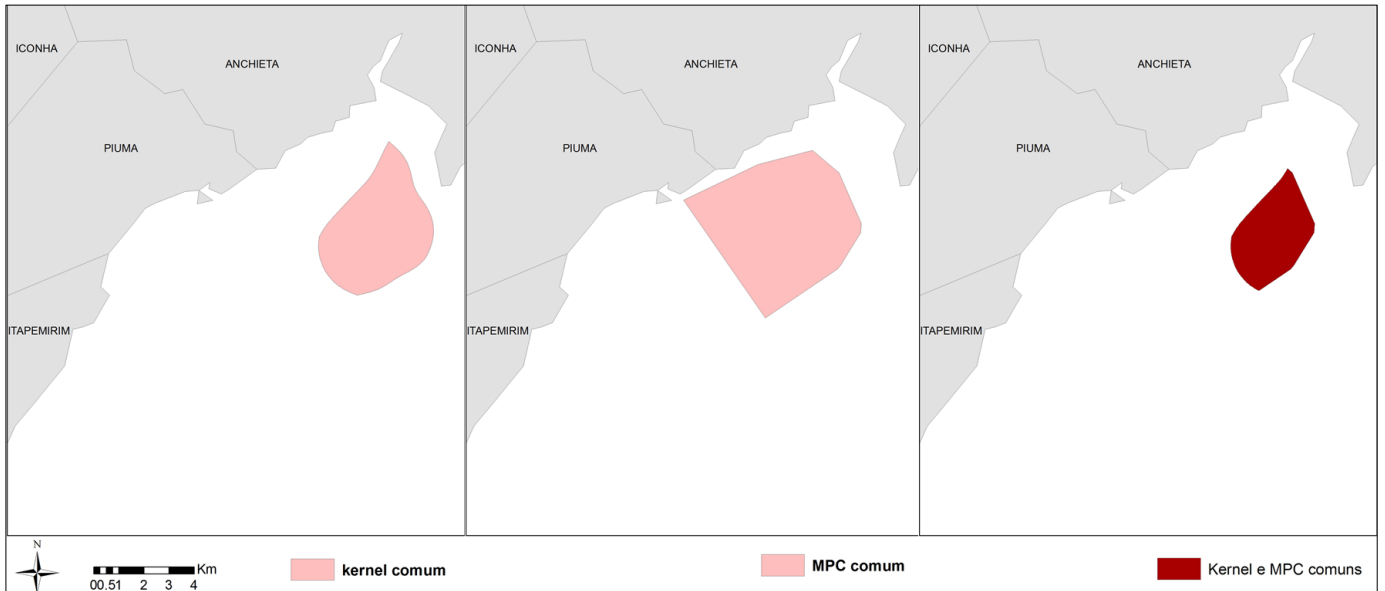


Figura 05. Áreas comuns a todas as estimativas das áreas vitais e críticas pelo método de Kernel, pelo método do Mínimo Polígono Convexo (MPC) e por último a área comum a ambas as análises.

Em relação às estações do ano, as estimativas das áreas críticas não diferiram (Kruskal-Wallis  $H=10.2$ ;  $p= 0.068$ ), assim como as áreas vitais (Kruskal-Wallis  $H=11.3$ ;  $p= 0.045$ ) e o MPC (Kruskal-Wallis  $H=11.4$ ;  $p= 0.042$ ). Os valores médios para cada estação são apresentados na tabela 04.

Tabela 04. Valores médios das áreas de vida durante as estações\*, obtidas pelos métodos de Kernel e Mínimo Polígono Convexo (MPC), do boto-cinza na Baía de Benevente, ES.

Ano	Estação	Área crítica	Área vital	Área MPC
		50% (km <sup>2</sup> )	95% (km <sup>2</sup> )	(km <sup>2</sup> )
2013	Outono	2,1	7,6	0,12
2013	Inverno	3,5	13,7	1,6
2013	Primavera	2,2	9,6	0,0
2014	Verão	3,2	12,8	1,3
2014	Outono	3,1	12,5	0,9
2014	Inverno	3,9	15,5	2,9
2014	Primavera	3,3	14,1	1,3

\* Os registros do ano de 2012 e do verão de 2013 não possibilitaram tais análises

### Comparação das áreas de vida entre os indivíduos da população

A técnica de foto-identificação foi aplicada de forma inédita no sul do estado do Espírito Santo e mostrou-se bastante eficiente. A partir da técnica de foto-identificação, 60 indivíduos foram identificados na Baía de Benevente, ES. Um total de 253 avistagens de indivíduos foto-identificados foram contabilizadas, sendo 60 capturas e 193 recapturas ao longo de 32 dias de esforço nos quais a identificação de indivíduos foi possível.

As localizações geográficas de cada avistagem para cada um destes indivíduos possibilitaram as análises das áreas de vida por indivíduo foto-identificados, dos quais foram selecionados 21 indivíduos com o mínimo de cinco avistagens (Tab.05) sendo 11 o número máximo de registros para um mesmo indivíduo.

Em média as áreas críticas e vitais corresponderam a  $11,2 \pm 2,6$  e  $41,9 \pm 9,4$  km<sup>2</sup>, e o mínimo polígono convexo de  $33,5 \pm 11$  km<sup>2</sup> (Figs. 06 e 07). Os valores mínimos para as áreas críticas, vitais e MPC são 6,4; 24,9 e 11,4 km<sup>2</sup> respectivamente. Enquanto os valores máximos correspondem a 15,2; 55,5 e 47 km<sup>2</sup> respectivamente.

Analisando os indivíduos para um único método os tamanhos das áreas entre os indivíduos estimados tanto pelo Kernel 50% (áreas críticas) (Fr= 23,0; p= 0.288) e pelo Kernel 95% (áreas vitais) (Fr= 27,0; p= 0.132) não diferiram.

Tabela 05. Estimativas do tamanho das áreas de vida e das áreas críticas para os 21 indivíduos (IDs), com cinco ou mais registros durante o período de estudo da população de boto-cinza na Baía de Benevente, obtidas pelos métodos de Kernel e Mínimo Polígono Convexo (MPC).

<b>IDs</b>	<b>Registros por ID</b>	<b>Área crítica 50% (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área vital 95% (km<sup>2</sup>)</b>	<b>MPC (km<sup>2</sup>)</b>
BB#001	8	14,2	48,2	38,0
BB#002	9	12,3	45,4	42,8
BB#004	11	11,7	47,1	41,8
BB#008	5	6,9	26,1	15,4
BB#009	8	8,3	33,6	21,8
BB#010	9	15,2	53,3	45,7
BB#011	8	12,7	49,4	39,7
BB#015	6	12,3	45,6	35,1
BB#017	9	14,1	55,5	47,0
BB#021	6	12,8	47,9	39,9
BB#022	6	13,1	48,1	42,9
BB#024	5	11,8	46,0	38,8
BB#025	7	11,6	47,4	39,2
BB#028	5	8,7	33,0	21,7
BB#031	5	7,4	25,8	11,4
BB#032	8	11,0	42,0	35,8
BB#033	7	14,2	51,4	45,8
BB#038	5	11,5	41,3	34,7
BB#043	9	8,7	30,7	22,6
BB#045	6	9,7	36,9	27,0
BB#046	7	6,4	24,9	16,5

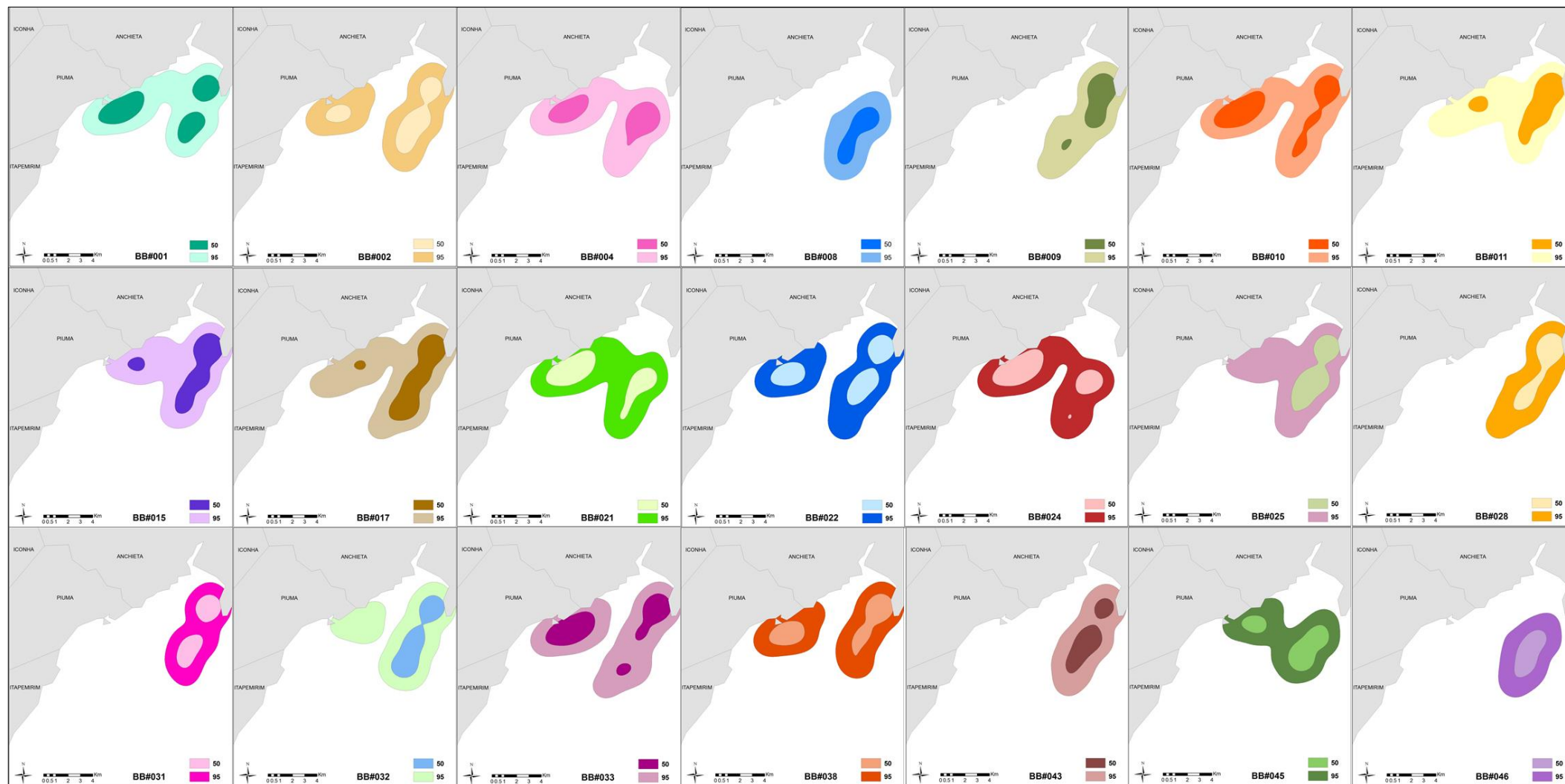


Figura 06. Áreas de vida (K95) e áreas críticas (K50) dos 21 indivíduos mais avistados da população de boto-cinza da Baía de Benevente, estimadas pelo método de Kernel.

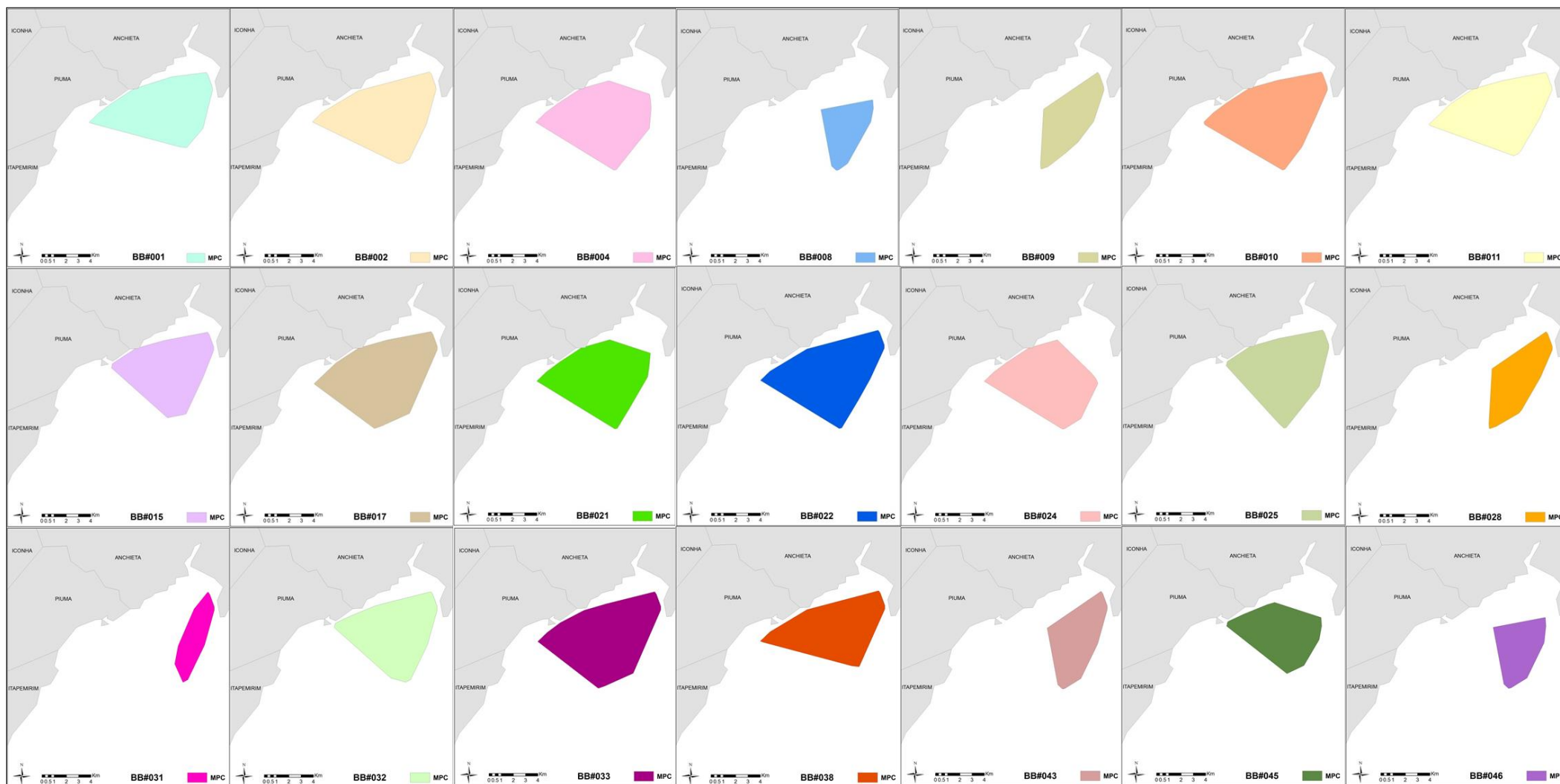


Figura 07. Áreas de vida dos 21 indivíduos mais avistados da população de boto-cinza da Baía de Benevente, estimadas pelo método do Mínimo Polígono Convexo.

As áreas críticas e vitais estimadas pelo método de Kernel se concentraram em sua maioria na porção norte da baía ou ainda nas proximidades da cidade de Piúma. As áreas estimadas pelo método do mínimo polígono convexo também contemplaram esta porção norte da baía. As áreas de interseção entre as áreas críticas e vitais estimadas pelo Método de Kernel (Fig.08) e pelo Mínimo Polígono Convexo (Fig.09) para estes 21 indivíduos possuem os seguintes valores: 0,10; 12,6 e 4,2 km<sup>2</sup> respectivamente.

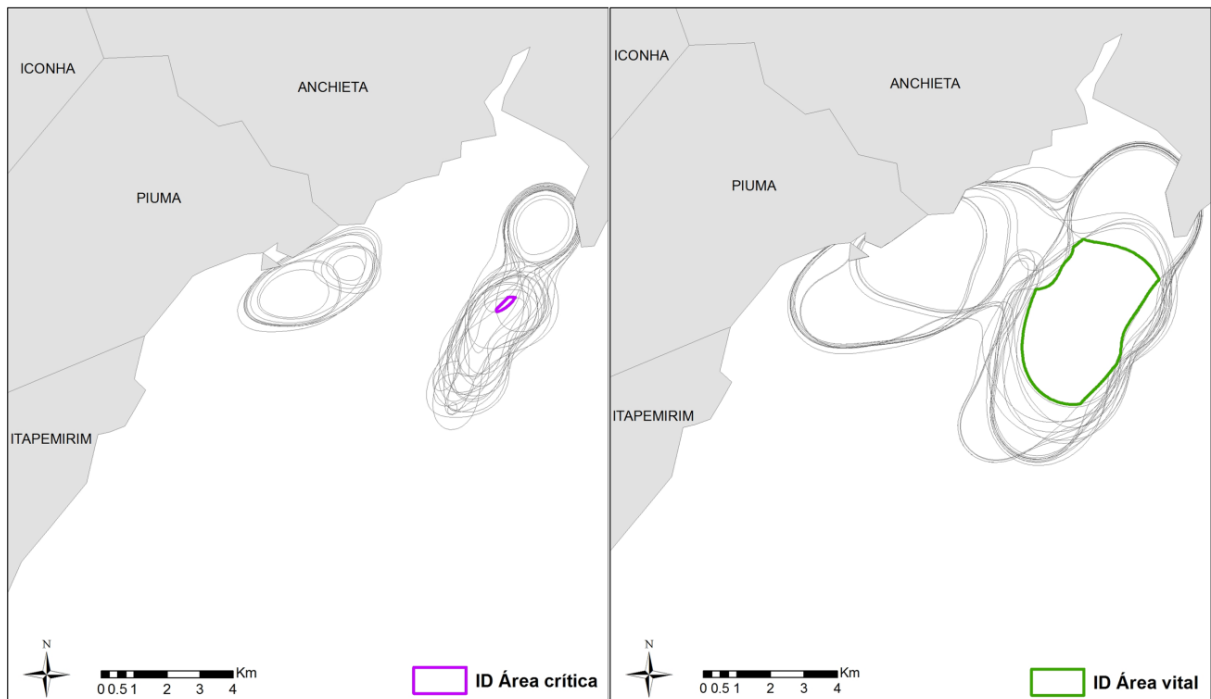


Figura 08. Área de interseção entre as áreas críticas e vitais estimadas pelo Método de Kernel para os 21 indivíduos, com cinco ou mais registros durante o período de estudo da população de boto-cinza na Baía de Benevente, ES.



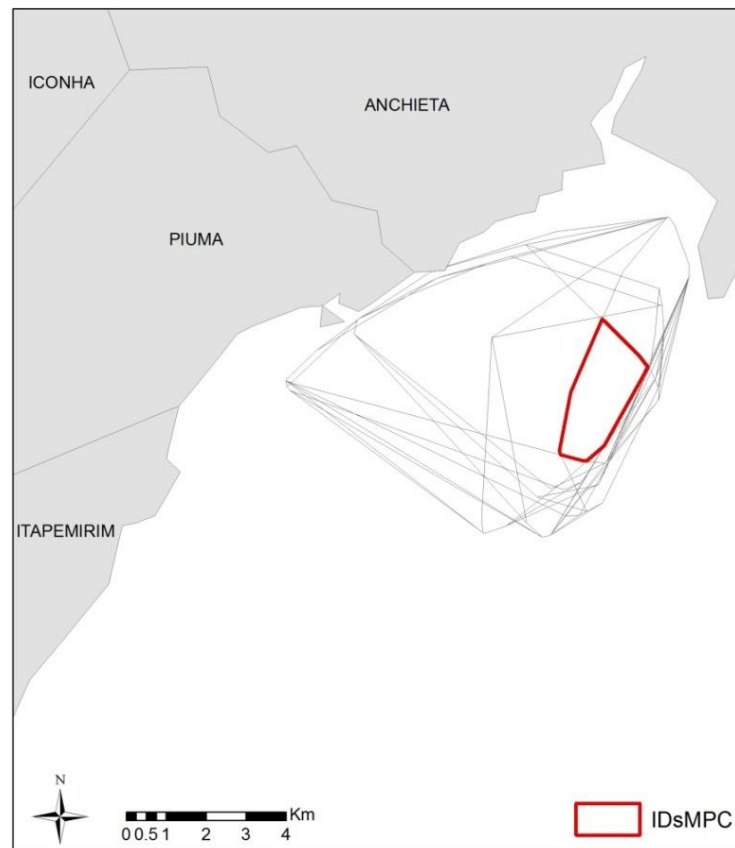


Figura 09. Área de interseção entre as áreas vitais estimadas pelo Método do Mínimo Polígono Convexo para os 21 indivíduos (IDsMPC), com cinco ou mais registros durante o período de estudo da população de boto-cinza na Baía de Benevente.

A partir do cálculo das áreas de interseção entre as estimativas das áreas vitais e críticas pelo método de Kernel e pelo método do Mínimo Polígono Convexo (MPC) da população associou-se aos resultados das interseções das mesmas análises para os 21 indivíduos selecionados, proporcionando o cálculo da área de sobreposição dos indivíduos com toda a população, representando 77,8% (7,4 km<sup>2</sup>) (Fig.10). Seja a nível individual ou se estendendo a toda a população as áreas críticas e vitais de ambos os métodos se sobrepõe e ocorrem na porção mais ao norte da baía de Benevente.

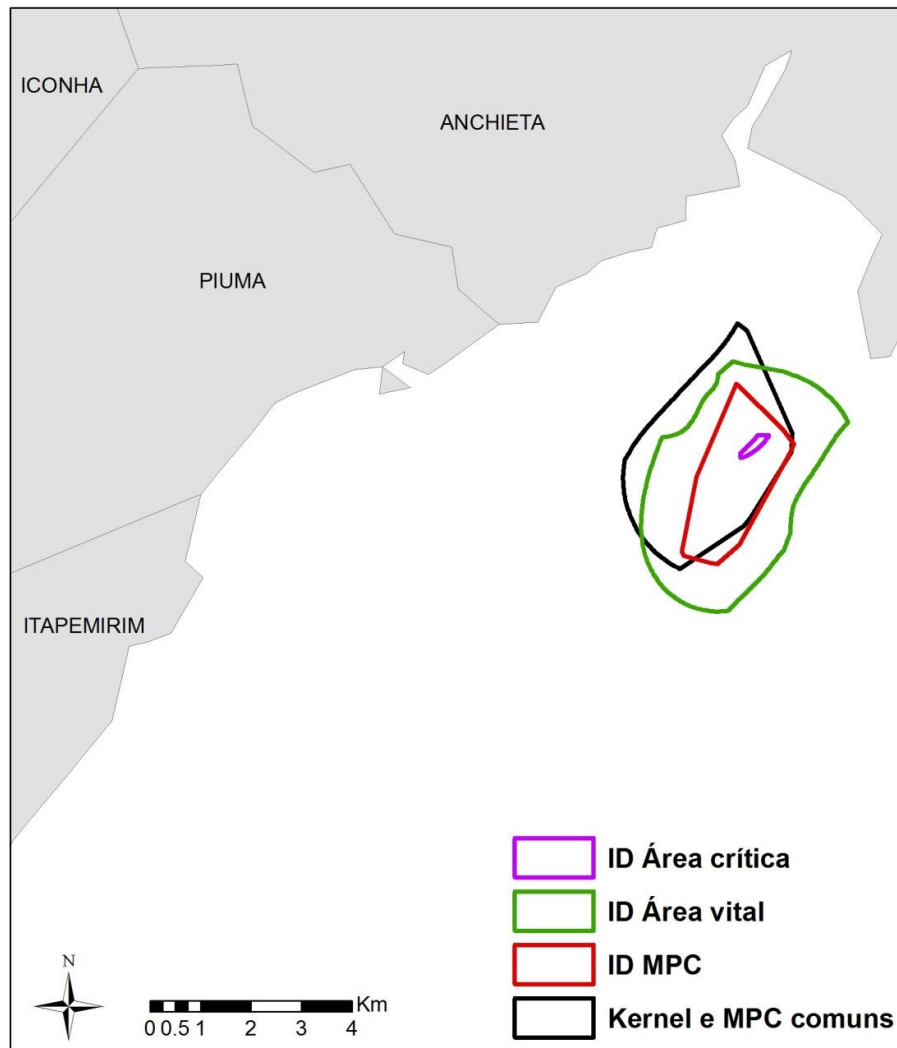


Figura 10. Sobreposição das áreas comuns às estimativas das áreas críticas e vitais a partir do método de Kernel do Mínimo Polígono Convexo para os indivíduos selecionados em relação a toda a população.

### Taxa e padrão de residência

Dentre os 60 animais foto-identificados, 13% (n=8) foram vistos em apenas uma ocasião, os demais 86,7% (n=52) indivíduos foram observados em mais de uma ocasião. Dentre os recapturados 22% (n=13) foram somente uma vez, 18%(n=11) por duas vezes, 12%(n=7) por três vezes, 7%(n=4) por quatro vezes, 7%(n=4) por cinco vezes, 7%(n=4) por seis vezes, 5%(n=3) por sete vezes, 5%(n=3) por oito vezes, 2%(n=1) por nove vezes, 2%(n=1) por dez vezes e 2%(n=1) por treze vezes.

O indivíduo mais avistado foi o BB#004 (n=14), seguido pelos indivíduos BB#001 e BB#002 avistados 11 e 10 vezes respectivamente (Tab.06). Sete são os indivíduos (BB#001, BB#002, BB#004, BB#006, BB#008, BB#009, BB#020) avistados desde o ano de 2012 a 2014, ou seja, durante todo o período de estudo. O BB#004 com taxa de residência de 22.8%, sendo tal valor relativamente baixo comparando ao número de avistagens devido ao modo como a taxa foi calculada, avistagens do indivíduo por dias de esforço e não por meses como em outros estudos. O mesmo pode ser observado aos demais.

As recapturas permitiram classificar os indivíduos de acordo com o padrão de residência segundo três métodos (Tab.07). Segundo o Tipo I, 46.7% (n= 28) são Transeuntes, 11.7% (n= 7) são Parcialmente Residentes, 38.3% (n= 23) são Pouco Residentes e apenas 3.3 % (n= 2) são Residentes. O Tipo II classificou a maioria dos indivíduos como Não residentes 35.0% (n=21), 6.7 % (n=4) como baixa, 30% (n=18) como média e 28.3% (n=17) como residência Alta. Conforme o Tipo III, 58.3% (n=35) são Transitórios, 25% (n=15) Residente e 16.7% (n=10) Não se enquadram em nenhum dos critérios.

Tabela 07. Padrão de residência segundo três citações escolhidas. Significado das siglas presentes na tabela: TR= Transientes, PaR= Parcialmente Residentes, PR= Pouco residentes, R= Residentes e NR=Não residente.

<b>Tipo I</b>	<b>n° Ids</b>	<b>%</b>	<b>Tipo II</b>	<b>n° Ids</b>	<b>%</b>
TR	28	46.7	NR	21	35.0
PaR	7	11.7	Baixa	4	6.7
PR	23	38.3	Média	18	30.0
R	2	3.3	Alta	17	28.3
<b>Total</b>	<b>60</b>	<b>100</b>		<b>60</b>	<b>100</b>

Tabela 06. Ocorrência dos animais foto-identificados ao longo das estações, no período de 2012 a 2014 na Baía de Benevente, ES. As áreas escuras representam a presença dos animais. Seguida pela taxa de residência e os tipos de padrão de residência segundo o adaptado de diversos autores. Significado das siglas presentes na tabela: Ver=verão, Out=outono, Inv=inverno e Pri=primavera; TR=Transientes, PaR=Parcialmente, R=Residentes, PR=Poucoresidentes, R=Residentes, NR=Não Residentes.

Anos IDs	2012		2013		2014				Taxa Residência (%)	Padrão de residência	
	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri		Tipo I	Tipo II
BB#001									14.9	R	Alta
BB#002									15.8	PaR	Alta
BB#003									2.6	TR	Não residente
BB#004									22.8	R	Alta
BB#005									4.4	TR	Média
BB#006									3.5	PR	Média
BB#007									0.9	TR	Não residente
BB#008									8.8	PaR	Média
BB#009									12.3	PaR	Alta
BB#010									13.2	PaR	Alta
BB#011									11.4	PaR	Alta
BB#012									1.8	TR	Não residente
BB#013									4.4	PR	Média
BB#014									0.9	TR	Não residente
BB#015									10.5	PaR	Alta
BB#016									0.9	TR	Não residente
BB#017									13.2	PaR	Alta

Anos	2012		2013		2014				Taxa Residência (%)	Padrão de residência	
	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri		Tipo I	Tipo II
BB#018									2.6	TR	Não residente
BB#019									3.5	PR	Média
BB#020									6.1	PR	Média
BB#021									8.8	PR	Alta
BB#022									7.9	PR	Alta
BB#023									4.4	TR	Baixa
BB#024									7.9	PR	Média
BB#025									9.6	PR	Alta
BB#026									1.8	TR	Não residente
BB#027									1.8	TR	Não residente
BB#028									6.1	PR	Alta
BB#029									4.4	TR	Baixa
BB#030									5.3	PR	Alta
BB#031									6.1	PR	Alta
BB#032									12.3	PR	Alta
BB#033									11.4	PR	Média
BB#034									6.1	PR	Média
BB#035									0.9	TR	Não residente
BB#036									2.6	TR	Não residente
BB#037									3.5	PR	Alta
BB#038									7.0	PR	Média
BB#039									5.3	PR	Média
BB#040									2.6	TR	Não residente

Anos	2012		2013		2014				Taxa Residência (%)	Padrão de residência		
	IDs	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv		Pri	Tipo I	Tipo II
BB#041										1.8	TR	Não residente
BB#042										2.6	TR	Não residente
BB#043										13.2	PR	Alta
BB#044										2.6	TR	Não residente
BB#045										7.9	TR	Média
BB#046										9.6	PR	Média
BB#047										2.6	TR	Média
BB#048										5.3	PR	Média
BB#049										0.9	TR	Não residente
BB#050										4.4	TR	Baixa
BB#051										2.6	TR	Não residente
BB#052										2.6	TR	Não residente
BB#053										6.1	PR	Média
BB#054										0.9	TR	Não residente
BB#055										2.6	TR	Não residente
BB#056										2.6	TR	Baixa
BB#057										3.5	PR	Média
BB#058										0.0	TR	Não residente
BB#059										3.5	PR	Média
BB#060										0.0	TR	Não residente

#### IV. Discussão

As médias anuais dos três estimadores em 2014 foram superiores aos de 2013. O número de saídas foi maior em 2014, isto contribuiu para um maior número de grupos avistados, até mesmo por um esforço maior.

As diferenças, entre o MPC e o Kernel, podem ser não somente pela própria formulação de cada análise, mas também devido ao número de registros terem sido suficientes para se elaborar uma análise de Kernel com maior refinamento, pois do contrário o MPC seria semelhante ao Kernel 50%, como os resultados de Duarte (2015). A presença de registros extremos e o próprio método mais simplista de ligação de pontos do MPC levam a uma possível superestimação dos valores. O método do MPC pode ser mais adequado para o cálculo de áreas vitais de animais territoriais, que demarcam seus territórios, o Kernel seria mais apropriado para animais que são susceptíveis de se mover além dos pontos extremos, já esperados (RACHLOW; BERGER, 1997). Outro fator a ser apontado para esta diferença entre estes estimadores é o Kernel ser mais preciso e menos sensível ao tamanho da amostra do que o método MPC (SEAMAN; POWELL, 1996).

Dentre as estações analisadas não houve uma sazonalidade nos tamanhos das áreas de vida nos dois métodos. Porém o inverno tanto em 2013 quanto em 2014 possuem as maiores áreas em relação às demais estações do ano. Ou seja, as áreas vitais em estações mais frias são maiores do que estações mais quentes, assim como para a população de boto-cinza que ocorre na Baía Norte, SC (WEDEKIN et al., 2007). O autor cita a dieta dos botos e a variação sazonal da abundância de presas dominantes como a hipótese para as maiores exigências espaciais dos botos nas estações frias, ou seja, uma menor abundância de recursos alimentares, enquanto o oposto ocorreria no verão. A variação sazonal tem sido relatada e associada a este fato também para outras áreas de ocorrência do boto-cinza (CREMER, 2009; LODI, 2003). Na Baía de Benevente, não existem estudos relacionados a periodicidade de presas e do hábito alimentar do boto-cinza, porém uma hipótese que poderia ser associada a este caso seria a exploração de presas com hábitos diferentes nestas estações.

A partir dos resultados das análises de estimativas das áreas de vida do boto-cinza na Baía de Benevente, ES, obtidas pelos métodos de Kernel e Mínimo Polígono Convexo (MPC) a área em comum a todos estes resultados foi selecionada e corresponde a 9,5 km<sup>2</sup>. Seja a nível individual ou se estendendo a toda população as áreas críticas e vitais de ambos os métodos se sobrepõe e ocorrem na porção mais ao norte da área amostrada e da baía de Benevente. A porção mais ao norte da baía foi a mais utilizada por todos os grupos. Características ambientais podem indicar o porquê desta preferência em específico pelo boto-cinza na Baía de Benevente.

É possível que esta seja uma área mais abrigada e protegida da ação mais direta das correntes de mar aberto apresentando uma circulação de água restrita devido à presença da Ponta dos Castelhanos. O fundo nesta área por ser composto por lama pode ser um indicativo deste tipo de circulação, com uma velocidade intermediária de circulação das correntes. Além disto, esta área corresponde a um fundo composto por recifes biogênicos e rochosos (PINHEIRO et al., 2010). Esta constituição possibilita uma grande riqueza e abundância de espécies, principalmente de peixes, entre estas famílias que compõem a dieta alimentar do boto-cinza ao longo de sua distribuição como a Haemulidae e Carangidae. Somente nos recifes rochosos da Baía de Benevente, Pinheiro et al. (2010) registraram, a ocorrência de 78 espécies de peixes. É possível que os botos utilizem de outro ponto positivo da porção norte da Baía de Benevente, a proximidade do mangue do rio Benevente. O manguezal que se desenvolve no estuário do rio Benevente é um dos mais extensos e conservados do Espírito Santo, com área aproximada de 4,6 km<sup>2</sup> (VALE; FERREIRA, 1998). Por serem criadouros naturais de peixes e outros organismos marinhos espera-se que as áreas mais próximas dos manguezais possuam uma maior produtividade (SASEKUMAR et al. 1992). Wedekin (2007) relata a preferência de áreas mais distantes dos mangues pelos botos na Baía Norte, SC, e possivelmente um uso indireto dos mangues, em comparação com a Baía de Babitonga, SC, nas qual eles estão mais próximos e aproveitariam diretamente desta produtividade (CREMER, 2000).

Comparativamente o presente estudo tem os maiores valores para as curvas de 95 e 50% geradas pelo estimador de Kernel e pelo MPC para a espécie (Tab.08). Tais valores podem ser devido a um maior número de indivíduos foto-identificados



utilizados nestas análises. A própria conformação da Baía de Benevente, uma baía aberta, menos abrigada, em sua maior parte. Golfinhos que habitam áreas costeiras abertas possuem comportamento distinto daqueles que ocorrem em áreas mais abrigadas, por percorrerem distâncias maiores (DUARTE, 2015). A natureza altamente móvel de presas em um ambiente aquático pode tornar os golfinhos menos territorialistas do que animais em ambiente terrestre, ou seja, não defendem suas áreas de vida ou cardumes de presas, mas defenderiam apenas parte de sua distribuição em um dado tempo (CONNOR et al., 2000). O tamanho das áreas de estudo, apresentadas na tabela 09, e o esforço de cobertura, são distintos e estes fatores também podem contribuir para os valores das áreas de vida ser tão diferentes.

Uma distinção individual do movimento marcante, seja considerando o método ou não, não foi detectada mesmo com indivíduos apresentando graus distintos de residência. De acordo com Chilvers (2001), em uma população residente de golfinhos, todos os indivíduos deste grupo estão adaptados às condições de um determinado ambiente, no caso a Baía de Benevente, e da sua área ao redor. Assim, não seria esperado que houvesse grandes diferenças no movimento entre os indivíduos.

Tabela 08. Estimadores de área de vida utilizados em estudos do boto-cinza ao longo de sua distribuição e seus respectivos valores médio, mínimo e máximo. O número de indivíduos foto-identificados utilizados também é apresentado.

<b>Autor/ Ano</b>	<b>Local</b>	<b>Estimador</b>	<b>Indivíduos</b>	<b>Média (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Mínimo (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Máximo (km<sup>2</sup>)</b>
Meirelles, 2013	Enseada do Mucuripe, CE	Kernel 95%	*	11,56	10,74	12,85
		Kernel 50%		2,57	2,15	3,36
Batista et al., 2013	Rio Paraguaçu, BA	MPC	14	3.9	1.0	8.8
Carvalho, 2013	Baía de Guanabara, RJ	Kernel 95%	*	**	51.4	79.7
		Kernel 50%			10.5	19.4
		MPC			16.2	2.1
Schulze, 2012	Baía de Babitonga, SC	Kernel 95%	7	26.1	13.0	37.2
		Kernel 50%		7.5	3.9	12.5
Oshima et al., 2010	Estuário de Cananéia, SP	Kernel 95%	7	7.9	1.6	22.9
		Kernel 50%		2.4	0.3	8.6
Cremer, 2007	Baía de Babitonga, SC	MPC	*	2.9	0.008	38.0
Wedekin et al., 2007	Baía Norte, SC	MPC	*	**	9.8	77.1
		Kernel 95%			8.3	32.1
		Kernel 50%			0.7	3.9
Hardt, 2005	Baía de Babitonga, SC	MPC	5	12.1	1.7	25.7
		Kernel 95%		29.2	4.4	91.5
		Kernel 50%		4.4	0.8	12.1
Flores; Bazzalo, 2004	Baía Norte, SC	MPC	13	13.4	5.4	21.6
		Kernel 95%		15.2	12.6	19.6
		Kernel 50%		1.5	1.2	1.8
Presente estudo	Baía de Benevente, ES	MPC	21	10.6	10.5	28.0
		Kernel 95%		58.3	68.4	158.5
		Kernel 50%		14.6	17.0	39.7
* Não utilizou indivíduos	** Valores não apresentados					

Esta compilação de resultados dos estimadores das áreas de uso da espécie mostram diferenças, não apenas devido aos estimadores e esforços de coleta, mas também pela capacidade de movimentação que a espécie possui, seja restringindo ou ampliando suas áreas. Assim o uso heterogêneo das áreas de vida ocorre entre as localidades como também dentro das localidades. Fato representado pelo tamanho e localização das áreas de vida como consequência de mudanças comportamentais diante de variáveis ambientais, necessidades e das interações intraespecíficas e interespecíficas, incluindo o homem. Um exemplo é a grande diferença de uso entre as estações na Baía Norte (SC) e como hipótese além das condições ambientais, algo que possa influenciar estas variações seriam a presença do golfinho nariz de garrafa na baía e a própria estrutura social dos botos, com grupos bem agregados (WEDEKIN et al., 2007). O impacto antrópico pode ser representado na população de botos-cinza na Baía de Guanabara (RJ), altamente impactada. A diminuição das áreas de uso do boto-cinza vem sendo observada ao longo dos anos enquanto sua área de concentração está em áreas com menor atividade humana, a Área de proteção Ambiental de Guapimirim (CARVALHO, 2013). Já na Baía Norte, a redução do uso de parte da Área de Proteção de Anhatomirim devido ao aumento da pesca e cultivo de moluscos, inclusive com registros de mortalidade em redes de pesca na região (BAZZALO; FLORES, 2008).

Os dois métodos de padrão de residência apresentaram resultados semelhantes para o boto-cinza na Baía de Benevente. Estes métodos consideram a plasticidade de residência entre os indivíduos, ou seja, nos seus diversos graus, permitindo demonstrar a individualização do comportamento dos botos. Em ambos uma grande porção esta classificada como Transitório (46.7%) e não Residente (35%). Todavia a maioria se mostrou residente em ambos, mesmo que nos seus diversos graus. Considerando o Tipo I 52.7% são residentes em algum grau enquanto para o Tipo II 65%. A partir do registro da presença de indivíduos nos três anos consecutivos de estudo e com relação ao que já foi relatado para a espécie (Tab.09) podemos definir a população de boto-cinza que ocorre na baía de Benevente, ES como residente, sendo constatada em seus diversos graus. O padrão de residência pode ter sido afetado pelo baixo aproveitamento das fotos e pelas estações não terem sido cobertas com esforço de forma homogênea em todos os anos, somente em 2014. Assim o número de capturas nos anos de 2012 e 2013 é baixo enquanto no ano de 2014 foram maiores. Com o fim dos esforços em

novembro de 2014 a chance de recaptura dos indivíduos capturados neste ano acabou, contribuindo para que um grande número de indivíduos fosse reavistados somente uma vez.

Tabela 09. Residência observada para o boto-cinza em estudos ao longo de sua distribuição através da técnica de foto-identificação.

<b>Autor/ Ano</b>	<b>Local</b>	<b>Residência registrada no período amostrado</b>
Azevedo (comunicação pessoal)	Baía de Guanabara, RJ	1 a 20 anos
Rossi-Santos et al., 2007	Estuário do rio Caravelas, BA	Maior que 3 anos
Hardt, 2005	Baía de Babitonga, SC	1 a 8 anos
Santos et al., 2001	Cananéia, SP	1 a 4 anos
Nery, 2008	Baía de Sepetiba, RJ	11 anos e 3 meses

A presença de parte dos indivíduos não residentes e ou transitórios levanta a hipótese da utilização de outras áreas próximas por estes animais. Nas praias de Guarapari, ES, a 27 km aproximadamente da Baía de Benevente, frequentemente se tem registros de encalhes. Esta distância pode ser percorrida pela espécie que se desloca de Caravelas, na Bahia, para Nova Viçosa, com movimentos de cerca de 35 km de extensão (ROSSI-SANTOS et al., 2007). Logo, os botos que utilizam a Baía de Benevente também poderiam utilizar áreas próximas que possuem relatos da ocorrência da espécie, como é o caso de Guarapari. Neste contexto, a conservação desta população estaria em um contexto muito mais amplo ao da Baía de Benevente. A preferência por uma parte da baía, a porção norte, associada à fidelidade de área e as maiores áreas de vida já relatadas para a espécie, são fatores importantes com relação a conservação desta população, pois as tornam mais suscetíveis a possíveis impactos antrópicos na região.

Neste sentido, sobre a qualidade do habitat da Baía de Benevente, o ecossistema aquático local está sob ação agravante da influência antrópica, principalmente por emissões gasosas e particuladas de uma usina de pelotização de minério de ferro, atividade pesqueira e grande carga de matéria orgânica vinda de seus rios afluentes. No ano de 2014, um estudo paralelo foi realizado por em conjunto com outros pesquisadores, com o intuito de avaliar a presença de alguns contaminantes na água. Três ensaios de fenol no inverno e seis na

primavera. Os valores encontrados variaram de 0,1mg/L a 0,3mg/L. Em alguns pontos a colorimetria não ficou bem definida, mas foi possível visualizar a presença de compostos fenólicos. O valor mais alto foi encontrado mais próximo a indústria de pelletização de ferro, na Praia do Porto, a 4 km aproximadamente da Baía de Benevente, correspondendo a 0,3mg/L (QUADRA et al., 2014). De acordo com a Resolução nº 357 de 2005 do CONAMA (2005), que trata das condições e padrões de qualidade de água, para águas doces de classe 1 e 2, o valor máximo para fenóis totais é 0,003mg/L, já para águas salinas de classe 1 é 0,06mg/L. Assim, os ensaios de fenol realizados apresentaram valores superiores ao máximo permitido pela resolução. São necessários mais estudos para se conhecer as consequências desses índices de fenol para esta biota aquática, mas é importante salientar a necessidade deste tipo de trabalho de monitoramento. Os compostos fenólicos são tóxicos ao ambiente aquático, podendo provocar a morte de peixes em concentrações de 1 mg/L e em concentrações inferiores, prejudicam outras espécies, já que desequilibram o ecossistema aquático (BRITTO et al., 2008).

A análise de carbono orgânico total (COT) também foi realizada e abrange todos os componentes orgânicos de uma amostra. Desta forma, apesar de ser uma medida indireta, o teor de COT pode estimar a quantidade de matéria orgânica. Os altos valores encontrados podem estar relacionados a altas cargas de matéria orgânica que chegam até a Baía por meio de seus afluentes não devidamente tratados (QUADRA et al., 2015). Os impactos na qualidade do habitat na Baía de Benevente vão além dos citados acima e também estão relacionados ao ambiente acústico. Durante o primeiro semestre de 2012, foi detectado um ruído antropogênico de baixa frequência que levou a alterações no comportamento acústico do boto-cinza (STUTZ, 2013).

Estas são as ameaças já detectadas até o momento, é possível que existam outras fontes impactantes na Baía de Benevente e que possam interferir na forma como os botos-cinza utilizam esta área. Outras prováveis ameaças a Baía de Benevente e região, como consequência a esta população são representadas por projetos que estão planejados para a região. O Estado inaugurou, em setembro de 2008, a extração de óleo na camada pré-sal, no Campo de Jubarte, uma das maiores e mais importantes jazidas de petróleo já descobertas no Brasil. Considerando este panorama, a implantação de terminais de apoio logístico offshore no Sul do Espírito Santo torna-se estratégica, em razão de sua localização, proporcionando ao

Estado a capacidade para dedicar se às atividades de apoio logístico às empresas que atuam nas bacias do Espírito Santo, de Campos/RJ e de Santos/SP. Um empreendimento será implantado em uma área de aproximadamente 1.000.000 m<sup>2</sup>, de propriedade da C-Port Brasil Logística Offshore Ltda., nas adjacências da Praia de Gamboa, distrito de Itaipava, município de Itapemirim – ES. A área de influência do empreendimento abrange os municípios de Itapemirim, Piúma e Marataízes (Baía de Benevente, ES).

A continuidade dos monitoramentos, ambiental e populacional, já realizados se faz urgente diante deste contexto da Baía de Benevente, e região, no qual esta população de boto-cinza está inserida bem como outras espécies de cetáceos com ocorrências já registradas.

## **Capítulo II**

### **ESTIMATIVA DE ABUNDÂNCIA DO BOTO-CINZA NA BAÍA DE BENEVENTE, ESPÍRITO SANTO**

## RESUMO

A estimativa de abundância populacional é um dos requerimentos básicos para o sucesso no manejo das populações de mamíferos. O boto-cinza foi incluído como “Vulnerável” pelo Ministério do Meio Ambiente (2014). A partir da técnica de foto-identificação foram aplicados modelos de marcação-recaptura para se estimar os animais marcados e a abundância desta população. A população foi considerada como fechada em primeiro momento, e posteriormente como uma combinação de aberta e fechada. Os modelos de Otis e Desenho Robusto de Pollock foram construídos através do programa MARK. Capturas do ano de 2014 (43 indivíduos) foram utilizadas nestes modelos. O theta anual foi 0,58 e a taxa de encontro anual 0,69. O Estimador modificado por Chapman indicou uma estimativa de abundância em 75 indivíduos com intervalo de confiança de 95% entre 38 e 114 indivíduos. A modificação de Bailey estimou 68 indivíduos e intervalo de confiança de 95% de 31 a 142. A estimativa através de Schanbel foi de 59 indivíduos (34-101) indivíduos. O estimador de Schumacher-Eschmeyer com abundância de 75 indivíduos (45-125) Os modelos de Otis com melhor desempenho,  $M_{th}$  e  $M_t$ , apresentaram estimativas semelhantes entre eles e aos de Chapman e Schumacher-Eschmeyer com valores de 78 (69 -88) e 72 (69-75), respectivamente. O modelo  $M_t$  foi selecionado por ser o mais adequado em relação aos demais. A sobreposição dos intervalos de confiança das estimativas considerando a população como fechada indicou valores entre 65 e 80 indivíduos aproximadamente. O Desenho Robusto de Pollock estimou para o verão 51(11 – 229), outono 60 (43 – 84), inverno 52 (52), primavera (16 – 74). As sobrevivências foram constantes entre as estações e iguais a 1.0 ( $\pm 0,75$ ; IC: 0,51-1). A emigração temporária ( $y''$ ) de 0,33 ( $\pm 0,08$ ; IC: 0,19 – 0,50), a probabilidade dos emigrantes permanecerem fora da área ( $y'$ ) de 0,57 ( $\pm 0,13$ ; IC: 0,31- 0,79), a probabilidade de retorno dos emigrantes ( $1-y'$ ) foi de 0,43, e a probabilidade de permanência na área ( $1-y''$ ) foi de 0,67. A população de botos-cinza da Baía de Benevente, ES, é uma fonte de diversidade genética importante para a Unidade de Manejo do estado do Espírito Santo. A conectividade com outras localidades é algo a ser destacado e coloca esta população em um contexto conservacionista muito mais amplo.

**Palavras-chave:** Foto-Id. Marcação-recaptura. Conservação



## ABSTRACT

The estimated population abundance is one of the basic requirements for success in the management of mammal populations. The estuarine dolphin was included as "Vulnerable" by the Ministry of the Environment (2014). From the photo-identification technique mark-recapture models were applied to estimate the tagged animals and the abundance of this population. The sample was considered closed at first and later as a combination of open and closed. Models of Otis and Design Robust Pollock were built through the program MARK. Catches of 2014 (43 individuals) were used in these models. The annual theta was 0.58 and the rate of annual meeting 0.69. The estimator modified by Chapman indicated abundance estimation on 75 subjects with 95% confidence interval between 38 and 114 individuals. The modification Bailey estimated 68 individuals and 95% confidence interval 31 to 142. The estimated through Schanbel subjects was 59 (34-101) individuals. The Schumacher-Eschmeyer estimator with plenty of 75 subjects (45-125) The Otis models with better performance, Mth and Matthew, had similar estimates between them and Chapman and Schumacher-Eschmeyer with values of 78 (69 -88) and 72 (69-75), respectively. Mt model was selected as the most suitable in relation to the other. The overlap of the confidence intervals of the estimates considering the population as closed indicated values between 65 and 80 people approximately. The Robust Design Pollock estimated for summer 51 (11-229), autumn 60 (43-84), Winter 52 (52), spring (16-74). Survivals were constant between stations and equal to 1.0 ( $\pm 0.75$ ; CI: 0.51 to 1). The temporary emigration ( $y''$ ) of 0.33 ( $\pm 0.08$ ; CI: 0.19 to 0.50), the probability of migrants remain outside the area ( $y$ ) of 0.57 ( $\pm 0.13$  CI: 0.31-0.79), the probability of returning migrants ( $1-y'$ ) was 0.43, and the probability of staying in the area ( $1-y'$ ) was 0.67. The population of Guiana dolphin in the Benevente Bay, ES, is an important source of genetic diversity for the Management Unit of the Holy Spirit state. Connectivity to other locations is something to be highlighted and puts this population in a much broader conservation context.

**Keywords:** Photo-Id. Mark-recapture. Conservation

## I. Introdução

A disposição espacial do habitat pode influenciar padrões de movimento durante a dispersão, seleção de habitat e sobrevivência (ROYLE et al., 2014). Além disso, a compreensão da distribuição e da variação espacial da abundância é necessária na conservação e manejo de populações (ROYLE et al., 2014). Gestores da conservação são solicitados frequentemente a fornecer informações sobre o *status* de ameaça de uma população e ou de uma espécie (LETTINK; ARMSTRONG, 2003). Uma das primeiras perguntas é sobre quantos animais fazem parte desta população (LETTINK; ARMSTRONG, 2003). Logo, a estimativa de abundância populacional é um dos requerimentos básicos para o sucesso no manejo das populações de mamíferos, porém, a falta destes dados dificulta a implementação de planos de manejo ou monitoramento para os cetáceos (LETTINK; ARMSTRONG, 2003). São animais de vida longa, com reprodução lenta e que passam grande parte da vida embaixo d'água, tornando-se difíceis de serem estudados (MANN et al., 2000).

O boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864), possui estimativas de abundância, densidade e dos demais parâmetros populacionais como mortalidade e natalidade, por exemplo, apenas pontualmente ao longo de sua distribuição. Este foi um dos motivos pelos quais a espécie foi incluída como “Vulnerável” pelo Ministério do Meio Ambiente (2014). Pouco ainda se sabe sobre o *status* das populações que compõem as unidades de manejo propostas por Cunha et al. (2010), que sugerem a existência de seis Unidades de Manejo no Brasil: Pará, Ceará, Rio Grande do Norte, Bahia, Espírito Santo e a área do Sudeste-Sul (dos estados do Rio de Janeiro a Santa Catarina). Estas unidades foram propostas devido à alta diferenciação genética, indicando restrições de genes entre elas.

Estudos buscando quantificar as populações nestas unidades tiveram início via estimativas de densidade desde 1989 no Brasil (GEISE, 1999). Os métodos de avaliação mais comuns para este grupo envolvem a contagem de uma amostra da população e, em seguida, a aplicação de certas hipóteses, a partir de um modelo é estimado o tamanho de toda a população. Os métodos de estudo incluem contagem de indivíduos ao longo de transecções (*distance sampling*), a marcação e recaptura, e contagens de migração e colônias (BUCKLAND; YORK, 2002). Estudos utilizando transecções lineares foram realizados no

estados do Rio de Janeiro (PIZZORNO, 1999; SIMÃO, 2000; FLACH et al., 2008), São Paulo (GEISE, 1989; ROLLO JR., 2002; BISI, 2001; DE OLIVEIRA, 2005; HAVUKAINEN, 2011; ALMEIDA, 2014), Paraná (BONIN, 1997; FILLA, 1999, 2004; JAPP, 2004) e Santa Catarina (HARDT, 2005; CREMER et al., 2011).

Outro método de estimativa populacional que vem sendo mais recentemente aplicado em estudos com o boto-cinza é o de marcação e recaptura (SEBER, 1982). A aplicação deste método baseia-se na ‘captura’ de indivíduos e as avistagens subsequentes destes indivíduos previamente ‘capturados’ são consideradas como recapturas. A captura-recaptura representa a técnica mais comum para se estudar populações animais e seu uso vem crescendo (ROYLE et al., 2014). A captura, neste caso, não significa o manejo e marcação do animal, porém a sua individualização, que é possível a partir da técnica de foto-identificação. A foto-identificação amplia nossa compreensão de questões como o tamanho de uma população, rotas migratórias, a fidelidade dos animais a uma área, o seu habitat preferencial, além disto, por ser um método não invasivo elimina a necessidade de manipulação e de realizar marcações artificiais (WALKER et al., 2012). Esta técnica tem sido aplicada com sucesso em estudos com o boto-cinza ao longo da costa desde 1990 (SANTOS et al., 2010) nos estados do Rio Grande do Norte (PARO, 2010), Ceará (MEIRELLES, 2013), Bahia (MAGNANI, 2011), Rio de Janeiro (PIZZORNO, 1999; AZEVEDO et al., 2003; CAMPOS et al., 2004; NERY et al., 2012; SOUZA, 2013), Espírito Santo (CEPILE, 2008), São Paulo (GEISE et al., 1999; BISI, 2001; ROLLO JR., 2002; SANTOS; ZERBINI, 2006), Paraná (MARCHETTO, 2010) e em Santa Catarina (CREMER, 2011; SCHULZE, 2012).

Devido a ausência de estimativas de abundância da população ao sul do Espírito Santo, o objetivo deste estudo é estimar o tamanho da população que ocorre na Baía de Benevente através da técnica de foto-identificação associada ao método de captura-recaptura. Seguem os objetivos específicos:

1. Identificar os indivíduos da população de boto-cinza da Baía de Benevente, ES, através do método de foto-identificação.
2. Produzir um catálogo de identificação que possa servir de base para estudos futuros sobre ecologia e comportamento da espécie nesta baía.
3. Estimar a proporção de indivíduos não marcados na Baía de Benevente, ES.

4. Realizar a estimativa de abundância de boto-cinza na Baía de Benevente, ES pelo método de marcação-recaptura.
5. Estimar os parâmetros como sobrevivência, emigração, captura e recaptura desta população de boto-cinza que ocorre na Baía de Benevente, ES.

## II. Material e Métodos

Os esforços de busca e de observação são descritos no capítulo I, bem como a técnica de foto-identificação e a produção do catálogo dos indivíduos. Posteriormente a estas etapas, uma tabela de históricos de “capturas” de todos os indivíduos identificados foi elaborada. As unidades amostrais são os diferentes dias de coleta. Para cada animal, as unidades amostrais são relacionadas quanto a sua presença (1) ou ausência (0).

As expedições realizadas nos dois primeiros anos do estudo foram excluídas das análises, devido aos pequenos números de capturas e recapturas, além do intervalo de tempo entre elas. Tal fato provavelmente relacionado à habilidade inicial do fotógrafo em obter fotografias de qualidade suficiente para o presente estudo bem como pelo número reduzido de grupos no ano de 2013 e um esforço menor nos anos de 2012 e 2013.

Posteriormente, as análises considerando o método de captura-recaptura foram conduzidas. As primeiras análises relacionadas a este método datam de 1802 por Laplace, com o intuito de se determinar o tamanho de uma população (MANLY et al., 2010). Procedimento semelhante foi aplicado a animais silvestres criando-se o estimador de Lincoln-Petersen (1930) e na sequência vários estimadores foram desenvolvidos por outros autores como as modificações de Schnabel (1938) e Chapman ao de Lincoln-Petersen (1951) e Otis et al. (1978), entre outros.

Os pressupostos do método de marcação-recaptura são que os animais não perdem suas marcas ou *tags*; a identificação das marcas é feita corretamente e por último os animais agem independentemente. Antes de se aplicar os estimadores ao conjunto de dados é necessário definir como esta população se comporta durante o período de estudo, ou seja, se podemos defini-la como aberta ou fechada. Uma população é dita fechada quando permanece constante no tamanho e composição durante o período de estudo, enquanto uma população aberta está sujeita a saída de animais e ou entradas na população através de nascimentos, mortes, emigração e imigração (CHAO; HUGGINS, 2010).

A fim de verificar se a população se comportou de forma fechada durante o período de estudo utilizou-se o teste de Otis et al. (1978) disponível no programa CloseTest<sup>®</sup>. Modelos considerando esta população como aberta não foram aplicados porque estes requerem uma

maior quantidade de dados distribuídos de forma a permitir o registro de nascimentos e mortes (OTIS et al. 1978), para cetáceos corresponderia a três ou quatro anos de esforço (DALLA ROSA, 1999). Na sequência, os seguintes estimadores puderam ser aplicados:

### **Modificação de Chapman ao estimador de Lincoln-Petersen (1951)**

As premissas do estimador de Lincoln-Petersen admitem que a população é fechada; mesma probabilidade de captura em cada ocasião, sendo cada amostra aleatória; já as marcas não são perdidas assim como registrada corretamente nas recapturas (CHAO; HUGGINS, 2010).

$$\hat{N}_{CH} = \frac{(n_1 + 1)(n_2 + 1)}{(m_2 + 1)} - 1$$

$\hat{N}_{CH}$  = tamanho da população de animais marcados segundo Chapman

$n_1$  = número de indivíduos com marcas permanentes capturados na primeira ocasião

$n_2$  = número de indivíduos com marcas permanentes capturados na segunda ocasião

$m_2$  = número de indivíduos recapturados na segunda ocasião

Tanto para populações maiores quanto menores os estimadores de Lincoln-Petersen e o mesmo modificado por Chapman podem ser aplicados, porém o último diminui o erro para populações menores (CHAO; HUGGINS, 2010).

A variância do estimador de Chapman ( $V(\hat{N}_{CH})$ ) pode ser calculada a partir da seguinte equação:

$$V(\hat{N}_{CH}) = \frac{(n_1 + 1)(n_2 + 1)(n_1 - m_2)(n_2 - m_2)}{(m_2 + 1)^2 (m_2 + 2)}$$

### **Modificação de Schnabel ao estimador de Lincoln-Petersen**

A modificação ao estimador de Lincoln-Petersen feita por Schnabel (1938) ampliou a possibilidade para um maior número de ocasiões como uma média das estimativas via estimador de Lincoln-Petersen

$$\widehat{N}_S = \frac{\sum(C_t M_t)}{\sum(R_t)}$$

$\widehat{N}_S$  = tamanho da população de animais marcados segundo Schnabel

$C_t$  = número total de indivíduos capturados em dada ocasião

$R_t$  = número total de indivíduos previamente marcados

$M_t$  = número de indivíduos em dada ocasião que são marcados

A variância do estimador de Schnabel pode ser calculada a partir da seguinte equação:

$$Var \frac{1}{N_S} = \frac{\sum R_t}{(\sum C_t M_t)^2}$$

### **Modificação de Bailey ao estimador de Lincoln-Petersen**

O estimador proposto por Bailey permite amostragens com repetição. Pode ser o mais apropriado entre os apresentados, nas situações em que não existe coleta de amostras, mas sim contagem dos indivíduos através da observação dos mesmos dentro do seu habitat

$$\widehat{N}_B = \frac{n_1(n_2 + 1)}{(m_2 + 1)}$$

Sendo:

$\hat{N}_B$  = tamanho da população de animais marcados segundo Bailey

$n_1$  = número de indivíduos com marcas permanentes capturados na primeira ocasião

$n_2$  = total de indivíduos com marcas permanentes capturados na segunda ocasião

$m_2$  = número de indivíduos recapturados na segunda ocasião

A variância do estimador de Bailey pode ser calculada a partir da seguinte equação:

$$V(\hat{N}_B) = \frac{n_1^2(n_2 + 1)(n_2 - m_2)}{(m_2 + 1)^2(m_2 + 2)}$$

### **Estimador de Schumacher e Eschmeyer**

A estimativa se baseia na proporção de indivíduos recapturados em cada amostra ( $R_t$ / $C_t$ ) em função do número total de indivíduos previamente marcados ( $M_t$ ).

$$\hat{N}_{SE} = \frac{\sum(C_t M_t^2)}{\sum(R_t M_t)}$$

$\hat{N}_{SE}$  = tamanho da população de animais marcados segundo Schumacher e Eschmeyer

$C_t$  = número de indivíduos capturados em dada ocasião

$R_t$  = número de indivíduos previamente marcados

$M_t$  = número total de indivíduos marcados na ocasião anterior.

A variância do estimador de Schumacher e Eschmeyer pode ser definida como:

$$Var \frac{1}{N_{SE}} = \frac{\sum \left( \frac{R_t^2}{C_t} \right) - \frac{\sum(R_t M_t)^2}{\sum(C_t M_t^2)}}{s - 2}$$



Os estimadores apresentados não consideram a existência de fatores que podem, potencialmente, afetar a probabilidade de capturas, logo modelos mais realistas são necessários (CHAO; HUGGINS, 2010). A premissa de igual probabilidade de captura é a mais difícil de ser seguida, e a com menor chance de ocorrência em populações naturais (OTIS 1978; POLLOCK, 1982). Otis et al. (1978) propuseram modelos considerando que entre e nas múltiplas ocasiões ocorram, em conjunto, ou isoladamente, a variação do tempo entre as amostragens, a resposta comportamental (*trap happy ou trap shy*) e a heterogeneidade individual (sexo, idade, dominância social) (Tab.01). A combinação destes oito modelos foi introduzida no programa Capture<sup>®</sup> por Otis; White (1978).

Tabela 01. Modelos de Otis *et al.* (1978) gerados pelo Capture e também presentes no MARK.

<b>Modelo</b>	<b>Heterogeneidade</b>	<b>Resposta Comportamental</b>	<b>Tempo</b>	<b>Probabilidade de captura</b>
M <sub>0</sub>				Igual
M <sub>h</sub>	X			Varia entre indivíduos
M <sub>b</sub>		X		Resposta à captura
M <sub>bh</sub>	X	X		Varia entre indivíduos e Resposta à captura
M <sub>t</sub>			X	Varia entre ocasiões
M <sub>th</sub>	X		X	Varia entre ocasiões e entre indivíduos
M <sub>tb</sub>		X	X	Varia entre ocasiões e Resposta à captura
M <sub>tbh</sub>	X	X	X	Varia entre ocasiões e Resposta à captura e Heterogeneidade

Foi feita a correção das estimativas de animais marcados na população com o theta ( $\theta$ ) e assim conhecemos a estimativa de abundância total, ou seja, a soma de marcados e não marcados. O método de cálculo do theta foi feito a partir da razão do número de indivíduos identificados no grupo pelo tamanho do grupo para cada avistagem, sendo as médias destas proporções o valor de theta a ser utilizado (MAGNANI, 2011; SCHULZE, 2012; MEIRELLES, 2013).

Após a correção dos valores estimados da proporção de marcados na população pelo theta e do cálculo das respectivas variâncias, uma segunda variância foi calculada para cada estimador, assim como os intervalos de confiança. A variância da abundância total foi calculada utilizando-se o método Delta (SEBER, 1982):

$$Var(\hat{N}_{corrigido}) = (\hat{N}_{corrigido})^2 \left( \frac{var(\hat{N})}{(\hat{N}_{corrigido})^2} + \frac{1 - \theta}{n\theta} \right)$$

Sendo  $n$  = número de grupos para se estimar o theta.

O intervalo de confiança de 95% para a estimativa total da população foi obtido via

$$IC = \hat{N}_{corrigido} \pm 1.96 \sqrt{Var(\hat{N}_{corrigido})}$$

Os modelos de Otis tiveram seu intervalo de confiança calculados a partir da seguinte fórmula:

$$C = \exp\left(1.96 \sqrt{\log\left[1 + \frac{var \hat{N}}{f_o^2}\right]}\right)$$

Sendo,

$f_o$  = número de indivíduos não marcados

IC superior =  $\hat{N}_{corrigido} + f_o C$

IC inferior =  $\hat{N}_{corrigido} + \frac{f_o}{C}$

Os modelos para populações fechadas, acima citados, foram aplicados com o objetivo de estimar a abundância anual enquanto para estimar a abundância sazonal foi utilizado o modelo do Desenho Robusto de Pollock – DRP (POLLOCK, 1982). O Desenho Robusto de Pollock parte do princípio de que a distinção completa entre os modelos de população aberta e

fechada é artificial (POLLOCK, 1982). A partir do DRP podem-se estimar além da abundância as probabilidades de emigração temporária e retorno, sobrevivência e probabilidade de captura. Neste modelo são considerados dois períodos, os primários e secundários. Na ocasião primária a população é considerada aberta, e estima-se a sobrevivência. Neste estudo as ocasiões primárias foram as quatro estações do ano de 2014. As ocasiões secundárias estão próximas no tempo - tão perto que permite supor que as populações estão fechadas enquanto estas amostras estão sendo coletadas (ou seja, nenhuma mortalidade ou emigração ocorre durante estes intervalos de tempo curtos). A partir das ocasiões secundárias é possível estimar a abundância e as probabilidades de captura e recaptura (Fig.01). Foram consideradas como ocasiões secundárias: as sete ocasiões do verão; sete ocasiões do outono; seis ocasiões do inverno e quatro ocasiões da primavera, totalizando 24 ocasiões.

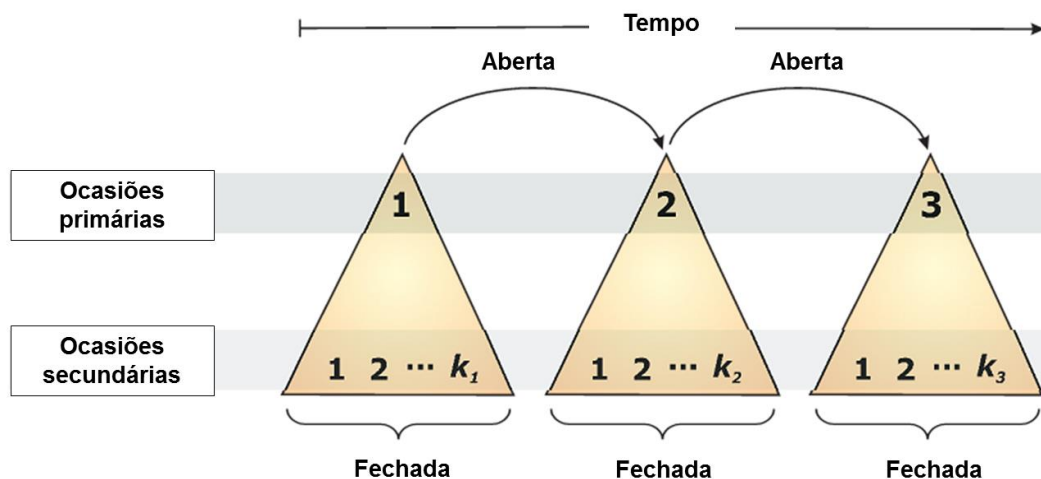


Figura 01. Estrutura clássica da amostragem de acordo com o Desenho robusto de Pollock.

Os modelos de Otis e Pollock foram construídos através do programa MARK - versão 8.0, um software gratuito, que possibilita utilizar a interface do Capture, além do ajuste dos modelos de captura-recaptura. A seleção dos modelos ocorreu via o método AIC (*Akaike Information Criteria*) com a escolha do modelo mais parcimonioso e que melhor se ajustou aos dados foi utilizado. O modelo com o menor valor de AIC o de maior AIC *Weights* (o peso deste em relação aos demais) e o de menor *Deviance* (menos parâmetros) foi escolhido como o melhor modelo para estimar os parâmetros estudados. Além disto, através de testes de ajuste (*Goodness of fit*) o MARK indica pontuação o modelo mais parcimonioso e que melhor se

ajusta aos dados (POLLOCK et al., 1990): quando igual a 1 tem alta probabilidade deste ser mais apropriado aos dados do que os demais (POLLOCK et al., 1990) e pontuações  $\geq 0.75$  podem ser considerados como apropriados, para valores menores pode gerar estimativas enviesadas (OTIS et al., 1978). Os modelos de *Otis* também foram corrigidos por theta e variâncias calculadas pelo método delta e intervalo de confiança, como explicado.

As taxas de encontro foram calculadas com o intuito de evidenciar uma possível sazonalidade das avistagens. Segundo Panigada (2005) e Kiska (2007) a taxa de encontro (TE) pode ser calculada através de:

$$TE = \frac{n}{L} * 100$$

Sendo

$n$  = o número de encontros por estação do ano

$L$  = a distância total percorrida total por célula no grid da área amostrada

### III. Resultados

A partir do catálogo de foto-identificação produzido na Baía de Benevente, foram selecionados somente as capturas e recapturas do ano de 2014, correspondendo a 24 dias com avistagens e com aproveitamento de fotos, dentre o esforço total de 61 dias, resultando na identificação de 43 indivíduos. O número de capturas ao longo dos dias com avistagens é apresentado na figura 02. Na sequência todos os indivíduos identificados durante o período de estudo e o respectivo número de recapturas é apresentado na figura 03.

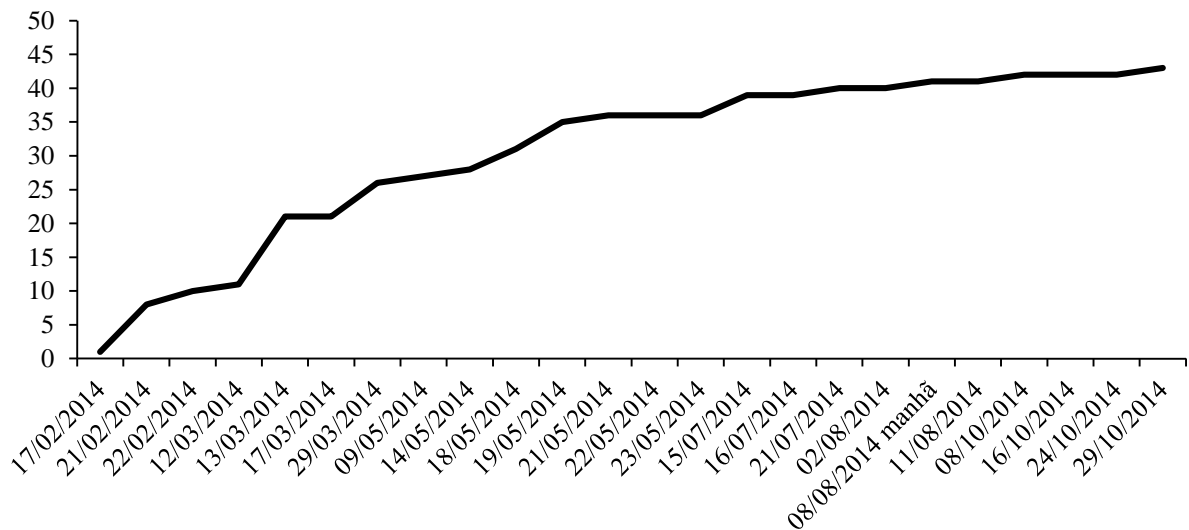


Figura 02. Curva do coletor representando o número de indivíduos foto-identificados ao longo do ano de 2014.

O valor do teste de fechamento desta população ( $p=0,305$ ) obtido no programa *CloseTest* permitiu confirmar esta hipótese (Valores de  $p$  muito baixos indicam que a população se comporta como aberta, ou seja,  $p < 0,05$ ) (Stanley e Richards, 2005).

O theta foi calculado para cada estação e a partir de suas médias o theta anual também foi calculado (Tabela 02). As taxas de encontro calculadas para as estações do ano de 2014 estão apresentados na tabela 03

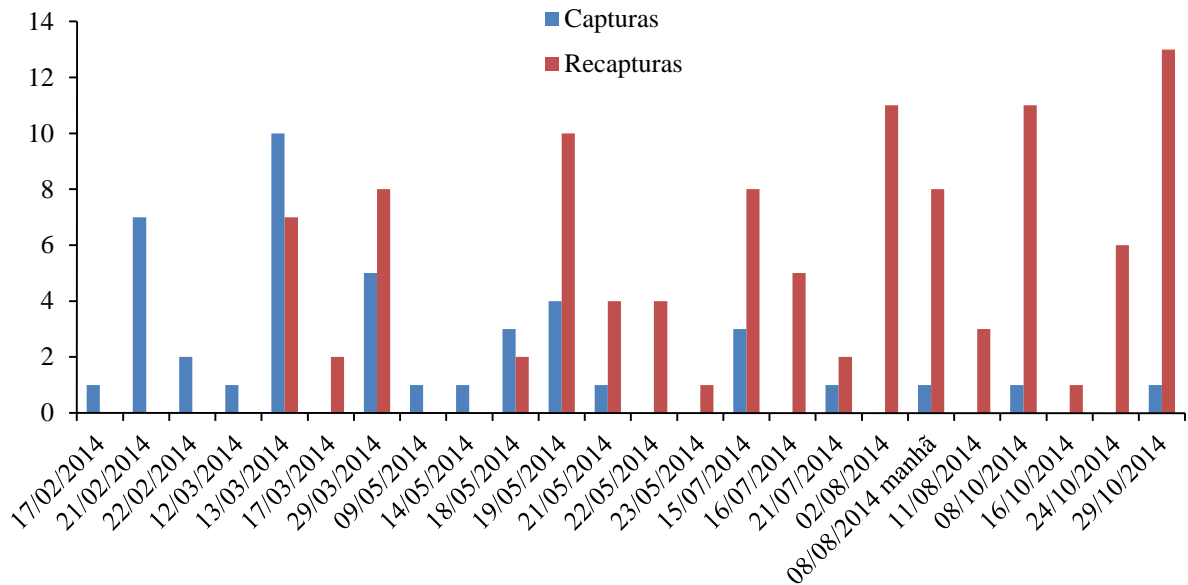


Figura 03. Capturas e recapturas dos indivíduos foto-identificados na Baía de Benevente, ES no ano de 2014.

Tabela 02. Theta calculado para cada estação do ano de 2014 e especificamente para cada estação do mesmo ano e o theta anual.

Estações	$\theta$	Erro
Verão	0,51	0,12
Outono	0,52	0,13
Inverno	0,52	0,11
Primavera	0,77	0,12
Anual	0,58	0,06

Tabela 03. Taxas de Encontro (TE) para cada estação no ano de 2014 na Baía de Benevente, ES.

Estação	km	TE	Variância
Verão	479,13	0,70	0,0008
Outono	636,42	0,67	0,0004
Inverno	533,86	0,60	0,0003
Primavera	696,01	0,77	0,0003
<b>Média</b>		0,69	

O Estimador modificado por Chapman indicou uma estimativa de abundância em 75 indivíduos com intervalo de confiança de 95% entre 38 e 114 indivíduos. A modificação de Bailey estimou 68 indivíduos e intervalo de confiança de 95% de 31 a 142. A estimativa através de Schnabel foi de 59 indivíduos, intervalo de confiança de 95% entre 34 e 101 indivíduos. O estimador de Schumacher-Eschmeyer com abundância de 75 indivíduos (IC 95% de 45 a 125). Os modelos de Otis com melhor desempenho,  $M_{th}$  e  $M_t$  (Tab. 04), apresentaram estimativas semelhantes entre eles e ao de Chapman e Schumacher-Eschmeyer com valores de 78 (IC 95% de 69 a 88) e 72 (IC 95% de 69 a 75), respectivamente.

Tabela 04. Resumo das estimativas e seus intervalos de confiança de 95% para os diferentes modelos de marcação-recaptura para população fechadas utilizados neste estudo.

<b>Estimador</b>	$\hat{N}_{\text{marcados}}$	<b>IC (95%)</b>	$\hat{N}_{\text{abundância}}$	<b>IC (95%)</b>
Chapman	45	43 - 48	75	38 - 114
Bailey	39	26 - 59	68	31-142
Schnabel	34	32 - 36	59	34 - 101
Schumacher-Eschmeyer	44	44 - 44	75	45 - 125

As abundâncias geradas a partir dos modelos de acordo com Otis criados no programa MARK, que consideram as fontes de variação como o tempo (t), a heterogeneidade (h), o comportamento (b), a combinação tempo e heterogeneidade, além daquele que assume probabilidade de captura constante (o), foram selecionadas com base no valor de AICc., peso do AICc e Verossimilhança (Tab. 05). O modelo  $M_t$  foi selecionado por ser o mais adequado em relação aos demais.

A sobreposição dos intervalos de confiança das estimativas considerando a população de boto-cinza da Baía de Benevente como fechada (Fig. 04).

Tabela 05. Modelos de Otis et al. (1978) com valor de critério de seleção gerados pelo Mark via construção manual a partir do histórico de capturas do boto-cinza na Baía de Benevente durante o ano de 2014.

<b>Modelo</b>	<b>AICc</b>	<b>Delta AICc</b>	<b>Peso AICc</b>	<b>Verossimilhança</b>	<b>n° parâmetros</b>
$M_t$	545.10	0	0.99998	1	25
$M_{th}$	566.51	21.41	0.00002	0	47
$M_b$	612.07	66.96	0	0	3
$M_o$	612.73	67.63	0	0	2

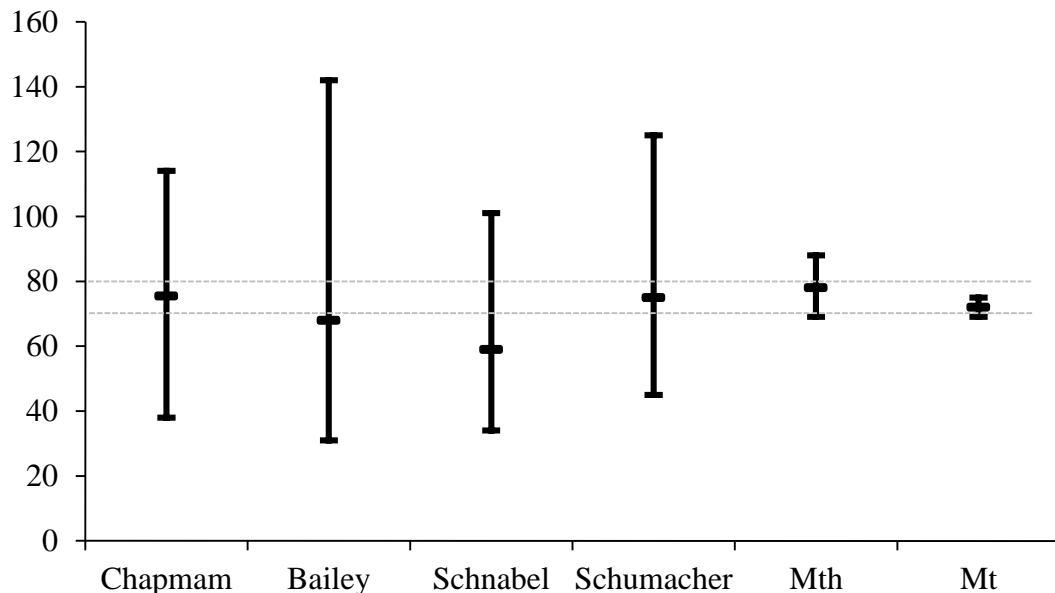


Figura 04. Intervalos de confiança dos estimadores de abundância que consideram a população de boto-cinza da Baía de Benevente como fechada. A linha tracejada na cor cinza demarca o intervalo de sobreposição dos estimadores.

As estimativas de abundância para as estações foram produzidas pelo modelo do Desenho Robusto de Pollock mais parcimonioso e que melhor se ajustou aos dados (Tab.05), sendo aquele que considerou a sobrevivência constante, a emigração ao acaso e a probabilidade de captura variando dentro e entre as estações (Tab. 06).



Tabela 05. Estimativas sazonais de abundância produzidas pelo modelo do Desenho Robusto de Pollock mais parcimonioso no Mark.

<b>Estações</b>	$\hat{N}_{\text{marcados}}$	<b>IC (95%)</b>	$\hat{N}_{\text{abundância}}$	<b>IC m(95%)</b>
Verão	26	26 - 78	51	11 - 229
Outono	31	24 - 61	60	43 - 84
Inverno	27	27	52	52
Primavera	26	23 - 53	34	16 - 74
<b>Média</b>	28		49	

Tabela 06. Seleção de modelos do Desenho Robusto de Pollock para sobrevivência ( $\phi$ ), probabilidade de captura ( $p$ ) e recaptura ( $c$ ) de indivíduos marcados, emigração temporária ( $y''$ ) e de emigrantes permanecerem fora da área ( $y'$ ). Apenas os modelos com maiores AICs são apresentados.

<b>Modelo</b>	<b>AICc</b>	<b>AICc pesos</b>	<b>Verossimilhança</b>	<b>N° Parâmetros</b>
S(.) y''(.) y'(.) p (t) c (.)	726,1797	0,22838	1	26
S(t) y''(t) y'(t) p (t) c (.)	728,1537	0,08512	0,3727	27
S(t) y''(t) y'(.) p (t) c (.)	728,2745	0,08013	0,3509	27
S(t) y''(.) y'(t) p (t) c (.)	728,396	0,0754	0,3301	27
S(t) y''(.) y'(.) p (t) c (.)	728,9227	0,05795	0,2537	27
S(.) y''(.) y'(t) p (t) c (.)	729,0727	0,05376	0,2354	27
S(.) y''(t) y'(.) p (t) c (.)	729,0727	0,05376	0,2354	27
S(.) y''(t) y'(t) p (t) c (.)	729,0727	0,05376	0,2354	27
S(t) y''(t) y'(t) p (t) c (.)	729,7755	0,03783	0,1656	22

A partir do melhor modelo produzido no Mark os seguintes parâmetros foram calculados: a probabilidade de captura ( $p$ ) variou de 0,03 a 1 e recaptura ( $c$ ) de 0,11 a 0,23 (Fig.04). As sobrevivências foram constantes entre as estações e iguais a 1.0 ( $\pm 0,75$ ; IC: 0,51-1). A emigração temporária ( $y''$ ) teve probabilidade de 0,33 ( $\pm 0,08$ ; IC: 0,19 – 0,50), a probabilidade dos emigrantes permanecerem fora da área ( $y'$ ) foi de 0,57 ( $\pm 0,13$ ; IC: 0,31-0,79), a probabilidade de retorno dos emigrantes ( $1-y'$ ) foi de 0,43, e a probabilidade de permanência na área ( $1-y''$ ) foi de 0,67 (Tab.07).

Tabela 07. Parâmetros estimados no Mark a partir do melhor modelo escolhido dentre os modelos construídos via Desenho Robusto de Pollock.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor</b>
$p$ (captura)	0,32
$c$ (recaptura)	0,19
$S$ (sobrevivência)	1,00
$y''$ (emigração temporária)	0,33
$y'$ (emigrantes permanecerem fora da área)	0,57
$1-y'$ (retorno dos emigrantes)	0,43
$1-y''$ (permanência na área)	0,67

#### **IV. Discussão**

Os estimadores considerando a população de botos-cinza na Baía de Benevente como sendo fechada durante o período de estudo e a homogeneidade nas probabilidades de captura produziram estimativas anuais de abundância entre 59 e 78 indivíduos.

O presente estudo se aproxima dos valores estimados de abundância daqueles realizados por Pizzorno (1999) e Azevedo et al. (2003) na Baía de Guanabara (RJ) e por Meirelles (2013) na Enseada do Mucuripe, CE (Tab. 08). A população da Baía de Guanabara continua sendo monitorada até o presente momento e foi possível relatar o seu contínuo declínio (MMA, 2014). Tal fato pode servir como alerta a população de botos-cinza da Baía de Benevente (ES) por apresentar tamanho semelhante a esta, é a primeira vez que se tem o relato de como uma população de boto-cinza se comporta diante de ameaças impactos humanos a longo prazo. A população da Baía de Benevente pode ser considerada pequena principalmente quando comparada com áreas como a Baía de Sepetiba (RJ) e Cananéia (SP). Logo, caso em condições de impacto humano em escala próxima a da Baía de Guanabara poderíamos possivelmente prever um declínio semelhante desta população.

Populações compostas por menos de 100 indivíduos são mais sensíveis a futuras alterações em seu tamanho (THOMPSON et al., 2000), e no caso de uma população de cetáceos que possuem longa expectativa de vida e reprodução lenta, tal fato se torna ainda mais agravante (WELLS, 1991). O boto-cinza tem registros de longevidade entre 30 a 35 anos, maturidade reprodutiva entre cinco a oito anos para fêmeas e de sete anos para machos e intervalo de reprodução de dois anos (ROSAS; MONTEIRO-FILHO, 2002). Estes fatores reprodutivos tornam necessárias elevadas taxas de sobrevivência dos adultos para assim a estabilidade ou o crescimento de uma população serem mantidas (MARSH et al., 2012). Quando associados a possíveis impactos antrópicos este conjunto de fatores podem atuar negativamente no controle desta pequena população de botos-cinza na Baía de Benevente.

Tabela 08. Estudos utilizando a foto-identificação do boto-cinza com o objetivo de estimar a abundância nas respectivas localidades na costa brasileira (n° de IDs corresponde ao número de indivíduos foto-identificados).

<b>Local</b>	<b>Autor/ Ano</b>	<b>n° de IDs</b>	<b>Abundância</b>
Cananéia, SP	GEISE et al./1999	-	704.8 ± 367.7
Baía de Guanabara, RJ	PIZZORNO/ 1999	-	67-75
Baía de Guanabara, RJ	AZEVEDO et al./ 2003	-	54 - 73
Baía de Sepetiba, RJ	CAMPOS et al./ 2004	158	315 - 504
Cananéia, SP	SANTOS; ZERBINI/ 2006	-	290 - 360
Regência, ES	CEPILE/ 2008	16	81 - 141
Complexo Estuarino de Paranaguá, PR	MARCHETTO/ 2010	109	200 - 441
Litoral sul do Rio Grande do Norte, RN	PARO/ 2010	147	223 (192 - 297)
Baía de Sepetiba, RJ	ESPÉCIE/ 2011	536	1.311(1.232 - 1.389)
Caravelas, BA	MAGNANI/ 2011	108	57 - 124
Baía de Babitonga, SC	CREMER / 2011	-	203
Baía de Sepetiba, RJ	NERY et al./ 2012	382	1043 - 1085
Baía de Babitonga, SC	SCHULZE/ 2012	78	209
Enseada do Mucuripe, CE	MEIRELLES/ 2013	25	41(26 - 64)
Baía de Paraty, RJ	SOUZA/ 2013	621	884
Baía de Benevente, ES	Presente estudo	43	59 - 78

Os modelos que permitem variações nas probabilidades de captura apresentaram resultados biologicamente possíveis, o modelo nulo  $M_0$  como o menos parcimonioso não foi considerado, sendo também improvável de ocorrer na natureza (OTIS et al., 1978). O modelo  $M_t$  foi aquele mais parcimonioso, menor AICc e maior peso de AICc, admitindo variações nas probabilidades de captura dos animais entre as ocasiões. As taxas de encontro não apresentaram grandes variações entre as estações, não evidenciando uma sazonalidade marcante na presença do boto-cinza na Baía de Benevente e, conseqüentemente, como este sendo uma possível influência na probabilidade de captura entre as estações, porém mesmo pequena esta pode ter influenciado na probabilidade de captura. Possivelmente, diferenças no esforço amostral, como duração do esforço por dia entre e dentro das estações devido a

variações nas condições ambientais, como o estado do mar, influenciaram nos procedimentos de coleta de dados, ou mesmo pela diferença na utilização da área pelos botos-cinza (ver capítulo I).

Meirelles (2013) aplica para outro experimento do boto-cinza a recomendação de Chao et al. (1992), de que quando estimativas geradas para modelo  $M_{th}$  são maiores do que aquelas geradas para o  $M_t$ , há indícios de que houve heterogeneidade nas probabilidades de captura e o modelo  $M_{th}$  devem ser escolhidos como os mais apropriados. Assim, a heterogeneidade pode indicar um viés nos dados, por alguns indivíduos estarem sendo mais reconhecidos do que outros além de ser uma indicação da presença de indivíduos residentes e transeuntes (MARCHETTO, 2010). É possível utilizar tanto modelos de populações fechadas quanto abertas ao estudar a mesma população (POLLOCK, 1982). Neste sentido o modelo do Desenho Robusto de Pollock confirma esta hipótese ao confirmar a existência de uma emigração aleatória, porém com uma elevada taxa de permanência na área (0,67), corroborando com as informações presentes no capítulo I sobre a fidelidade destes indivíduos a Baía de Benevente.

O cálculo das probabilidades de captura via modelo do Desenho Robusto de Pollock nas ocasiões secundárias foram próximos aqueles relatados para espécie por Magnani (2011) entre 0,21 e 0,63, Espécie (2011) entre 0,03 e 0,58, e por Schulze (2012) entre 0,08 a 0,64. As taxas de capturas foram altas e uma tendência de estabilização ao decorrer no final das ocasiões demonstram que provavelmente a maior parte dos indivíduos foram capturados. A taxa de sobrevivência foi constante em todos os modelos devido aos dados serem resultados de apenas um ano de esforço. Comparativamente não somente a outras populações de boto-cinza como também a de outros cetáceos a sobrevivência obtida foi semelhante. Na enseada do Mucuripe, CE (MEIRELLES, 2013) e em Caravelas, BA (MAGNANI, 2011) a sobrevivência foi de 0,88; em Paraty, RJ, de 0,83 (SOUZA, 2013) e de 0,97 na Baía de Babitonga, SC (SCHULZE, 2012). Neste contexto, a população da Baía de Benevente apresenta uma taxa de sobrevivência próxima aquelas já relatada para outras áreas, ressaltando que os resultados do presente estudo representam apenas um ano de esforço.

Existem indivíduos desta população de boto-cinza da Baía de Benevente, ES, são fiéis a área bem como indivíduos que ficam indisponíveis para captura em alguns momentos,

possivelmente deslocam-se para outras áreas próximas, porém apresentam altas taxas de retorno. O retorno e a permanência de indivíduos para uma área em específica, como a Baía de Benevente, podem ser devido à filopatria. Já descrita para outros cetáceos, como baleias e outros delfínídeos (CONNOR, 2000), para o boto-cinza ainda não foi confirmada, porém esta hipótese foi sugerida por Cunha et al. (2010) como ocorrendo para ambos os sexos. Machos e fêmeas de boto-cinza poderiam se deslocar em direção a outras áreas com intuito reprodutivo, ou ainda poderiam retornar a esta baía com o mesmo objetivo. Dessa forma estes emigrantes temporários não estariam disponíveis em dado momento para a captura. O Desenho Robusto de Pollock não identificou uma sazonalidade marcante na abundância, ou seja, o boto-cinza ocorre na Baía de Benevente durante todo o ano de forma semelhante entre as estações. É possível que a baía forneça as condições ecológicas necessárias para manter esta população, sendo os emigrantes temporários indivíduos que respondam a um contexto de interações sociais mais do que ambientais, como por exemplo, buscando possíveis parceiros de cópula. É importante salientar que o destino dos possíveis emigrantes temporários é desconhecido, já que não existe, até o momento, um catálogo de fotos para outra população no estado, exceto o produzido por Cepile (2008) no extremo norte, sendo que até o momento não foi possível comparações entre estes catálogos de foto-identificação. Porém, a hipótese de utilização de áreas próximas como as praias de Guarapari (27 km), é mais uma vez assumida no presente estudo.

Um conceito importante relacionado ao DRP e que pode ser aplicado para esta população da Baía de Benevente de botos-cinza é o de superpopulação, ou seja, existe uma fonte maior de indivíduos que fornece indivíduos para esta população. Logo, a população da Baía de Benevente de botos-cinza contribui para a diversidade genética desta Unidade de Manejo do estado do Espírito Santo (CUNHA et al., 2010). A conectividade com outras localidades coloca esta população em um contexto conservacionista muito mais amplo, ou seja, muito mais suscetível a possíveis impactos e como consequência em seu tamanho. Cunha et al., (2010) recomendam estudos sobre a estrutura populacional, filogeografia e estrutura social da espécie. Tais estudos irão auxiliar na avaliação do estado de conservação do boto-cinza, e contribuir com a concepção de medidas eficazes para a sua conservação. Neste sentido, este estudo apresenta as primeiras estimativas de sobrevivência, abundância sazonal e anual, probabilidade de captura, e taxas de emigração e migração dos botos-cinza no

estado do Espírito Santo. Assim como o monitoramento contínuo mais longo de uma população de cetáceo neste estado. É recomendada a extensão deste monitoramento em escalas espacial e temporal, pois é de extrema importância para o entendimento da ocupação desta área e como o tamanho desta população irá se comportar.

### **Capítulo III**

## **CARACTERIZAÇÃO DO COMPORTAMENTO DO *Sotalia guianensis* NA BAÍA DE BENEVENTE, ESPÍRITO SANTO**



## RESUMO

A caracterização do comportamento dos cetáceos é fundamental para subsidiar abordagens evolutivas, conservacionistas e na gestão. A compreensão da biologia básica, história de vida e evolução de uma espécie estão atreladas ao estudo do comportamento. Apesar do aumento no número de estudos, populações antes não pesquisadas ou pouco conhecidas de boto-cinza ainda são encontradas, como é o caso do sul do estado do Espírito Santo. O objetivo deste estudo foi caracterizar o comportamento do boto-cinza na Baía de Benevente, Espírito Santo durante os anos de 2012 a 2014. A composição de grupo foi definida através de critérios de faixa etária: filhote, juvenil e adulto. O registro do comportamento foi feito através do acompanhamento focal do grupo. Os estados comportamentais e eventos associados de todos os indivíduos foram registrados. Os botos-cinza foram avistados em 54,38% (n= 62) dias de esforço. Não houve avistagens em 45,61 % (n=52) das saídas. O tempo de observação direta dos grupos de boto-cinza foi de 50,5 horas. O número de animais avistados foi 1149, sendo em média o tamanho destes grupos de oito indivíduos compostos, em média, por 1,1 filhotes ( $\pm 1,0$ ), 0,2 juvenis ( $\pm 2,0$ ) e sete adultos ( $\pm 0,5$ ). Em 31,2 % (n=45) dos grupos avistados não foram identificados filhotes e ou não foi possível a determinação da composição destes grupos, e como consequência a não determinação da presença ou não de filhotes. Os tamanhos de grupo diferiram entre os verões e invernos. A presença de filhotes entre os anos não diferiu. Uma correlação positiva entre o tamanho de grupo e o número de filhotes foi identificada. O estado comportamental mais frequente foi o de alimentação, seguido pelo deslocamento, socialização e descanso. A presença de filhotes ao longo de todos os anos e estações, deste estudo, é mais um indicador da importância da Baía de Benevente seja como área de alimentação e ou de cria para esta população. A formação de grupos de boto-cinza na Baía de Benevente está possivelmente associada a proteção contra possíveis predadores, ao cuidado alopaparental, a aprendizagem de comportamentos por filhotes e jovens, a filopatria e também a possíveis ocorrências de frentes climáticas.

**Palavras-chave:** Orçamento temporal. Alimentação. Área de cria. Boto-cinza

## ABSTRACT

Characterization of the cetacean behavior is fundamental to support evolutionary, conservation and management approaches. The comprehension of the basic biology, life history and evolution of a species is linked to the study of behavior. Despite the increasing number of studies discovering new populations in northeastern Brazil; it is still possible to find areas where little or nothing is known about populations of the estuarine dolphin, such as those in the southern state of Espírito Santo (ES). In this context, the aim of this study was to characterize the estuarine dolphin behavior in the Benevente bay, ES during the years 2012 to 2014. The group composition was defined based on age criteria: calf, juvenile and adult. The behavior record was done by focal group sampling. Behavioral states and associated events of all subjects were recorded. The estuarine dolphin were sighted in 54.38% (n = 62) days of effort. No sightings in 45.61% (n = 52) surveys. The direct observation time of the estuarine dolphin groups was 50.5 hours. The number of spotted animals was 1149, with an average group size of eight individuals represented by 1.1 calves ( $\pm 1.0$ ), 0.2 juvenile ( $\pm 2.0$ ) and 7.0 adults ( $\pm 0, 5$ ). In 31.2% (N = 45) of the sighted groups, calves were not identified and it was not possible to determine their fraction in the group composition. Group sizes differed between the summers and winters. The presence of calves did not differ in the years 2012, 2013 and 2014. A positive correlation between the group size and the number of calves was identified. The most frequent behavioral state was the feeding, followed by the travelling, socializing and resting. There was a significant difference in the occurrence of all behaviors. The presence of calves over all seasons and years is another indicator of the importance of the Baía de Benevente either as a breeding and calving area for this population. The formation of Guiana dolphin groups in the Benevente bay would be possibly due to the protection from predators, aloparental care, calving learning behavior, philopatry and possible occurrences of weather fronts as well.

**Keywords:** Temporal budget. Feeding. Breeding area. Guiana dolphin

## I. Introdução

A caracterização do comportamento dos cetáceos é fundamental para subsidiar abordagens evolutivas e na conservação e gestão. A compreensão da biologia básica, história de vida e evolução de uma espécie estão atreladas ao estudo do comportamento (MANN; WÜRSIG, 2014).

Como um animal usa seu tempo é uma questão de destaque, sendo definido como o seu orçamento de atividade, possuindo implicações críticas para a sua sobrevivência e reprodução (KARNISKI et al., 2015). Inferir o orçamento temporal do comportamento animal pode ser um desafio para espécies que são difíceis de observar e requerem múltiplas variáveis observacionais. Para essas espécies, incluindo os cetáceos, o orçamento é inferido indiretamente de outra variável comportamental, como intervalos respiratórios, índices de movimento, a coesão do grupo e a ocorrência de estados comportamentais (CHRISTIANSEN et al., 2013).

Estudos comportamentais de baleias e golfinhos tendem a se concentrar em padrões amplos de atividade, como o forrageio, o deslocamento, a socialização e o descanso (SLOOTEN, 1994). Avanços nos estudos sobre o comportamento dos cetáceos têm ampliado o contexto no qual estes padrões estão inseridos e como eles interagem. A diversidade e complexidade dos comportamentos exibidos pelos cetáceos incluem a lateralidade, a caça cooperativa, alianças sociais, a formação de grupos por fissão-fusão, o cuidado parental e aloparental (MANGER, 2013). Este conjunto de comportamentos em específico já foi relatado para uma espécie de golfinho, o boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (LODI, 2003; MONTEIRO-FILHO, 2008; MONTEIRO-FILHO et al., 2008; CANTOR et al., 2012; CASAGRANDE et al., 2013). Seu repertório comportamental tem sido descrito nas diversas áreas ocupadas pela espécie, com enfoque principalmente no comportamento de alimentação, forrageio e cuidado parental (MONTEIRO et al., 2006; SANTOS et al., 2010; TARDIN et al., 2011, 2013; OLIVEIRA et al., 2013, TEIXEIRA, 2013).

Enfoques mais recentes e com novas perspectivas auxiliam cada vez no conhecimento do repertório comportamental da espécie e na compreensão da plasticidade e diversidade apresentadas ao longo de sua distribuição (CANTOR et al., 2012; CASAGRANDE et al.,

2013; LUNARDI; FERREIRA, 2013; LUNARDI; FERREIRA, 2014; TARDIN et al., 2014). Apesar do aumento no número de estudos de populações não pesquisadas anteriormente, como em áreas do Nordeste do Brasil, é possível encontrar áreas com populações de boto-cinza nada ou pouco conhecidas, como é o caso do sul do estado do Espírito Santo, na Região Sudeste do Brasil. Neste contexto, o objetivo deste estudo foi caracterizar o comportamento, tamanho e composição de grupo do boto-cinza na Baía de Benevente, Espírito Santo. Os objetivos específicos são:

1. Amostrar os estados comportamentais em cada estação e ano;
2. Definir os tamanhos de grupos que ocorrem nas estações do ano e nos anos;
3. Relacionar o tamanho de grupo aos estados comportamentais;
4. Identificar a presença de filhotes nas estações do ano, nos anos e nos estados comportamentais;
5. Relacionar a presença de filhotes aos tamanhos de grupos.

## II. Material e Métodos

Os observadores se basearam em comportamentos como saltos, golpes, *splash* na água e presença de aves associadas para a localização inicial dos botos (de acordo com Henderson et al. (2012). Quando os grupos são avistados, há uma tentativa de aproximação minimizando a interferência em seu comportamento (HENDERSON et al. 2012). Durante o registro focal, combinamos a velocidade do grupo e o seguimos em direção paralela (PEARSON, 2009). A localização e as observações são feitas a olho nu e ou com o auxílio de binóculos (Fujinon 70x50), quando necessário.

Grupos foram definidos como animais em associação geralmente executando a mesma atividade (de acordo com HENDERSON, 2012) sendo utilizada em combinação com a regra dos 100m (um indivíduo é parte de um grupo quando se encontra a menos de 10 m de qualquer outro indivíduo [adaptado de SMOLKER et al. 1992]. Para estimar o tamanho de grupo foi registrado o número máximo de indivíduos vistos à superfície a qualquer momento e sequencialmente em diferentes localizações (de acordo com PEARSON, 2009).

A composição de grupo foi definida através de critérios de faixa etária: filhote, juvenil e adulto. Indivíduos quando avistados sozinhos foram definidos como solitários. A diferenciação em faixa etária é feita a partir do padrão de coloração e tamanho. No presente trabalho foram considerados como sendo filhotes indivíduos pequenos, com aproximadamente um terço do tamanho corporal de um adulto, de coloração rosada, apresentando manchas acinzentadas de tamanhos variados expandindo-se por toda a região superior da cabeça e rosto, podendo ser visualizada uma mancha oblíqua acinzentada nos flancos (de acordo com RANDI et al. 2008). Juvenil é a categoria de mais difícil identificação, pois apresentam um padrão de coloração muito próximo ao padrão dos adultos. O dorso é acinzentado, incluindo as nadadeiras peitorais e a caudal. A principal característica diagnóstica é que ainda apresentam uma mancha rosada que permanece no centro da nadadeira dorsal; o ventre ainda é um pouco rosado e a mancha oblíqua dos flancos é evidente assim como nos adultos (RANDI et al. 2008). Adultos apresentam o corpo predominantemente acinzentado, com o ventre com uma cor clara. A mancha oblíqua dos flancos é bem evidente. Atingindo o tamanho corporal médio da espécie (RANDI et al. 2008).

O registro do comportamento foi feito através do acompanhamento focal de grupo, utilizando o método de amostragem instantânea (ALTMANN, 1974). Os estados comportamentais e eventos associados de todos os indivíduos foram registrados. Os estados apresentam considerável duração e os eventos são instantâneos (ALTMANN, 1974), sendo ambos registrados baseando-se nos termos definidos e aqui adaptados de acordo com os seguintes autores Monteiro Filho et al. (2008) e Nascimento et al., (2008) (Tab.01 e Figs.01 e 02). Alguns eventos comportamentais foram categorizados em um ou dois estados comportamentais. Os comportamentos são registrados para cada grupo focal sempre que estão na superfície ou em atividade aérea. A duração dos registros depende da facilidade de aproximação e acompanhamento dos grupos, isso de acordo com a duração do estado comportamental do grupo e ou estado do mar (HENDERSON et al. 2012).

O comportamento é definido como aquele em andamento ou o comportamento mais prevalente do grupo. Dessa maneira, se o comportamento em andamento for deslocamento e em seguida inicia-se algum comportamento de superfície, por exemplo, um comportamento de socialização, enquanto ainda se desloca, a principal atividade é considerada deslocamento (HENDERSON et al. 2012). Sendo o comportamento de todos os indivíduos do grupo sempre registrados. Se uma porção do grupo parou e mudou o comportamento ou a direção do deslocamento, eles são contados então como um grupo separado (subgrupo) e o registro focal contínuo do grupo será feito com aquele de mais fácil observação e aproximação no momento (HENDERSON et al. 2012). Do mesmo modo, se houver adição ou subtração de indivíduos no grupo, a nova conformação é contada como um grupo separado, ou seja, um novo grupo (HENDERSON et al. 2012).

Posteriormente a organização dos dados foi feita em planilhas do software Excel e todos os registros foram transformados em dados de presença e ausência. Foi utilizado o software BioEstat versão 5.0 para aplicação dos seguintes testes estatísticos não paramétricos: o de Wilcoxon (Z) para duas amostras dependentes e para amostras independentes o de Mann-Whitney, para três amostras, foi utilizado o Teste de Kruskal-Wallis.

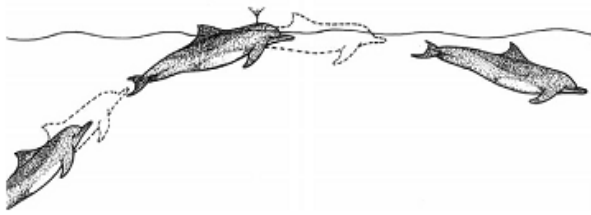
Tabela 01. Estados e eventos comportamentais do boto-cinza definidos para o presente estudo.

<b>Estados</b>	<b>Eventos</b>	<b>Definição</b>
<b>DESLOCAMENTO</b>	Nado	É caracterizado por uma locomoção de velocidade intermediária em relação ao nado lento e o nado rápido.
	Nado lento	É caracterizado por uma locomoção lenta.
	Nado rápido	É caracterizado por uma locomoção mais rápido em relação a velocidade do nado lento.
	Salto parcial	Ocorre um salto, porém não há exposição total do corpo acima da superfície da água. Não há exposição da nadadeira caudal.
	Salto total	Exposição total do corpo, incluindo a exposição da nadadeira caudal.
	<i>Porpoising</i>	É caracterizado por um nado com saltos sincronizados, maximizando o uso da energia durante deslocamento.
	Surf	Ocorre quando o animal aproveita do movimento das ondas para promover um deslocamento, podendo haver saltos e giros.
	Mergulho pouco profundo	Ocorre a emersão do dorso, até aproximadamente a porção intermediária à aleta dorsal e à nadadeira caudal, em seguida há a imersão do corpo, sem que haja a exposição da parte ventral da nadadeira caudal, e sem arqueamento do corpo.
	Mergulho profundo	Ocorre a emersão do dorso, expondo a região látero-ventral. Em seguida há a imersão do corpo, com a exposição da nadadeira caudal e com arqueamento do corpo do animal.
	<b>SOCIALIZAÇÃO</b>	Brincadeira
Creche		São observados filhotes reunidos, escoltados por um adulto ou um juvenil, enquanto os adultos se alimentam nas proximidades.

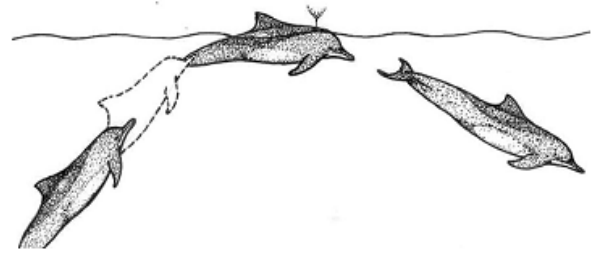
	Contato	Toque de alguma parte do corpo entre os indivíduos.
	Batida de caudal	Erguimento do pedúnculo e a nadadeira caudal golpeando sobre a superfície da água, com o animal posicionado dorsalmente ou ventralmente.
	Impulsão do filhote	Um filhote é impulsionado para fora da água por um adulto, provavelmente a mãe.
<b>ALIMENTAÇÃO</b>	Pesca	Ocorre quando o animal apresenta um deslizamento, bem próximo a superfície da água.
	Pesca cruzada	É realizada em associações, em que os botos mergulham em direção a um cardume, de forma que a trajetória deles se cruze.
	Arrebanhando cardume	É realizado em associações, em que os botos apresentam uma trajetória em diversas direções encurralando as presas, circundando o cardume.
	Encurrular na praia	Ocorre quando o animal aproveita da proximidade com a praia e das pedras para encurralar o cardume, facilitando a pesca.
	Perseguição	Com o animal submerso, muito próximo a superfície da água, há um deslocamento rápido com a região ventral voltada para cima.
	Bote ou estouro	É a finalização da perseguição. Há uma torção lateral na mesma velocidade em que se desloca. Esse comportamento leva a uma movimentação da água na superfície.
	Salto parcial	Não há exposição total do corpo acima da superfície da água. Não há exposição da nadadeira caudal.
	Salto total	Exposição total do corpo, incluindo a exposição da nadadeira caudal.
	Captura da presa	É observado o animal com a presa na boca.
<b>DESCANSO</b>	O boto apresenta o corpo estirado na superfície e com a metade anterior da região dorsal emersa. Neste comportamento, o boto permanece por curtos períodos de duração.	



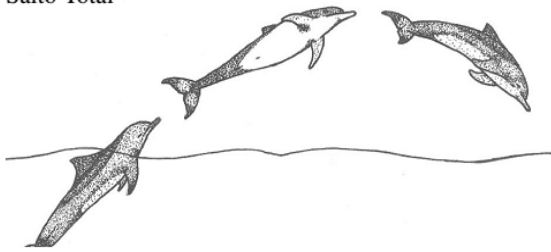
Lenta



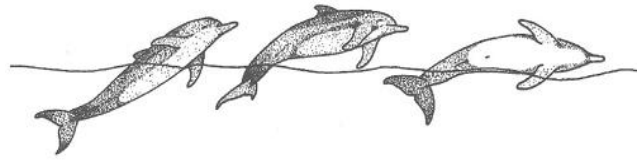
Rápida



Salto Total



Salto Parcial



Com saltos



Deslizando na superfície



Batida com a cauda



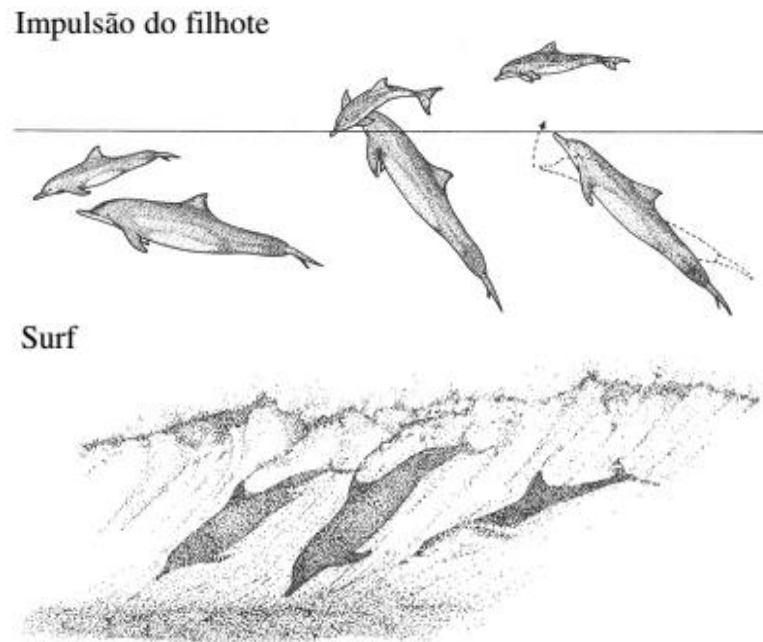


Figura 01. Eventos comportamentais exibidos pelo boto-cinza na Baía de Benevente, ES, pertencentes aos estados comportamentais definidos neste estudo. Adaptado de Nascimento et al. (2008).

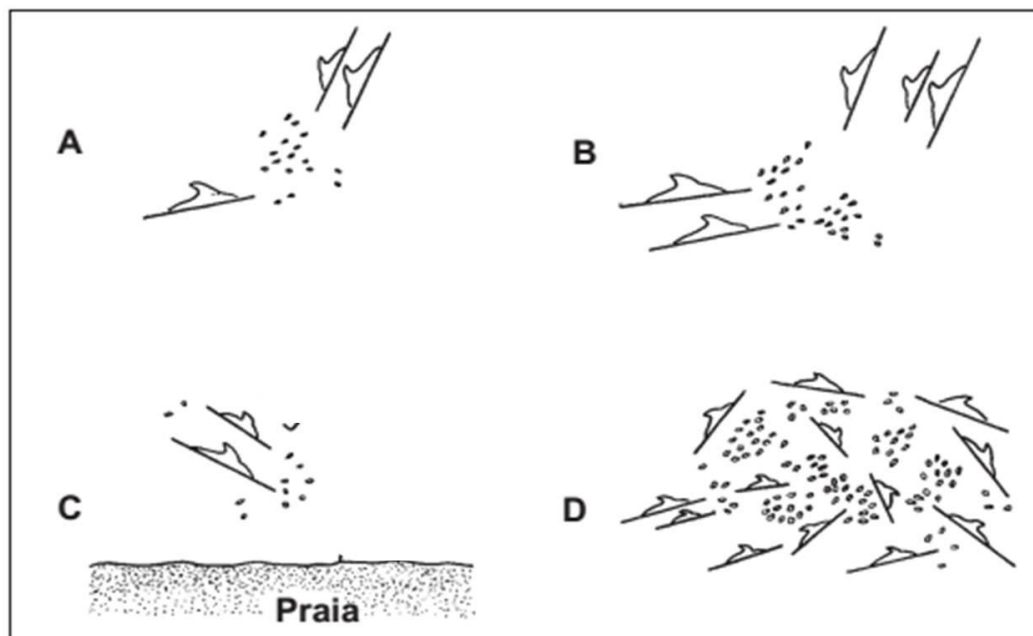


Figura 02. Comportamentos de pesca em grupo realizados pelo botos-cinza. (A) e (B) representam a pesca cruzada, (C) indivíduos encerrando o deslocamento de um pequeno cardume em direção à praia, em (D) arrebanhando cardume. Adaptado de Monteiro-Filho (2008).

### III. Resultados

Um total de 144 grupos foram avistados no decorrer dos três anos de estudo (ano de 2012 = 33, ano de 2013 = sete e ano de 2014 =104 grupos). O tempo total de esforço correspondeu a 472,4 horas, distribuídos em 114 dias. Os botos-cinza foram avistados em 54,38% (n = 62) dias de esforço. Não houve avistagens em 45,61 % (n=52) das saídas de barco. Entre os dias de esforço aqueles com avistagens de boto-cinza somaram 17 dias no ano de 2012 (31,5%), sete dias no ano de 2013 (13%) e 30 dias em 2014 (55,6%). O tempo de observação direta dos grupos de boto-cinza foi de 50,5 horas (exceção ao ano de 2012) (Fig.03).

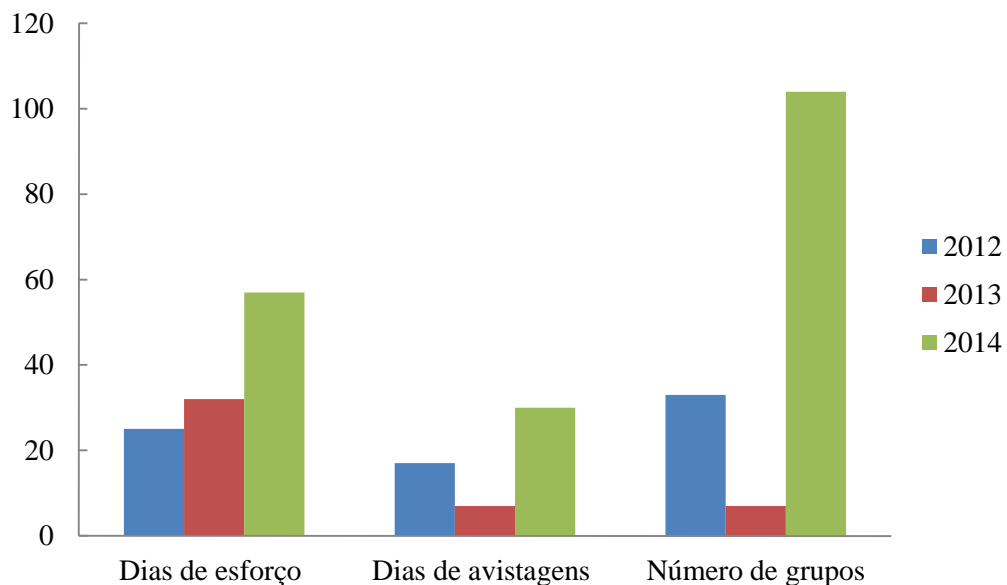


Figura 03. Gráfico representando os esforço e avistagens do presente estudo. Dias de esforço durante os três anos de estudo com os respectivos dias com avistagens de boto-cinza e o número de grupos avistados nestes dias.

O número de animais avistados foi 1149, sendo em média o tamanho destes grupos de oito indivíduos compostos, em média, por 1,1 filhotes ( $\pm 1,0$ ), 0,2 juvenis ( $\pm 2,0$ ) e sete adultos ( $\pm 0,5$ ). As médias anuais dos tamanhos de grupo foram 5,3, 7,0 e 8,9 indivíduos em 2012, 2013 e 2014, respectivamente (Tab.02 e Fig.04). As médias anuais do número de filhotes foram um ( $\pm 1,2$ ), 1,5 ( $\pm 0,4$ ) e 1,2 ( $\pm 0,8$ ) em 2012, 2013 e 2014, respectivamente. Em 31,2% (n = 45) dos grupos avistados não foram identificados filhotes e ou não foi possível a

determinação da composição destes grupos e como consequência a não determinação da presença ou ausência de filhotes.

Tabela 02. Médias dos tamanhos de grupos e do número de filhotes nas estações de cada ano e representando cada ano durante o período de estudo dos anos de 2012, 2013 e 2014.

<b>Ano</b>	<b>Estação</b>	<b>Tamanho de grupo médio</b>	<b>Erro padrão</b>	<b>Número médio de filhotes</b>	<b>Erro padrão</b>
<b>2012</b>	Verão	4,0	0,6	0,9	1,04
	Outono	6,5	0,6	1,8	1,1
	Inverno	3,3	0,4	0,3	1,5
	Primavera	6,6	0,5	0,8	0,6
<b>Média anual</b>		5,3	0,6	1,0	1,2
<b>2013</b>	Verão	3,0	0,0	0,0	0
	Outono	4,0	0,0	1,0	0
	Inverno	9,3	0,1	1,3	0,4
	Primavera	7,0	0,6	2,0	0,6
<b>Média anual</b>		7,0	0,5	1,5	0,4
<b>2014</b>	Verão	8,7	0,7	1,1	0,8
	Outono	8,2	0,7	1,0	1,1
	Inverno	8,7	0,7	1,0	0,9
	Primavera	10,5	0,6	1,2	0,9
<b>Média anual</b>		10	0,6	1,2	0,8
<b>2012/ 2013/ 2014</b>		8,0	0,7	1,1	1,0

Entre os anos de 2012 e 2014 houve diferença entre os tamanhos de grupo ( $H=10,9$ ,  $p < 0,05$ ), enquanto entre os anos de 2012 e 2013 ( $H=10,9$ ,  $p > 0,05$ ), e 2013 e 2014 ( $H=10,9$ ,  $p > 0,05$ ), não houve diferença no tamanho dos grupos. Analisando o tamanho de grupo separadamente para cada ano, os anos de 2012 ( $H=5,6997$ ,  $p > 0,05$ ) e 2014 ( $H=2,6943$ ,  $p$

>0,05) não apresentaram diferença significativa em suas avistagens, o volume de dados no ano de 2013 não possibilitou tal análise.



Figura 04. Médias dos tamanhos de grupos e do número de filhotes nas estações de cada ano e representando cada ano durante o período de estudo dos anos de 2012, 2013 e 2014.

Comparativamente as médias dos tamanhos de grupo diferiram entre os verões dos anos de 2012 ( $\bar{X} = 4$ ) e 2014 ( $\bar{X} = 8,7$ ) ( $H=5,2$ ,  $p < 0,05$ ) assim como entre os invernos de 2012 ( $\bar{X} = 3,3$ ) em relação a 2013 ( $\bar{X} = 9,3$ ) e 2014 ( $\bar{X} = 8,7$ ) ( $H=8,2$ ,  $p < 0,05$ ). Enquanto entre os outonos ( $H=0,4$ ,  $p=0,512$ ) e as primaveras destes anos não houve diferenças entre os tamanhos de grupo ( $H=2,7$ ,  $p=0,101$ ).

A presença de filhotes entre os anos de 2012, 2013 e 2014 não diferiu ( $H=2,9$ ,  $p=0,232$ ), assim como a presença de filhotes nas avistagens do ano de 2012 ( $H=3,6$ ,  $p=0,302$ ) e de 2014 ( $H=1,1$ ,  $p=0,758$ ). No ano de 2013 não foi possível aplicar tal análise devido ao

volume de dados. Em relação às estações do ano entre os verões de 2012 ( $N = 0,9$ ) e 2014 ( $N = 1,14$ ) ( $U=80,5$ ,  $p>0,05$ ), os outonos de 2012 ( $N = 1,8$ ) e 2014 ( $N = 0,9$ ) ( $U=100,5$ ,  $p>0,05$ ) e as primaveras de 2012 e 2014 ( $U=58$ ,  $p>0,05$ ) não foram observados distinção na presença de filhotes. Somente entre os invernos de 2012 e 2014 houve diferença na presença de filhotes ( $H=19,4$ ,  $p<0,05$ ). O volume de dados no ano de 2013 não possibilitou tais análises. Uma correlação positiva entre o tamanho de grupo e o número de filhotes foi identificada (número de pares= 134,  $r_s= 0,598$ ,  $p< 0,001$ ) (Fig.05).

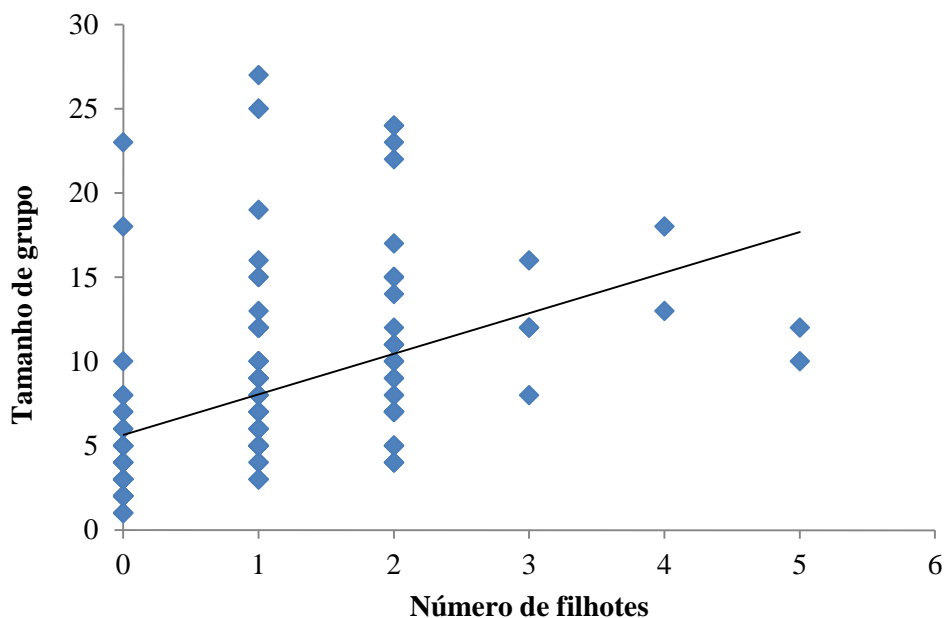


Figura 05. Correlação positiva entre o tamanho de grupo e o número de filhotes.

Dentre os grupos observados o estado comportamental mais frequente foi o de Alimentação (76,0%), na sequência seguida pelo Deslocamento (22,0%), Socialização (1,6%) e Descanso (0,3%) (Fig.06). Houve diferença significativa na ocorrência entre todos os comportamentos: Deslocamento X Alimentação ( $Z(U)= 66,450$ ,  $p< 0,001$ ), Deslocamento X Socialização ( $Z(U)= 19,3051$ ,  $p< 0,001$ ), Deslocamento X Descanso ( $Z(U)= 9,4103$ ,  $p< 0,001$ ), Alimentação X Socialização ( $Z(U)= 19,774$ ,  $p< 0,001$ ), Alimentação X Descanso ( $Z(U)= 9,4645$ ,  $p< 0,001$ ), Descanso X Socialização ( $Z(U)= 8,5433$ ,  $p< 0,001$ ).

O tamanho de grupo foi comparado em cada estado comportamental e apenas entre os estados de Alimentação e o de Descanso houve diferença ( $Z(U)= 9,4645, p < 0,001$ ) (Tab.03).

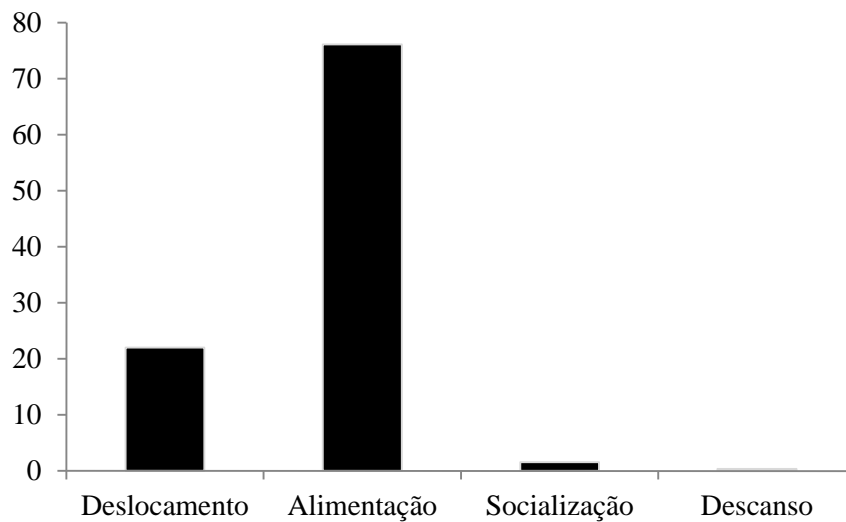


Figura 06. Estados comportamentais e a porcentagem entre os grupos observados.

Em relação às estações do ano, a alimentação foi a atividade predominante, enquanto o descanso foi a com menor ocorrência na sequência o deslocamento e a socialização (Fig. 07). Em cada estação, as frequências dos estados comportamentais diferiram.

Tabela 03. Valores dos testes estatísticos das comparações entre os tamanhos de grupos nos estados comportamentais.

<b>Comparações dos estados comportamentais</b>	<b>Teste</b>
Deslocamento X Alimentação	$Z(U)= 1,72/ p > 0,001$
Deslocamento X Descanso	$Z(U)= 1,72/ p > 0,001$
Deslocamento X Socialização	$Z(U)= 0,12/ p > 0,001$
Alimentação X Socialização	$Z(U)= 0,58/ p > 0,001$
Alimentação X Descanso	$Z(U)= 9,46/ p < 0,001$
Socialização X Descanso	$Z(U)= 0,54/ p > 0,001$

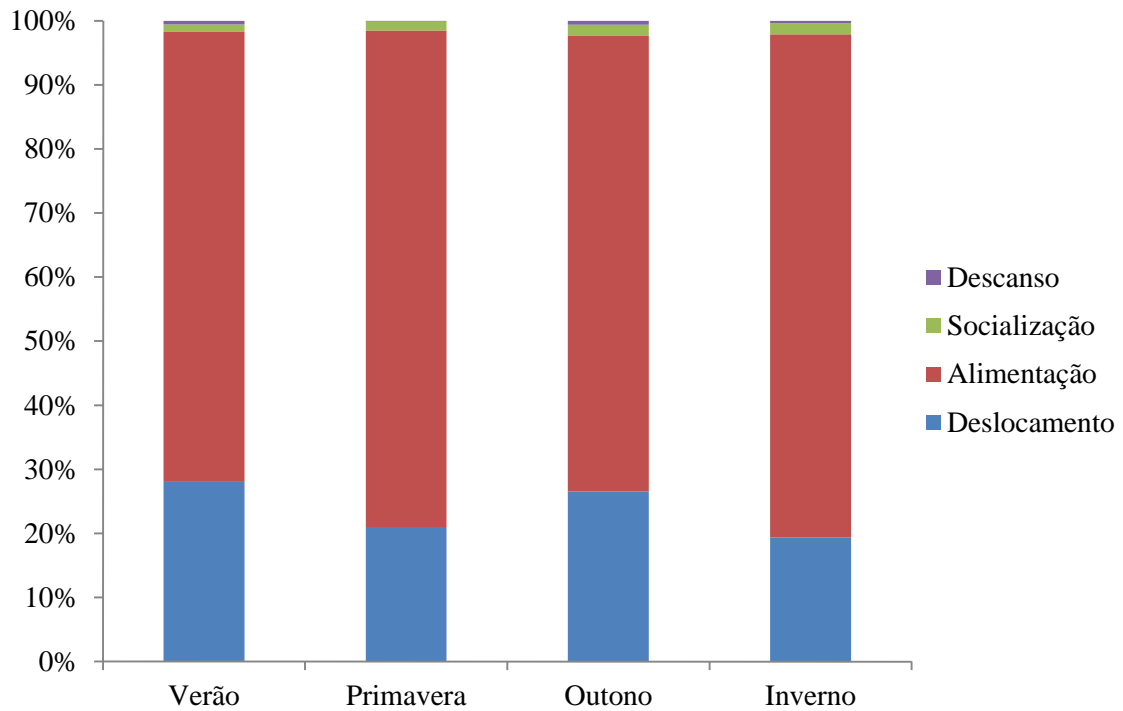


Figura 07. Estados comportamentais ao longo das estações durante os anos de 2012, 2013 e 2014.

O número de filhotes nos estados comportamentais também foi investigado e houve distinção no número de filhotes em relação ao estado de socialização quando comparado ao deslocamento ( $Z(U) = 4,0327$ ,  $p < 0,001$ ) e a alimentação ( $Z(U) = 4,7402$ ,  $p < 0,001$ ).

Os estados comportamentais foram analisados de acordo com intervalos de uma hora ao longo do período do dia no qual houve observação, sendo o comportamento mais frequente em todos os horários foi o de alimentação, seguido do deslocamento, socialização e descanso (Fig.08). Ao longo dos dias os estados comportamentais variaram em suas frequências (Tab.04).



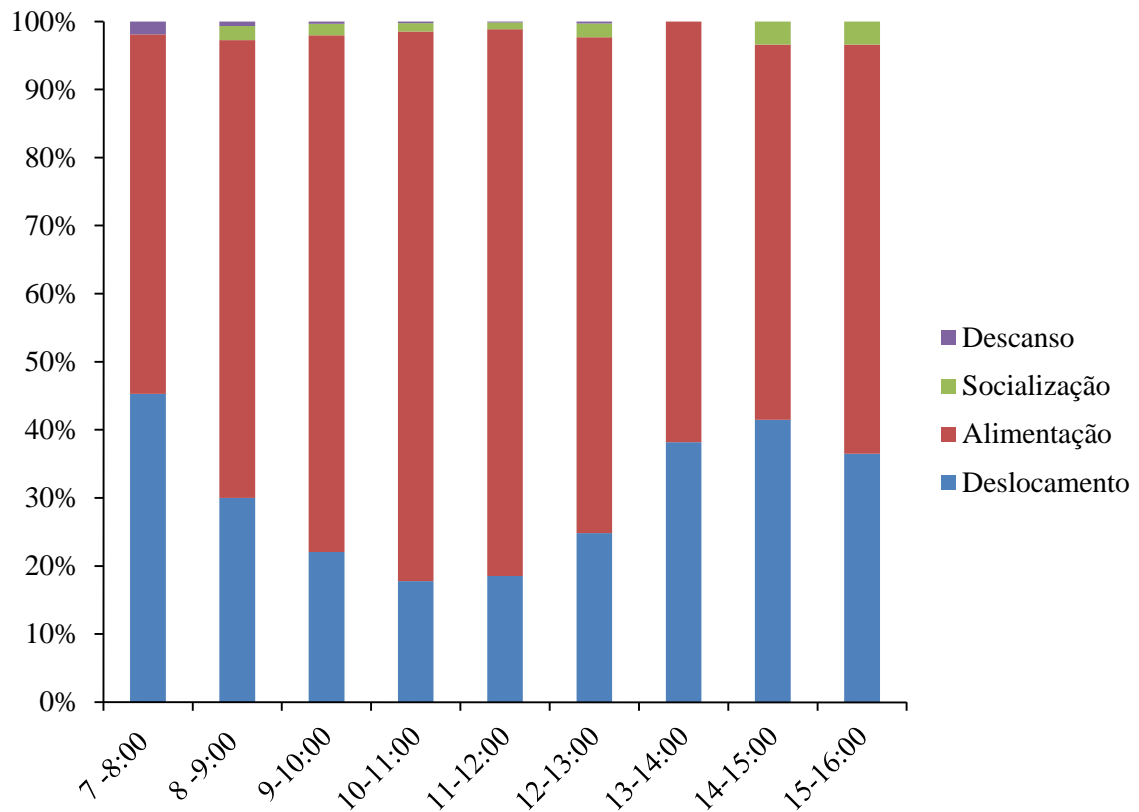


Figura 08. Porcentagem de estados comportamentais no decorrer das horas do dia que foram amostradas no período de estudo.

A média do tamanho de grupo, em relação aos intervalos de uma hora ao longo do período do dia, no qual houve observação, apresentou os maiores valores entre 13 e 14 horas (Fig.09). Sendo detectada uma correlação positiva entre o tamanho de grupo e o decorrer das horas ao longo do dia (Fig.10).

Tabela 04. Combinações dos estados comportamentais analisados em intervalos de uma hora ao longo do período amostrado.

Combinações	Deslocamento			Alimentação		Socialização
	Alimentação	Socialização	Descanso	Socialização	Descanso	Descanso
7 -8:00	Z=4,285, p<0,001	Z=4,285, p<0,001	-	Z=4,622, p<0,001	-	-
8 -9:00	Z=13,091, p<0,001	Z=9,552, p<0,001	-	Z=17,174, p<0,001	-	-
9-10:00	Z=18,052, p<0,001	Z=12,776, p<0,001	Z=16,898, p<0,001	Z=30,542, p<0,001	Z=32,842, p<0,001	Z=1,2597, p<0,001
10-11:00	Z=17,1355, p<0,001	Z=12,7347, p<0,001	Z=16,0931, p<0,001	Z=34,3696, p<0,001	Z=35,999, p<0,001	Z=0,8762, p>0,001
11-12:00	Z=17,0037, p<0,001	Z=13,3995, p<0,001	-	Z=33,6384, p<0,001	-	-
12-13:00	Z=13,29, p<0,001	Z=9,1741, p<0,001	-	Z=20,2684, p<0,001	-	-
13-14:00	Z=1,1369, p<0,001	-	-	-	-	-
14-15:00	Z=12,077, p<0,001	Z=8,2671, p<0,001	-	Z=210,5832, p<0,001	-	-
15-16:00	Z=9,0207, p<0,001	Z=5,8483, p<0,001	-	Z=9,0502, p<0,001	-	-

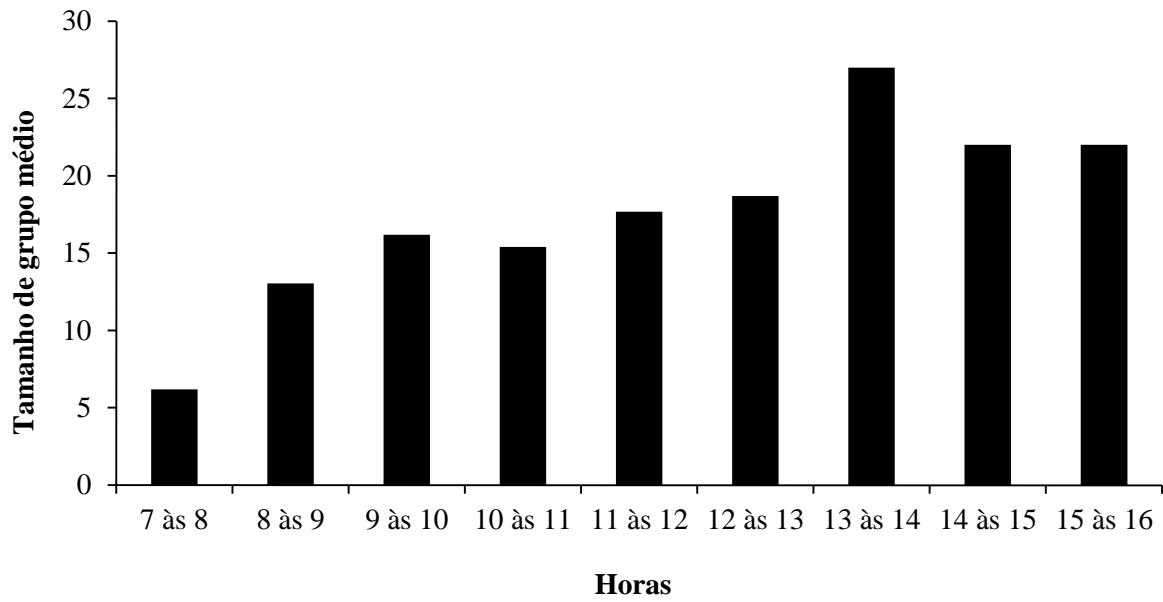


Figura 09. Tamanho de grupo médio de botos-cinza nos intervalos de uma hora ao longo do dia.

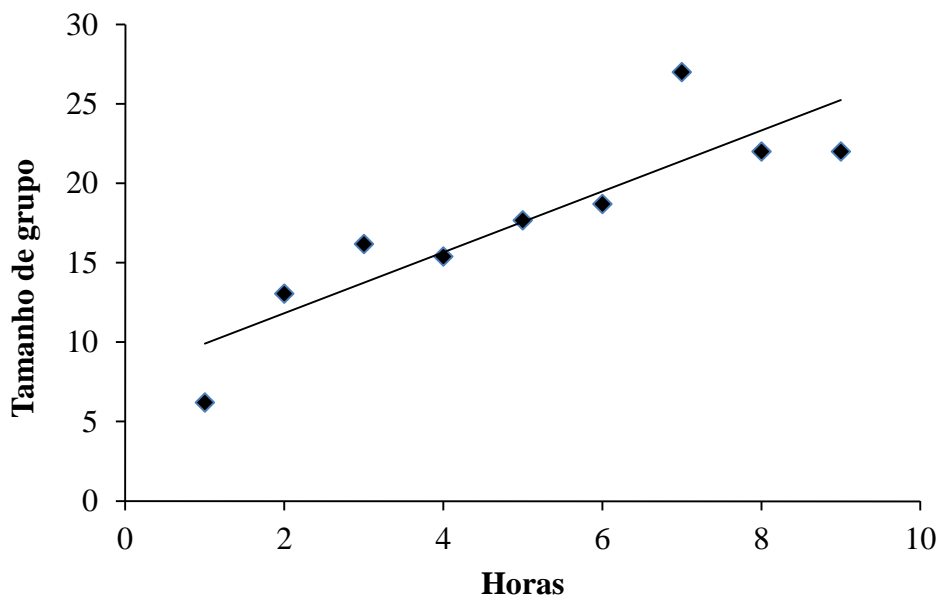


Figura 10. Correlação positiva entre o tamanho de grupo de botos-cinza e o horário do dia na Baía de Benevente.

#### IV. Discussão

O comportamento mais frequente pelo boto-cinza na Baía de Benevente foi a alimentação seguida pelo deslocamento, assim como em Cananéia (GEISE et al., 1999), Baía de Paraty (LODI, 2003), Baía de Cispatá (GARCÍA; TRUJILLO, 2004), Praia de Pipa, RN (TOSI, 2007), Baía Norte (BAZZALO et al. 2008), Baía de Marapanim, Pará (EMIN-LIMA et al., 2010) e em Paranaguá, PR (SASAKI, 2010). A população de boto-cinza ao norte do estado do Espírito Santo teve como comportamento mais frequente o deslocamento (68,8%), seguido pela alimentação (20,1%) e socialização (1,6%) (PINHEIRO, 2014). É possível identificar em ambas as populações já estudadas no estado do Espírito Santo que a alimentação e o deslocamento são as atividades mais frequentes, e a baixa ocorrência do estado comportamental de socialização.

Os golfinhos possuem elevadas demandas energéticas e conseqüentemente gastam tempo significativo na atividade de forrageio/ alimentação, podendo exercer um efeito significativo no ecossistema devido aos efeitos sobre a presa (VAN WAEREBEEK; WURSIG, 2002): estes requisitos energéticos elevados podem indicar uma dependência de golfinhos por presas ricas em energia, com implicações para a gestão da pesca e conservação dos mamíferos marinhos (RECHSTEINER et al., 2013). A densidade e o tamanho das presas são importantes para determinar se os golfinhos podem forragear com sucesso, atendendo às suas necessidades energéticas (BENOIT-BIRD; AU, 2009).

O sucesso no forrageio e na captura irão proporcionar um maior tempo para a realização de outros estados comportamentais (COLLAÇO, 2008), que também são relevantes para a espécie. Possivelmente o contexto ecológico no qual o boto-cinza está inserido na baía de Benevente possa não ser o que possibilite uma alta eficiência no comportamento alimentar, o que pode ser corroborado pelas baixas frequências de socialização e descanso, além do elevado percentual registrado de deslocamento. O deslocamento está associado principalmente à busca por presas, Rechsteiner et al. (2013) citam o tempo como o maior delimitador do sucesso no forrageio e na captura, acima mesmo da densidade de presas. Assim, como a Baía de Benevente possui uma conformação aberta, as presas poderiam se distribuir de forma menos agregada e com maiores possibilidade de movimentos no decorrer

do dia. Como consequência, os comportamentos de alimentação e deslocamento seriam os mais frequentes, como foi observado no presente estudo.

O tamanho de grupo médio observado na Baía de Benevente é mais próximo dos registrados em áreas menos abrigadas, nas quais os valores são maiores (Tab.05). Em áreas ao norte e nordeste do país, os tamanhos de grupo médios são menores, em média de 6,2 e 4,6 respectivamente. No sudeste e sul, as médias são próximas de 15,5 e 17,2 indivíduos. Em direção ao sul, ao longo da distribuição do boto-cinza no País, os tamanhos de grupos são gradualmente maiores.

É comum em cetáceos a presença de concentrações de indivíduos para forragearem. As estratégias de pesca, coletivas ou não, são relatadas constantemente na literatura para o boto-cinza em diversas localidades (MONTEIRO et al., 2006; LOUZADA, 2014). Esta plasticidade de forrageio da espécie permite uma maior capacidade de adaptação a mudanças ambientais (MONTEIRO et al., 2006). A produtividade e a disponibilidade de recursos influenciam os tamanhos de grupo dos golfinhos, sejam de rio (GOMEZ-SALAZAR et al., 2012) ou oceânicos (RECHSTEINER et al., 2013). Tamanhos de grupo maiores em atividades de alimentação podem ser devido a uma grande disponibilidade de presas, como no caso do tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, e do boto vermelho, *Inia geoffrensis*, quando os recursos estão concentrados (GOMEZ-SALAZAR et al., 2012). Não somente a disponibilidade de recursos, mas também o risco de predação atuam na regulação dos tamanhos de grupos em cetáceos (HEITHAUS; DILL, 2002). Golfinhos de rio, por exemplo, não têm predadores naturais, e esta ausência de predação pode explicar parcialmente por que esses golfinhos tenham os menores tamanhos de grupo dentre odontocetos (GOMEZ-SALAZAR et al., 2012).

Tabela 05. Tamanhos médio de grupo de botos-cinza em diversos estudos ao longo de sua distribuição.

<b>Região</b>	<b>Local</b>	<b>Autor / Ano</b>	<b>Tamanho médio De grupo</b>
<b>Norte</b>	Rio Amazonas	Gomez-Salazar et al., 2012	3,4
	Baía de Marapanim, Pará	Emin-Lima et al., 2010	6,2
<b>Nordeste</b>	Enseada Do Mucuripe, CE	Meirelles, 2013	4,1
	Pipa, RN	Favaro, 2004	4,2
	Enseada do Curral, RN	Silveira & Silva, 2009	5,7
	Foz do Rio Sergipe, PE	Lima, 2010	4,2
	Baía do Pontal, BA	Santos et al., 2006	3,7
	Banco dos Abrolhos, BA	Rossi-Santos et al., 2006	4,6
	Ilhéus, BA	Assis, 2008	4
	Porto de Ilhéus, BA	Gonçalves, 2009	2,7
	Rio Paraguaçu, BA	Batista et al., 2013	7
<b>Sudeste</b>	Foz do rio Doce, Norte do ES	Pinheiro, 2014	9,9
	Baía de Benevente, Sul do ES	Presente estudo	8
	Baía de Paraty, RJ	Lodi, 2003	32,4
	Baía de Guanabara, RJ	Azevedo et al., 2005	13
	Baía de Sepetiba, RJ	Flach et al., 2008	30
		Nery et al., 2010	16
	Cananéia, SP	Filla; Monteiro-Filho, 2009	2,9
	Santos et al., 2010	11,5	
<b>Sul</b>	Baía de Babitonga, SC	Cremer et al., 2011	5,3
	Baía Norte, SC	Daura-Jorge et al., 2005	29

A diferença entre os tamanhos de grupo do boto-cinza entre os anos de 2012 e 2014 pode estar associada a um uso diferenciado da Baía de Benevente por estes indivíduos. Esta distinção é refletida nas estações, verão e inverno, assim como entre estes anos com registros de tamanhos de grupo maiores no ano de 2014. Meirelles (2013) argumenta que a ocorrência de pequenos grupos de boto-cinza no Ceará seria devido a uma pequena abundância de presas atuando como uma pressão dispersiva para a espécie, de forma que em pequenos grupos os botos conseguem obter alimento suficiente e evitar gastos maiores de energia em deslocamentos. Enquanto Emin-Lima et al. (2010) relacionam a diferença sazonal no aumento do tamanho de grupo do boto-cinza com o aumento na abundância de presas devido ao aumento da descarga de água doce no estuário.

Na Baía de Benevente, tal relação não poderia ser uma hipótese para a diferença entre estes dois verões, pois o verão de 2014 (176,2 mm) teve uma quantidade menor de chuvas do que no verão de 2012 (329,4 mm) (Sistema de Informações Meteorológicas / Incaper - Instituto Capixaba De Pesquisa, Assistência Técnica E Extensão Rural). Porém, mesmo assim o verão é o período de maior quantidade de chuvas nesta região e como consequência teria uma maior descarga fluvial na baía, concentrando assim maior densidade de presas e como consequência possivelmente de grupos de boto-cinza. Na Baía de Marapanim, PA, o boto-cinza também se concentrou em grupos maiores durante a estação chuvosa, o que provavelmente garante uma vantagem na captura de presas.

A diferença entre os tamanhos de grupos nos anos de 2012 e 2014 poderia ser devido a entrada de um maior número de indivíduos na Baía de Benevente como consequência da composição desta população por indivíduos com diferentes graus de residência. O possível retorno de indivíduos ausentes em 2012 e 2013 no ano de 2014 em busca de condições mais favoráveis de habitat, neste sentido as frentes seria uma hipótese. Frentes são regiões de gradientes horizontais e ou verticais de metros ou quilômetros reforçada de temperatura, salinidade, densidade e outras propriedades físicas, muitas vezes levando a uma maior produtividade (MANN; LAZIER 2006; SHARPLES; SIMPSON 2001). Consequentemente, os cetáceos também podem ser atraídos para esses sistemas frontais, oceânicos ou costeiros. Associadas às frentes costeiras poderiam estar as relações sociais, como a procura por parceiros para cópula e a filopatria. Ambas são hipóteses para os diferentes tamanhos de grupo entre os anos na Baía de Benevente. A formação de grupos nem sempre é o mais

frequente durante as atividades de alimentação, em Alagoas, PE, por exemplo, o forrageio individual foi o mais frequente para o boto-cinza (COLLAÇO, 2008). Logo, a formação de grupos de boto-cinza na Baía de Benevente seria possivelmente devido à proteção contra possíveis predadores, ao cuidado aloparental, à aprendizagem de comportamentos por filhotes e jovens (PANSARD, 2009), à filopatria, a possíveis ocorrências de frentes e a outras características ambientais desta baía. Louzada (2014) destaca que o repertório comportamental do boto-cinza é o resultado da experiência que a espécie teve com a heterogeneidade do ambiente como consequência da sua plasticidade os comportamentos foram moldados a responder as suas necessidades de busca e obtenção de alimento que a espécie enfrenta.

A presença de filhotes ao longo dos anos e estações é mais um indicador da importância da Baía de Benevente, que serve como área de cria para esta população. Apenas entre os invernos dos anos 2012 e 2014 houve diferenças na presença de filhotes, sendo que no inverno de 2012 grupos significativamente menores foram avistados e também grupos compostos apenas por adultos e indivíduos solitários. Em grupos menores é previsível um menor número de filhotes. Na Baía de Benevente, durante o primeiro semestre de 2012, foi detectado um ruído antropogênico de baixa frequência que levou a alterações no comportamento acústico do boto-cinza, possivelmente em uma tentativa de manter a comunicação eficiente em um ambiente acusticamente poluído (STUTZ, 2013). É impossível determinar se este foi um fator que possa ter modificado a frequência com a qual o boto-cinza usa esta área, principalmente pela ausência de estudos em períodos prévios e a continuidade deste estudo posteriormente a este intervalo de tempo.

É sabido que a presença de filhotes em grupos de botos-cinza influencia a resposta desses animais perante as embarcações (SANTOS JR., et al., 2006; SCHIAVETTI; ALVAREZ, 2013). Espécies de cetáceos podem evitar ou abandonar áreas em resposta a ruídos crônicos e a atividade humana (WHITEHEAD et al., 2000). Além desta mudança de área utilizada por uma espécie em resposta a um impacto antrópico, a frequência do estado de socialização pode se torna menor (LUSSEAU, 2004) assim como o tempo gasto nas atividades de forrageio e descanso (ARCANGELI et al., 2009). Na Baía de Benevente, a pequena frequência com a qual os comportamentos de socialização e deslocamento ocorrem também pode ser um indicativo de resposta a este ruído de fonte desconhecida.



Os grupos com filhotes foram maiores do que aqueles sem filhotes, assim como na Baía de Guanabara, RJ, Cananéia, SP, Baía de Marapanim e Enseada Do Mucuripe, BA (AZEVEDO et al., 2005; SANTOS; ROSSO, 2007; EMIN-LIMA et al., 2010; MEIRELLES, 2013). Foi identificada uma correlação positiva entre o tamanho de grupo e a presença de filhotes. Uma relação também pode ser feita com os estados comportamentais mais frequentes (a alimentação e o deslocamento) e a presença de filhotes. Durante tais comportamentos, mais frequentes e com maiores tamanhos de grupo, foi observado um maior número de filhotes. Entre os benefícios da formação de grupos em cetáceos estão o cuidado aloparental fornecido por outras mães aos seus filhotes (CONNOR et al., 2000), suprir os elevados custos energéticos quando lactantes ou grávidas aumentando o tempo de forrageio para todos do grupo simultaneamente; (RECHSTEINER et al., 2013) e a defesa contra o assédio de machos e predadores (CONNOR et al., 2000). É possível que o boto-cinza procure conciliar as estratégias de pesca com o cuidado com a prole e a evitação de predadores, tendo como objetivos maximizar a captura de alimentos e, ao mesmo tempo, não prejudicar a integridade física dos filhotes, repassando aos filhotes as técnicas de alimentação.

## VII. Considerações finais

- ✓ A espécie foi avistada durante todo o período de estudo, entre os anos de 2012 e 2014, na Baía de Benevente, ES.
- ✓ A técnica de foto-identificação possibilitou elaborar um catálogo de foto-identificação composto por 60 indivíduos.
- ✓ Animais foto-identificados foram avistados nos três anos deste estudo.
- ✓ Indivíduos com graus de residência distintos ocupam a Baía de Benevente. Todavia a maior parte da população é composta por residentes.
- ✓ A área de vida da população de boto-cinza que utiliza a Baía de Benevente está entre 54 e 60,2 km<sup>2</sup>.
- ✓ Registro das maiores áreas de vida para a espécie.
- ✓ Em relação às estações do ano, as estimativas das áreas críticas não diferiram, assim como as áreas vitais.
- ✓ A porção mais ao norte da baía foi a mais utilizada por todos os grupos e características ambientais poderiam indicar o porquê desta preferência em específico pelo boto-cinza na Baía de Benevente.
- ✓ A partir da marcação-recaptura foi possível estimar uma população de boto-cinza na Baía de Benevente, sul do Espírito Santo, entre 59 e 78 indivíduos.
- ✓ Não houve sazonalidade marcante: na estimativa de abundância durante as estações, nos tamanhos de grupo e nos comportamentos desta população de boto-cinza.
- ✓ Em média, os grupos avistados na Baía de Benevente são compostos por oito indivíduos. Em sua maioria foi observada a presença de filhotes, assim como ao longo de todos os anos e estações. Sendo a presença de filhotes correlacionada ao aumento do tamanho dos grupos.
- ✓ O estado comportamental mais frequente foi a alimentação, seguido pelo deslocamento, socialização e descanso.
- ✓ Até o momento, o presente estudo conclui que esta é uma área de baixa densidade de indivíduos, porém de importância, pois nela executam

atividades relevantes para sua sobrevivência, área de alimentação e de criação bem como pelo seu uso contínuo.

- ✓ O status da espécie como Vulnerável, a ocorrência, a fidelidade, a presença de filhotes, e orçamento temporal exibidos pelo boto-cinza na Baía de Benevente, ES, são todos indicadores da importância desta área, seja como reserva ambiental. Neste contexto, o tamanho desta população associado a estas condições e as ameaças antrópicas locais já identificadas colocam esta população em um estado de atenção para possíveis ações de manejo.
- ✓ Esforços direcionados ao estudo do boto-cinza no sul do Espírito Santo não foram registrados anteriormente a este período. Até o presente momento este foi o maior período de monitoramento já descrito para uma população de boto-cinza no estado. Diante da expansão das atividades na costa do estado e do pequeno número de estudos com populações em vida, seja de boto-cinza como de outras espécies de cetáceos, é indicado um monitoramento em longo prazo desta população, assim como sua ampliação em uma escala espaço-temporal.

### VIII. Referências Bibliográficas

- ALMEIDA, I. G. de. **Viabilidade populacional de *Sotalia guianensis* (van BÉNÉDEN, 1864) (Cetacea, Delphinidae) no Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia, Estado de São Paulo**. 76 f. 2014. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”/ Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, São Paulo. 2014.
- ALTMANN, J. Observational study of behavior: sampling methods. **Behaviour**, v. 49, p. 227–265, 1974.
- ANANIAS, S.M.D.A. **Fidelidade à área e padrão de associação em *Sotalia guianensis*, baseado na prática de foto-identificação**. 2006. 48f. Dissertação (Pós-graduação em Psicobiologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Rio Grande do Norte. 2006.
- ARAÚJO, J. P. et al. The influence of seasonality, tide and time of activities on the behavior of *Sotalia guianensis* (Van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae) in Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24(4), p.1122–1130, 2007.
- ARCANGELI, A. et al. The short-term impact of dolphin-watching on the behaviour of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in western Australia. **Journal of Marine Animals and Their Ecology**, v. 2(1), p. 1-7, 2009.
- ASSIS, C.V. de. **Comportamento alimentar e características dos grupos de boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (CETACEA: DELPHINIDAE) No Porto De Ilhéus, Bahia** 2008. 67f. Dissertação (Pós-graduação em Zoologia) - Universidade Estadual de Santa Cruz, Bahia, 2008.
- AZEVEDO, A. et al. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 6, p.265-268. 2004.
- AZEVEDO, A. F. et al. Group characteristics of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) (Cetacea, Delphinidae) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 85, p. 209–212, 2005.
- AZEVEDO, A.F. et al. Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 87, p. 201-205, 2007.
- AZEVEDO, A.F. et al. Comportamento do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (CETACEA: DELPHINIDAE): amostragem, termos e definições. **Oecologia Brasiliensis**, v.13(1), p. 192-200, 2009.

BAKER, J.D.; THOMPSON, P.M. Temporal and spatial variation in age-specific survival rates of a long-lived mammal, the Hawaiian monk seal. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v.274, p. 407-415, 2007.

BARROSO, G. F.; SUBTIL, E. L.; GARCIA, A. N. Aspectos da qualidade da água na área de cultivo de moluscos bivalves de Anchieta (ES). In: BARROSO, G. F.; POERSCH, L. H. da S.; CAVALLI, R. O. **Sistemas de cultivos aquícolas na zona costeira do Brasil: recursos, tecnologias, aspectos ambientais e sócio-econômicos**. Museu Nacional – Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2007.

BATISTA, R.L.G. et al. Site fidelity and habitat use of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in the estuary of the Paraguaçu River, northeastern Brazil. **North-Western Journal of Zoology**, v. 10(1), p. 93-100, 2013.

BAZZALO, M.; FLORES, P.A.C.; PEREIRA, M.G. Uso de Hábitat y principales comportamientos del Delfín Gris (*Sotalia Guianensis*, Van Bénédén, 1864) en la Bahía Norte, Estado De Santa Catarina, Brasil. **Mastozoología Neotropical**, v. 15(1), p. 9-22, 2008.

BECEGATO, E.Z. et al. Reproductive morphology of female Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*). **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v.87(3), p.1727-1736, 2015.

BENOIT-BIRD, K.J.; AU, W.W.L. Cooperative prey herding by the pelagic dolphin, *Stenella longirostris*. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 125, p. 125-137, 2009.

BISI, T.L. **Estimativa da densidade populacional do boto-cinza *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na região estuarina lagunar de Cananéia, SP**. Monografia - Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, Brasil. 35 f. 2001.

BOER, M.N.D. et al. Photo-Identification Methods Reveal Seasonal and Long-Term Site-Fidelity of Risso's Dolphins (*Grampus griseus*) in Shallow Waters (Cardigan Bay, Wales). **Open Journal of Marine Science**, v. 3, p. 66-75, 2013.

BONIN, C.A. **Densidade populacional do golfinho *Sotalia fluviatilis guianensis* (Delphinidae) na Baía de Guaraqueçaba, litoral do Estado do Paraná**. 1997. Monografia. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, PR, Brasil. 1997.

BOROBIA, M. et al. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. **Canadian Journal of Zoology**, v. 69, p.1025-1039. 1991.

BOWMAN, J.; FORBES, G.; DILWORTH, T. The Spatial Scale of Variability in Small-Mammal Populations. **Ecography**, v. 23 (3), p.328–334, 2000.

BRITTO, J.M.; RANGEL, M.C. Processos Avançados de Oxidação de Compostos Fenólicos em Efluentes Industriais. **Química Nova**, v.31, n.1, p.114-122. 2008.

Conselho Nacional Do Meio Ambiente (CONAMA). 2005. Resolução nº 357, de 17/03/2005. **Resoluções do Conama 1984-2012**, Edição Especial, p.374-400. Brasília, 2012.

BUCKLAND, S.T. et al. **Introduction to Distance Sampling**. Oxford University Press, NY, USA. 448 pp. 2001.

BURGMAN, M. A.; FOX, J. C. Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. **Animal Conservation**, v. 6(1), p. 19-28, 2003.

BURT, W.H. Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. **Journal of Mammalogy**, v. 24, p. 346-352, 1943.

CABALLERO, S. et al. Taxonomic status of the genus *Sotalia*: species level ranking for “Tucuxi” (*Sotalia Fluviatilis*) and “Costero” (*Sotalia Guianensis*) dolphins. **Marine Mammal Science**, v. 23(2), p. 358-386, 2007.

CAMPOS, P.G. et al. Estimativa populacional de *Sotalia fluviatilis* (GERVAIS,1853) da Baía de Sepetiba (RJ). **Revista Universidade Rural – Série Ciências da Vida**, v. 24(2), p. 175-180, 2004.

CANTOR, M. et al. Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): An eight-year mark-recapture study. **Marine Mammal Science**, v. 28, p. 63-83, 2012a.

CANTOR, M. et al. Disentangling social networks from spatiotemporal dynamics: the temporal structure of a dolphin society. **Animal Behaviour**, v. 84, p. 641-651. 2012b.

CARPINELLI, E. et al. Assessing sperm whale (*Physeter macrocephalus*) movements within the western Mediterranean Sea through photo-identification. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 24(Suppl. 1), p. 23–30, 2014.

CARVALHO, A. P. M. et al. Crescimento e desenvolvimento de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) do litoral do Espírito Santo. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 64(1), p. 205-208. 2012.

CARVALHO, A. P. M. de et al. Ossification Pattern of Estuarine Dolphin Forelimbs, from the Coast of the State of Espírito Santo, Brazil. **PLoS ONE** v. 10(5). 2015.

CARVALHO, R.R. de. Análise espaço-temporal do uso do habitat pelo boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. 87 f. 2013. Dissertação (Pós-graduação em Oceanografia) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, rio de Janeiro. 2013.

CASAGRANDE, T.; LUNARDI, V.O; LUNARDI, D.G. Lateralized behavior in Guiana dolphins, *Sotalia guianensis*, at Pipa Beach, RN. Brazil. **Brazilian Journal Biology**, v. 73, no. 1, p. 223-224, 2013.

CASTRO, B.M.; MIRANDA, L.B. Physical Oceanography of the Western Atlantic Continental Shelf located between 4°N and 34°S - Coastal Segment (4,W). In: ROBINSON, A. R.; BRINK, K. H. (Ed.). **The Sea**. New York: John Wiley & Sons, v.11, p. 209-251, 1998.

CEPILE, A. R. **Estimativa Populacional por Marcação-recaptura e padrão de atividade do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES**. 2008. 91f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Comportamento e Biologia Animal) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Minas Gerais, 2008.

CHAO, A.; HUGGINS, R.M. Classical Closed-population Capture-Recapture Models. 2010. In: **Handbook of Capture-Recapture Analysis**. Princeton University Press. 2010.

CHILVERS B.L. 2001. Behavioural ecology of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in S.E. Queensland, Australia: adaptation to ecological and anthropogenic influences. Tese - James Cook University, Townsville, Australia. 2001.

CHRISTIANSEN, F.; RASMUSSEN, M.H.; LUSSEAU, D. Inferring activity budgets in wild animals to estimate the consequences of disturbances. **Behavioral Ecology**. p. 1-11, 2013.

COLLAÇO, K.M.S.L. **Uso de habitat, orçamento temporal e influência da maré e da geomorfologia de fundo, sobre o comportamento do boto *Sotalia guianensis* van BÉNÉDEN, 1864 (CETACEA: DELPHINIDAE) no porto de Macéio, AL, Brasil**. 2008. 90f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Psicobiologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Rio Grande do Norte. 2008.

CONNOR, R.C. et al. The bottlenose dolphin. Social relationships in a fission-fusion society. p. 91– 26. In: MANN, J.; CONNOR, R.C.; TYACK, P,L.; WHITEHEAD, H. **Cetacean Societies – field studies of dolphins and whales** . 2000.

COSTA, M.I. Da S.; GODOY, W.A.C. **Fundamentos da ecologia teórica**. Barueri, SP, Minha Editora. 67p. 2010.

CREMER, M. J. **Ecologia e Conservação de *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Babitonga, litoral norte de Santa Catarina**. 2000. Dissertação - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, Brasil. 2000.

CREMER, M.J. 2007. **Ecologia e conservação de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino no sul do Brasil**. Tese - Universidade Federal do Paraná, Paraná. 2007.

CREMER, M.J., SIMÕES-LOPES, P.C.; PIRES. J.S.R. Occupation Pattern of a Harbor Inlet by the Estuarine Dolphin, *Sotalia guianensis* (P.J. Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, p. 765-774, 2009.

CREMER, M.J., et al. Distribution and status of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in Babitonga bay, Southern Brazil. **Zoological Studies**, v. 50, p. 327-337, 2011.

CUNHA, H.A., et al Riverine and marine ecotypes of *Sotalia* dolphins are different species. **Marine Biology**, v. 148(2), p.449-457. 2005.

CUNHA, H.C.; DA SILVA; V.M.F.; SOLÉ-CAVA, A.M. Molecular ecology and systematics of *Sotalia* dolphins. Biology, Evolution and Conservation of River Dolphins within South America and Asia. **Nova Science**, p. 261-283, 2010.

DA SILVA, V.M.F.; BEST, R.C. Tucuxi, *Sotalia fluviatilis*. **Mammalian Species**, v. 527, p. 1-7, 1996.

DA SILVA, V.F., et al. Report Of The Working Group On Distribution, Habitat Characteristics And Preferences, And Group Size. **Latin Journal Aquatic Mammals**, v. 8(1-2), p. 31-38, 2010.

DAURA-JORGE, F.G. et al. Seasonal and daily patterns of group size, cohesion and activity of the estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (P.J. Van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae), in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22(4), p. 1014-1021. 2005.

DIXON, K.R.; CHAPMAN, J.A. Harmonic Mean Measure of Animal Activity Areas. **Ecology**, v. 61, p. 1040-1044. 1980.

DUARTE, A.F.S. **Análise de áreas vitais e identificação de habitats potenciais dos golfinhos-roazes (*Tursiops truncatus*) na zona costeira da Arrábida**. 91f. 2015. Dissertação (Mestrado Em Ecologia Marinha) - Universidade De Lisboa, Faculdade De Ciências Departamento De Biologia Animal, Portugal. 2015.

EVANS, P. G. H.; HAMMOND, P. Monitoring cetaceans in European Waters. **Mammal Review**, v. 34, p.131–156, 2004.

EMIN-LIMA, R., et al. 2010. Note on the group size and behavior of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Marapanim Bay, Pará, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**.

ESPÉCIE, M.D.A.; TARDIN, R. H.O.; SIMÃO, S.M. Degrees of residence of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Ilha Grande Bay, south-eastern Brazil: a preliminary assessment. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, p. 1633–1639, 2010.

FAVARO, E.G.P. **Utilização da baía dos Golfinhos (Pipa, RN) pelo *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae)**. 35f. 2004. Dissertação - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Ciências Biológicas, Recife. 2004



FERREIRA, A. L. et al. Aves Marinhas da Ilha dos Franceses, Itapemirim, Espírito Santo. Anais do II Congresso Brasileiro de Oceanografia, Vitória-ES. 2005.

FILLA, G.F. **Estimativa da densidade populacional e estrutura de agrupamento do boto-cinza *Sotalia guianensis* (Cetácea: Delphinidae) na baía de Guaratuba e na porção norte do complexo estuarino da baía de Paranaguá, PR.** 86f. 2004. Dissertação - Universidade Federal do Paraná, Paraná. 2004.

FILLA, G. DE F.; MONTEIRO FILHO, E.L. DE A. O Desenvolvimento do Turismo náutico e a sua Ligação com a Observação do Boto-Cinza (*Sotalia guianensis*) na Região de Cananéia, Litoral Sul do Estado de São Paulo. **Turismo em Análise**, v.20 (2), 2009.

FLACH, L.; FLACH, P.A.; CHIARELLO, A.G. Density, abundance and distribution of the guiana dolphin (*Sotalia guianensis* van Benéden, 1864) in Sepetiba Bay, Southeast Brazil. **Journal Cetacean Research Management**, v.10, p. 31-36, 2008b.

FLORES, P.A.C. Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*). In.: PERRIN, W.F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J.G.M. (eds.). **Encyclopedia of Marine Mammals**, San Diego, California: Academic Press. p. 1267- 1269, 2002.

FLORES, P. A. C.; BAZZALO, M. Home ranges and movement patterns of the marine tucuxi dolphin, *Sotalia fluviatilis*, in Baía Norte, Southern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 3(1), p. 37-52, 2004.

FORNEY, K.A. Environmental Models of Cetacean Abundance: Reducing Uncertainty in Population Trends. **Conservation Biology**, v.14, n.5, p.1271-1286, 2000.

FRÈRE, C.H. et al. Home range overlap, matrilineal and biparental kinship drive female associations in bottlenose dolphins. **Animal Behaviour**, v. 80, p. 481-486, 2010.

FURY, C.A.; RUCKSTUHL, K.E.; HARRISON, P.L. Spatial and Social Sexual Segregation Patterns in IndoPacific Bottlenose Dolphins (*Tursiops aduncus*). **PLOS ONE**, v. 8, p. 1 – 10, 2013.

GEISE, L. **Estrutura social, comportamental e populacional de *Sotalia* sp. (Gray 1886) (Cetacea, Delphinidae) na região estuarino lagunar de Cananéia, SP e na Baía de Guanabara, RJ.** 199 f. Dissertação - Universidade de São Paulo. São Paulo, Brasil. 1989.

GEISE, L.; GOMES, N; CERQUEIRA, R. Behaviour, habitat use, and population size of *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea, Delphinidae) in the Cananéia estuary region, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.2, p.183-194, 1999.

GERO, S.; GORDON, J.; WHITEHEAD, H. Individualized social preferences and long-term social fidelity between social units of sperm whales. **Animal Behaviour**, v.102, p. 15-23, 2015.

GODOY, F. de D., ANDRIOLO, A., FILLA, G. de F. The influence of environmental variables on estuarine dolphins (*Sotalia guianensis*) spatial distribution and habitat used in the Estuarine Lagunar Complex of Cananéia, southeastern Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 106(0), p.68-76, 2015.

GOMEZ-SALAZAR, C.; TRUJILLO, F.; WHITEHEAD, H. Photo-Identification: A Reliable and Noninvasive Tool for Studying Pink River Dolphins (*Inia geoffrensis*) **Aquatic Mammals**, v.37, p. 472-485, 2011.

GOMEZ-SALAZAR, C. et al. Population, density estimates, and conservation of river dolphins (*Inia* and *Sotalia*) in the Amazon and Orinoco river basins. **Marine Mammal Science**, v.28, p. 124-153, 2012.

GOMEZ-SALAZAR, C., WHITEHEAD, H., TRUJILLO, F. Population size estimates of pink river dolphins (*Inia geoffrensis*) using mark-recapture methods on photo-identification. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**. v. 9(2), p. 132-139, 2014.

GONÇALVES, M. I. C. **A actividade e a estrutura espacial dos grupos de boto-cinza, *Sotalia guianensis* (VAN BÉNÉDEN, 1864), no porto de Ilhéus – Bahia, Brasil.** 2009. 85f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Mar – Recursos Marinhos) - Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar da Universidade do Porto, Portugal. 2009.

GUBBINS, C. Use of home ranges by resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a South Carolina estuary. **Journal of Mammalogy**, v. 83, p. 178-187, 2002.

HARDT, F. A. S. **Padrões de residência do golfinho *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Brasil.** 120f. 2005. Dissertação (Pós Graduação em Ciências Biológicas – Zoologia) - Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, Paraná. 2005.

HAVUKAINEN, L.; MONTEIRO FILHO, E. L.de A.; FILLA, G. de F. Population density of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in the Cananéia region, Southeastern Brazil. **Revista de Biología Tropical**, v. 59(3), p. 1275-1284, 2011.

HEITHAUS, M.R.; DILL, L.M. Food availability and tiger shark predation risk influence bottlenose dolphin habitat use. **Ecology**, v. 83(2), p. 480–491, 2002.

HENDERSON, E.E. et al. The behavioral context of common dolphin! (*Delphinus* sp.) vocalizations. **Marine Mammal Science**, v.28(3), p.439-460, 2012.

HIDROMETEOROLOGIA/ INSTITUTO CAPIXABA DE PESQUISA,  
ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL  
<http://hidrometeorologia.incaper.es.gov.br/> Acesso em 26 de maio de 2015.

HOOKEER, S. K.; WHITEHEAD, H.; GOWANS, S. Marine Protected Area Design and the Spatial and Temporal Distribution of Cetaceans in a Submarine Canyon  
Diseño de Areas Marinas Protejidas y la Distribución Espacial y Temporal de Cetaceos en un Cañón Submarino. **Conservation Biology**, v. 13(3), p.592-602, 1999.

IBAMA, 2001. Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação. Versão II. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília, DF.  
ICMBio/ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2015. **Lista de espécies Ameaçadas. Mamíferos**. Disponível em:  
<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies/6152-especie-6152>. Acesso em 14 de Outubro de 2015.

IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010. Disponível em:  
<<http://www.iucnredlist.org>> Acesso em 14 de Outubro de 2015.

JAPP, A.K. **Estimativa da densidade populacional do boto cinza *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Antonina, litoral do Estado do Paraná, BR**. 2004. 92 f. Monografia - Pontifícia Universidade Católica do Paraná. Curitiba, Brasil. 2004.

JUTAPRUET, S.; KITTIWATTANAWONG, K.; PRADIT, S. Population Size and Habitat Patterns of Indo-Pacific Humpback Dolphins (*Sousa chinensis*) off Donsak, Surat Thani, Thailand. **Chiang Mai Journal Science**, v. 42(1), p. 136-147, 2015.

KARNISKI, C., et al. A comparison of survey and focal follow methods for estimating individual activity budgets of cetaceans. **Marine Mammal Science**, v.31, p. 839-852, 2015.

LETTINK, M.; ARMSTRONG, D.P. An introduction to using mark-recapture analysis for monitoring threatened species. p. 5-32, 2003. In: **Department of Conservation 2003: Using mark-recapture analysis for monitoring threatened species: introduction and case study**. Department of Conservation Technical Series v.28, 63 p.

LIMA, M.S. de. **Uso de habitat e comportamento do boto-cinza *Sotalia guianensis* em zona estuarina do estado de Sergipe, Nordeste do Brasil**. 102f. 2010. Dissertação (Mestrado em Estudos de Comportamento; Psicologia Fisiológica) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2010.

LODI, L.; HETZEL, B., Grandes agregações do boto-cinza (*Sotalia fluviatilis*) na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. **Revista Bioikos**, v. 12(2), p.26-30, 1998.

LODI, L. Tamanho e composição de grupo dos botos-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (CETACEA, DELPHINIDAE), na baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. **Atlântica**, v. 25(2), p. 135-146, 2003.

LODI, L. **Fidelidade de área, características de grupo e organização social de Tursiops truncatus (Cetacea, Delphinidae), no arquipélago das Cagarras, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.** 2009. Tese - Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro. 2009.

LOUZADA, C.N. **Características das estratégias de pesca do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) em diferentes regiões do complexo estuarino-lagunar de Cananéia.** 2014. 67f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal do Paraná, Paraná. 2014.

LUNARDI, D.G.; FERREIRA, R.G. Group composition influences on behavioral sequence patterns of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis*. **Journal of Ethology**, v. 31, p. 49-53, 2013.

LUNARDI, D.G.; FERREIRA, R.G. Fission-fusion dynamics of Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) groups at Pipa Bay, Rio Grande do Norte, Brazil. *Marine Mammal Science*, 2014.

LUSSEAU, D. The emergent properties of a dolphin social network. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 270 (2), p.186-188, 2003.

LUSSEAU, D. The hidden cost of tourism: detecting long-term effects of tourism using behavioral information. **Ecology and Society**, v.9 (1), p. 2, 2004.

MANGER, P.R. Questioning the interpretations of behavioral observations of cetaceans: is there really support for a special intellectual status for this mammalian order? **Neuroscience**, v. 250, p. 664–696, 2013.

MANLY, B. et al. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. – Kluwer. Second Edition. 215p. 2010.

MANN, K.H.; LAZIER, J.R.N. **Dynamics of marine ecosystems: biological-physical interactions in the oceans.** 2nd ed. Blackwell Publishing. 394p. 1996

MANN, J.; WÜRSIG, B. Observing and Quantifying Cetacean Behavior in the Wild: Current Problems, Limitations, and Future Directions. In: YAMAGIWA, J.; KARCZMARSKI, L. **Primates and Cetaceans**, Springer Japan, p. 335-344. 2014.

MARCHETTO, C. **Estimativas de abundância do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Cetacea, Delphinidae) no Complexo Estuarino de Paranaguá utilizando modelos de captura-recaptura.** 71 f. 2010. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Biologia - Diversidade e Manejo da Vida Silvestre) - Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo. 2010.

- MARTIN, L. et al. Coastal quaternary formations of the southern part of the State of Espírito Santo (Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 68(3), p. 389-404, 1996.
- MARTINS, D.T.L. **Caracterização do repertório acústico do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, e impacto de embarcações no Nordeste do Brasil**, 2010. 122f. Dissertação (Mestrado em Psicobiologia) - Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 2010.
- MCNAB, B.K. Bioenergetics and the Determination of Home Range Size. **The American Naturalist**, v.97, p. 133-140, 1963.
- MEIRELLES, A. C. O. de. **Ecologia populacional e comportamental do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (VAN BÉNÉDEN, 1864) na enseada do Mucuripe, Fortaleza, Estado do Ceará**. 2013. 132f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Fortaleza. 2013.
- MILLSPAUGH, O. J. Analysis of Resource Selection Using Utilization Distributions. **Journal of Wildlife Management**, v. 70(2), p. 384–395, 2006.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Group organization of the dolphin *Sotalia fluviatilis guianensis* in an estuary of southeastern Brazil. **Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science**, v. 52(2), p. 97-101, 2000.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. de A.; RABELLO, B. L.; REIS, S. F. dos. Skull shape and size divergence in dolphins of the genus *Sotalia*: a tridimensional morphometric analysis. **Journal of Mammalogy**, v. 83(1), p.125-134, 2002.
- MONTEIRO, M.S., SOUTO, A., NASCIMENTO, L.F. de, Comparações entre os comportamentos de forrageio nas diferentes faixas etárias do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Cetacea; delphinidae) na Baía dos Golfinhos, Praia de Pipa - RN – Brasil. **Revista de Etologia**, v.8, p.13-25, 2006.
- MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Comportamento de pesca, In: MONTEIRO-FILHO, E.L.A. et al. **Biologia, ecologia e conservação do Boto-Cinza**. Ed. Páginas e Letras Editora e Gráfica, São Paulo, p.11-16, 2008.
- MOORE, S. E. Marine mammals as ecosystem sentinels. **Journal of Mammalogy**, v. 89(3), p.534-540, 2008.
- NASCIMENTO, L.F. et al. Descrição do Comportamento de Superfície do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na Praia de Pipa – RN. **Psicologia: Reflexão e Crítica**, v.21(3), p.509-517, 2008.
- NERY, M.F.; ESPÉCIE, M. De A.; SIMÃO, S. M. Site fidelity of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.25(2), p.182-187, 2008.

NERY, M.F.; SIMÃO, S.M.; PEREIRA, T. Ecology and behavior of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in Sepetiba Bay, South-eastern Brazil. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, v. 2(9), p.194-200, 2010.

NETTO, R. D. F.; BENEDITTO, A. P. M. Di. Interactions between fisheries and cetaceans in Espírito Santo state coast, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v.10(1), p.55-63, 2008.

OLIVEIRA, E.C.D.S. et al. Coordinated feeding behavior of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in southeastern Brazil: a comparison between populations. **Zoologia (Curitiba)**, v. 30, p. 585-591, 2013.

OSHIMA, J.E.D.F.; SANTOS, M. C. de O.; BAZZALO, M.; FLORES, P. A. de C.; PUPIM, F. do N. Home ranges of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in the Cananéia estuary, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, p. 1641–1647, 2010.

OTIS, D. L., et al. **Statistical inference from capture data on closed animal populations**. Wildlife Monographs. 62. 1978.

PANSARD, K.C.A. **Ecologia alimentar do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Benédén,1864), no litoral do Rio Grande do Norte, (RN)**. Tese (Pós-graduação em Psicobiologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. p. 196, 2009.

PEARSON, H., Influences on dusky dolphin (*Lagenorhynchus obscurus*) fission-fusion dynamics in Admiralty Bay, New Zealand. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 63(10), p. 1437-1446, 2009.

PINHEIRO, H.T.; FERREIRA, A.L. E TEIXEIRA, J.B. **Diagnóstico Ambiental do litoral sul do estado Espírito Santo: Estudos complementares para a criação de uma Unidade de Conservação Marinha**. Universidade Federal do Espírito Santo - Núcleo de Unidades de Conservação do ES/ ICMBio. 2010.

PINHEIRO, H.T. **Peixes recifais da Ilha dos Franceses: composição, distribuição espacial e conservação**. 71f, 2010. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo. 2010.

PINHEIRO, F. C. F. **Padrões de uso de habitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na região da foz do rio Doce, costa norte do Espírito Santo, Sudeste do Brasil**. 39f. 2014. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais, Espírito Santo. 2014

PIOLA, A. R.; MATANO, R. P. **Brazil and Falklands (Malvinas) Currents**. Encyclopedia of Ocean Sciences, 1<sup>st</sup>, v.1, p. 340–349, 2001.

- PIZZORNO, J. L. A. **Estimativa populacional do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, na Baía de Guanabara, por meio de catálogo de foto-identificação.** 47f. 1999. Dissertação - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 1999.
- POLLOCK, K.H. A capture–recapture design robust to unequal probability of capture. **Journal Wildlife Management**, v. 46, p. 757–760, 1982.
- POLLOCK, K. H. et al. **Statistical inference for capture-recapture experiments.** **Wildlife Monographs**. 107. 1990.
- PUTMAN, R; FLUECK, W.T. Intraspecific variation in biology and ecology of deer: magnitude and causation. **Animal Production Science**, v. 51(4), p. 277-291, 2011.
- QUADRA, G. R.; MAMEDE, N.; COSTA, L.M. B.; ANDRIOLO, A. Análise de Contaminantes na Baía de Benevente, Espírito Santo. **XXXVII Semana de Biologia e XX Mostra de Produção Científica da UFJF**. 2014.
- QUADRA, G. R.; MAMEDE, N.; ANDRIOLO, A.; MARQUES, G.R.; BARROS, N.O.; ROLAND, F. Qualidade das Águas da Baía de Benevente (Espírito Santo, Brasil). **XXXVIII Semana de Biologia e XXI Mostra de Produção Científica da UFJF**. 2015.
- QUINTANA-RIZZO, E.; WELLS, R.S. Resighting and association patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Cedar Keys, Florida: insights into social organization. **Canadian Journal Zoology**, v. 79, p. 447–456, 2001.
- RACHLOW, J.L.; BERGER, J. Conservation implications of patterns of horn regeneration in dehorned white rhinos. **Conservation Biology**, v. 11, p. 84-91, 1997.
- RAMANZIN, M., STURARO, E., ZANON, D. Seasonal migration and home range of roe deer (*Capreolus capreolus*) in the Italian eastern Alps. **Canadian Journal of Zoology**, v. 85, p. 280-289, 2007.
- RAMOS, R.M.A. et al. Morphology Of The Guiana Dolphin (*Sotalia guianensis*) Off Southeastern Brazil: Growth And Geographic Variation. **Latin Journal Aquatic Mammals**, v. 8, p. 137-149, 2010.
- RANDI, M.A.F. Padrão de cor da pele. In: MONTEIRO-FILHO, E.L.A. et al. **Biologia, Ecologia e Conservação do Boto-Cinza.** p.11-16. 2008. Páginas e Letras Editora e Gráfica, São Paulo. 2008.
- RECHSTEINER, E.U., ROSEN, D.A.S., TRITES, A.W. Energy requirements of Pacific white-sided dolphins (*Lagenorhynchus obliquidens*) as predicted by a bioenergetic model. **Journal of Mammalogy**, v.94, p. 820-832, 2013.
- REDFERN, J. V. et al. Techniques for cetacean–habitat modeling. **Marine Ecology Progress Series**, v.310, p. 271–295, April 2006.

RICHARD, E. et al. Daily, seasonal, and annual variations in individual home-range overlap of two sympatric species of deer. **Canadian Journal of Zoology**, v.92, p. 853-859, 2014.

**RIMA - Relatório de Impacto Ambiental - Base de Apoio Logístico Offshore distrito de Itaipava, município de Itapemirim – ES.** CTA - Serviços em Meio Ambiente. 243f. 2012.

ROCHA, G.B. Cultivo Experimental da Ostra *Crassostrea gigas* em Piúma, ES. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2003.

ROLLO JR., M.M. **Modelagem da distribuição do boto *Sotalia guianensis* VAN BÉNÉDEN 1863 (CETACEA, DELPHINIDAE) na região de Cananéia, sul do Estado de São Paulo.** 256 f. 2002. Doutorado - Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo, Brasil. 2002.

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

ROSS, P. S. et al. Ten guiding principles for the delineation of priority habitat for endangered small cetaceans. **Marine Policy**, v. 35(4), p. 483-488, 2011.

ROSSI-SANTOS, M.R.; RONDINELLI, S.; WEDEKIN, L.L. Uso da fotoidentificação para o estudo do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na região do extremo sul do estado da Bahia, com considerações sobre o movimento de indivíduos ao longo da costa. **Workshop de Pesquisa e Conservação de *Sotalia fluviatilis* do Nordeste.** 2004.

ROSSI-SANTOS, M.R. **Ecologia comportamental do boto cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1874) (Cetacea: Delphinidae) na região extremo sul do Estado da Bahia, Nordeste do Brasil.** 2006. Dissertação - Universidade Federal do Paraná, Paraná. 2006.

ROSSI-SANTOS, M.R.; WEDEKIN, L.L.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Residence and site fidelity of *Sotalia guianensis* in the Caravelas River Estuary, eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 87, p. 207–212, 2007.

ROYLE, J.A., et al. Chapter 1 – Introduction. In: ROYLE, J.A., CHANDLER, R.B., SOLLMANN, R., GARDNER, B. pp. 3-19, 2014. **Spatial Capture-recapture, Academic Press, Boston.** 2014.

SAMUEL, M.D., PIERCE, D.J., GARTON, E.O. Identifying Areas of Concentrated Use within the Home Range. **Journal of Animal Ecology**, v.54, p. 711-719, 1985.

SANTOS, M.C. de O.; ACUÑA, L.B.; ROSSO, S. Insights on site fidelity and calving intervals of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern



Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the UK**, v. 81 (06), p. 1049-1052, 2001.

SANTOS, U.A. et al. Spatial distribution and activities of the estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae) in Pontal Bay, Ilhéus, Bahia, Brazil. **Bioneotrópica**, v. 10(2), 2006.

SANTOS-JR, E. et al. Comportamento do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae) na presença de barcos de turismo na Praia de Pipa, Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, p. 661-666, 2006.

SANTOS, M. C. de O.; ZERBINI, A. N. Abundance estimates of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) in the Cananéia estuary, southeastern Brazil. Abstracts Book, **Workshop on Research and Conservation of the genus Sotalia**, p. 19 – 23 June, 2006. Búzios, Rio de Janeiro.

SANTOS, M.C.O. de O.; ROSSO, S. Ecological aspects of marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) based on group size and composition in the Cananéia Estuary, southeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**. 2007.

SANTOS, M.C. de O. et al. Report of the working group on population abundance and density estimation. . **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8(1-2), p. 39-45, 2010.

SANTOS, M.S.; SCHIAVETTI, A.; ALVAREZ, M.R. Surface patterns of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in the presence of boats in Port of Malhado, 50 Ilhéus, Bahia, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 41, p. 80-88, 2013.

SASAKI, G. **Uso de habitat pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864), na região próxima à desembocadura sul da baía de Paranaguá, litoral do estado do Paraná**. 2010. 62f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos) - Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná. 2010.

SASEKUMAR, A., et al. Mangroves as a habitat for fish and prawns. **Hydrobiologia**, v. 247, p. 195-207, 1992.

SCHULZE, B. **Estimativa populacional e área de vida do boto- cinza, *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) na baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil**. 2012. 121f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ecologia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2012.

SCOTT, M.D. et al. Tagging and Marking Studies on Small Cetaceans. In: REEVES, S.L.R. **The Bottlenose Dolphin**, Academic Press, San Diego. p. 489-514, 1990.

SEAMAN, D.E.; POWELL, R.A. An Evaluation of the Accuracy of Kernel Density Estimators for Home Range Analysis. **Ecology**, v.77, p. 2075-2085. 1996.

- SEBER, G.A. E. Note on the Multiple-Recapture Census. **Biometrika**, v. 52, p. 249-259, 1965.
- SEBER, G. A. E. **The estimation of animal abundance and related parameters**. Second edition. Macmillan, New York, New York, USA. 1982.
- SEBER, G. A. F. A review of estimating animal abundance. **Biometrics**, v.42, p. 267-292, 1986.
- SEBER, G.A.F. A Review of Estimating Animal Abundance II. **International Statistical Review / Revue Internationale de Statistique** , v. 60, p. 129-166 , 1992.
- SHARPLES, J.; SIMPSON, J. H. Shelf Sea and Shelf Slope Fronts. In: Steele, J. H.; Turekian, K. K.; Thorpe, S. A. **Encyclopedia of Ocean Sciences**, Academic Press. p. 2760-2768, 2001.
- SIGNORINI, S.R., et al. Corrente do Brasil: estrutura térmica entre 19° e 25°S e circulação geostrófica. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 37, p. 33-49. 1989.
- SIMÃO, S.M. Aplicação da técnica de fotoidentificação do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, (Cetacea, Delphinidae) da Baía de Sepetiba. **Floresta e Ambiente**, v. 7, p. 31-39, 2000.
- SIMÕES-LOPES, P.C. Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis* Gervais, 1853 (Cetacea, Delphinidae) no limite sul de distribuição, Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v.1(1), p. 57-62, 1988.
- SMOLKER, R.A., et al. Sex Differences in Patterns of Association among Indian Ocean Bottlenose Dolphins. **Behaviour**, v. 123, p. 38-69, 1992.
- SOUTH, A. Extrapolating from individual movement behaviour to population spacing patterns in a ranging mammal. **Ecological Modelling**, v. 117, p. 343-360, 1999.
- SPENCER, S.R.; CAMERON, G.N.; SWIHART, R.K. Operationally Defining Home Range: Temporal Dependence Exhibited by Hispid Cotton Rats. **Ecology**, v. 71, p. 1817-1822, 1990.
- SPENCER, W.D. Home ranges and the value of spatial information. **Journal of Mammalogy**, v. 93, p. 929-947, 2012.
- STAHL, P. et al. Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long-term trend and spatial variability. **Journal of Applied Ecology**, v.38 (3), p.674–687, 2001.
- STEFÁNSSON, G.; SIGURJÓNSSON, J.; VÍKINGSSON, G. A. On dynamic interactions between some fish resources and cetaceans off Iceland based on a

simulation model. **Journal of Northwest Atlantic Fishery Science**, v. 22, p. 357–370, 1997.

STUTZ REIS, S. **Caracterização das emissões sonoras do boto-cinza *Sotalia guianensis* (VAN BENÉDÉN, 1864) (CETACEA: DELPHINIDAE) e a investigação do ambiente acústico na Baía De Benevente, ES.** 2013. 70f. Dissertação ((Programa de Pós-Graduação em Comportamento e Biologia Animal) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais. 2013.

STUTZ, R. S. **Uso do hábitat pelo boto-cinza *Sotalia guianensis* (VAN BENÉDÉN, 1864) (CETACEA: DELPHINIDAE) na Baía De Benevente, ES, Brasil.** 56f. 2013. Dissertação ((Programa de Pós-Graduação em Comportamento e Biologia Animal) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais. 2013.

SWITZER, P. Site fidelity in predictable and unpredictable habitats. **Evolutionary Ecology**, v. 7, p. 533-555, 1993.

TARDIN, R.H. et al. Coordinated feeding tactics of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Ilha Grande Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, v.28, p. 291-296, 2011.

TARDIN, R.H. et al. Parental care behavior in the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Ilha Grande Bay, southeastern Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, v. 30, p. 15-23, 2013.

TARDIN, R.H. et al. Behavioral event occurrence differs between behavioral states in *Sotalia guianensis* (Cetartiodactyla: Delphinidae) dolphins: a multivariate approach. **Zoologia (Curitiba)**, v. 31, p. 1-7, 2014.

TORRES, L.; WERNER, F. Techniques for cetacean habitat modeling. **Marine Ecology Progress Series**, v.310, p. 271-295, 2006.

TOSI, C.H. **Sincronismo comportamental do boto-cinza (*Sotalia guianensis*).** 113f. 2007. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Psicobiologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Rio Grande do Norte. 2007.

TUCKER, M.A.; ORD, T.J.; ROGERS, T.L. Evolutionary predictors of mammalian home range size: body mass, diet and the environment. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p. 1105-1114, 2014.

URIAN, K.W.; WELLS, R. S. Bottlenose Dolphin Photo-Identification Workshop, NOAA Technical Memorandum, Charleston, South Carolina. 1996.

VALE, C.C.; FERREIRA, R.D. Os manguezais do litoral do Estado do Espírito Santo. In: **Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira**. ACIESP, São Paulo, p.88-94, 1998.

VAN WAEREBEEK, K.; WÜRSIG, B. Pacific white-sided dolphin and dusky dolphin *Lagenorhynchus obliquidens* and *L. obscurus*. In: PERRIN W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J.G.M. **Encyclopedia of Marine Mammals**, 2nd ed, Academic Press, San Diego, California. p. 859–861, 2002.

ZOLMAN, E.S. Residence patterns of bottlenose dolphins (*tursiops truncatus*) in the stono river estuary, charleston county, south carolina, U.S.A. **Marine Mammal Science**, v. 18, p. 879-892, 2002.

WEDEKIN, L.L. et al. Seasonal variations in spatial usage by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea; Delphinidae) at its southern limit of distribution. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, p. 1-8. 2007.

WELLS, R. S. Potential Climate Change Impacts on Bottlenose Dolphins. **Journal of the American Cetacean Society**, v. 39(2), p.12-17, 2010.

WHITE, G.C.; GARROTT, R.A. Home Range Estimation. In: WHITE, G.C.; GARROTT, R.A. **Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data**. Academic Press, San Diego, p. 145-182, 1990.

WILSON, B., THOMPSON, P.M., HAMMOND, P.S. Habitat Use by Bottlenose Dolphins: Seasonal Distribution and Stratified Movement Patterns in the Moray Firth, Scotland. **Journal of Applied Ecology**, v. 34, p. 1365-1374, 1997.

WOOD, S. N. Stable and efficient multiple smoothing parameter estimation for generalized additive models. **Journal of the American Statistical Association**, v. 99, p. 673–686, 2004.

WOOD, S. Generalized Additive Models: an introduction with R. 397p, 2011.

WORTON, B.J. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range studies. **Ecology**, v. 70, p. 164-168, 1989.

WURSIG, B.; JEFFERSON, T. A. Methods of photo-identification for small cetaceans. **Report International Whaling Comission**. Special Issue, v.12, p. 43-52, 1990.

WURSIG, B.; WURSIG, M. The fotografic determination of group size, composition and stability of coastal porpoise (*Tursiops truncatus*). **Science**, v. 198, p. 755-756, 1977.